Természet-védelmi közlemények

Magyar Biológiai Társaság
Budapest

11

2004

TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK

11. ÉVFOLYAM

Az I. Magyar Természetvédelmi Biológiai
Konferencia kötete
(Sopron, 2002. november 14–17.)

A Magyar Biológiai Társaság
Környezet- és Természetvédelmi
Szakosztályának közleményei

Budapest, 2004

A Természetvédelmi Közlemények ezen számának megjelenését a
Környezetvédelmi Alap Célelőirányzat
Magyar Tudományos Akadémia
Országos Tudományos Kutatási Alap
Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium
és a konferencia résztvevők és szponzorok
támogatása tette lehetővé

Ezt a kötetet szerkesztette:
Lendvai Ádám Zoltán és Szentirmai István

Szerkesztő bizottság:

Báldi András (elnök)
Demeter András
Horváth Ferenc
Horváth Győző
Kiss István
Liker András
Lőkös László (szerkesztő)
Margóczi Katalin
Peregovits László (szerkesztő)

Szerkesztőség címe:
Báldi András
Magyar Természettudományi Múzeum, 1088 Budapest, Baross u. 13.
Tel.: 1–2101075, 2677101, Fax: 1–3342785
E-mail: baldi@nhmus.hu

ISSN 1216–4585

© Magyar Biológiai Társaság
1027 Budapest, Fő u. 68.

Megjelent: 2004. december 20-án

Tördelés: Pars Kft., Budapest
Nyomás: Mondat Kft, Budapest

Tartalomjegyzék

Előszó 9

Lendvai Ádám Zoltán és Szentirmai István: Az egész részei, avagy tudományterületek kapcsolódása a természetvédelmi biológiában az I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia tanulságai alapján 11

Aradi Csaba, Gőri Szilvia és Lengyel Szabolcs: Természetvédelmi gyakorlat és konzervációbiológia: a kutatás szerepe a gyakorlati természetvédelemben 21

Jordán Ferenc, Báldi András, Orci Kirill Márk, Rácz István és Varga Zoltán: Kritikus élőhelyfoltok azonosítási lehetőségei – egy esettanulmány 31

Báldi András és Vörös Judit: A fajszám-terület összefüggés használhatóságának korlátai a fajgazdagság becslésére 39

Boldogh Sándor: Fajvédelmi programok tervezése, esernyő- és zászlóshajó-fajok védelme 45

Mátyás Csaba: Veszélyeztetett fajok és populációk megőrzésének genetikai szempontjai, különös tekintettel fás növényekre 55

Kiss Benigna, Vargha Márta és Márialigeti Károly: Horizontális génátvitel elemzése folyami üledékben 67

Persányi Miklós: Az állatkertek természetvédelmi paradigmaváltása 77

Orbán Zoltán, Fercsik Péter és Sárközy Tamás: Zoopedagógia és környezeti nevelés a védett és fokozottan védett állatfajok védelme érdekében a Jászberényi Állat- és Növénykertben 85

Deák József Áron: Aktuális és tájtörténeti élőhelytérképezés Csongrád környékén 93

Török Péter és Tóthmérész Béla: A debreceni Nagyerdő növényzeti arculatának vizsgálata 107

Süle Szilvia, Penksza Károly, Turcsányi Gábor és Sümegi András: Antropogén hatásoknak kitett dolomitgyepek fennmaradási esélyei 117

Kenderes Kata és Standovár Tibor: Vizsgálható-e erdeink természetessége az aljnövényzet ökológiai szempontú elemzésével? 127

Szabó Katalin, Beszteri Bánk, Lendvai Ádám Z. és Ács Éva: A Merzse-mocsár mint a kovaalgák genetikai diverzitásának őrzője 139

Tatár Sándor: Antropogén eredetű beavatkozások és terhelések hatása a veresegyházi Malom-tó úszólápi és parti vegetációjára 149

Czúcz Bálint: Páfrányok a budai vár falain 159

Pál-Fám Ferenc, Benedek Lajos és Rimóczi Imre: A nagygombák megőrzése Magyarországon: lehetőségek és perspektívák 163

Rudolf Kinga és Pál-Fám Ferenc: Erős antropogén hatásnak kitett erdők nagygombáinak természetvédelmi értékelése a Belső-Cserehátban 175

Siller Irén, Pál-Fám Ferenc és Fodor Lívia: Erdők állapotváltozásának nyomon követése nagygombák segítségével 185

Szűts Fanni: Bálványfa (*Ailanthus altissima*) elleni természetvédelmi kezelés a fokozottan védett tornai vértő élőhelyén 195

Csere Szilvia, Bódis Judit és Dénes Andrea: A *Himantoglossum caprinum* (M. Bieb.) Spreng. fekete-hegyi (Villányi-hegység) populációjának fenometriai vizsgálata és annak természetvédelmi értékelése 199

Schnitchen Csaba, Tóthmérész Béla, Magyari Enikő, Grigorszky István és Braun Mihály: Láphidrológiai változások rekonstrukciója fosszilis Testacea (házas amőba) fauna alapján 209

B. Bokor Zsuzsanna: Erdőfelújítás hatása a talajlakó makroízeltlábú faunára a Beregi-síkság védett erdőállományaiban 219

Traser György és Salló Mária: Új ugróvillás (Insecta: Collembola) adatok a Kőszegi-hegységből 229

Lengyel Szabolcs, Kiss Béla, Müller Zoltán és Aradi Csaba: A tiszavirág telepeinek elhelyezkedése és szerkezete, valamint állományának nagysága a Felső-Tisza egyes szakaszain 233

Kenyeres Zoltán, Bauer Norbert és Szövényi Gergely: Az *Isophya costata* Brunner von Wattenwyl, 1878 (Orthoptera: Tettigoniidae) élőhelyválasztásának és állományainak vizsgálata érintkező gyepekben (Kálimedence, Sásdi-rét) 241

Nagy Antal: A Villányi-hegység száraz gyepeinek Orthoptera együttesei 251

Purger Dragica és Vadkerti Edit: A Mecsek és a Baranyai-dombság másodlagos jellegtelen gyepjei, mint tarszafajok (Orthoptera, *Isophya*) élőhelyei 255

Pápai János és Krausz Krisztina: Veszélyeztetett Orthoptera populációk mozgásmintázatának vizsgálati lehetőségei a rövidszárnyú rétisáska (*Euchorthippus declivus*) nyomán 263

Elek Zoltán, Magura Tibor és Tóthmérész Béla: Fenyőtelepítések hatása a futóbogár (Coleoptera: Carabidae) faunára a Bükk hegységben 271

Kutasi Csaba: A szegélyes futrinka (*Carabus marginalis decorus*) előfordulása a Bakonyban 281

Molnár Tivadar, Magura Tibor, Tóthmérész Béla és Elek Zoltán: Szegélyek szerepe a diverzitás fenntartásában futóbogarak esetén 285

Szél Győző, Kutasi Csaba és Retezár Imre: Újabb eredmények a Tihanyi-félsziget bogárfaunisztikai kutatásában 295

Sárospataki Miklós, Novák Judit és Molnár Viktória: Hazai poszméhfajok (*Bombus* spp.) veszélyeztetettsége és védelmük szükségessége 299

Tartally András és Csősz Sándor: Adatok a magyarországi *Maculinea* fajok (Lepidoptera: Lycaenidae) hangyagazdáiról 309

Árnyas Ervin, Szabó Sándor, Tóthmérész Béla és Varga Zoltán: Lepkefaunisztikai vizsgálatok fénycsapdás gyűjtéssel az Aggteleki Nemzeti Parkban 319

Bereczki Judit, Pecsenye Katalin és Varga Zoltán: A morfológiai változatosság szerkezetének időbeli változása az *Aricia artaxerxes issekutzi* (Lepidoptera: Lycaenidae) két Kárpát-medencei populációjában 329

Kőrösi Ádám, Kassai Ferenc és Peregovits László: Egy védett hangyaboglárka, a *Maculinea teleius* populációdinamikai vizsgálata a Szigetközben 337

Sólymos Péter: Magyarország szárazföldi Mollusca faunájának ritkaságon alapuló értékelése és alkalmazási lehetőségei 349

Márkus Ferenc: Gerinces állatfajok visszatelepítésének természetrajza Magyarországon 1970-től napjainkig 359

Keresztessy Katalin: Veszélyeztetett halfajok megőrzése 371

Keresztessy Katalin, Bardóczyné Székely Emőke Czinkota Imre és Loksa Gábor: Veszélyeztetett murai halfajok és élőhelyi körülményeik vizsgálata 383

Lendvai Csaba és Keresztessy Katalin: A Balaton befolyóinak halfaunisztikai vizsgálata 389

Puky Miklós, Fodor Andrea, Molnár Ákos, Hámori Márta, Tinya Flóra, Fodor Andrea, Molnár Péter, Hajdu Ádám és Jónás Szabolcs: Az alpesi

tarajosgőte (*Triturus carnifex* Laurenti, 1768) előfordulása, jellemzői és védelme Magyarországon 399

Puky Miklós, Hajdu Ádám, Yann Surget-Groba, Benoit Heulin és Gaetano Odierna: Fajvédelmi programok létjogosultsága és feladatai Magyarországon: az elevenszülő gyík (*Zootoca vivipara* Mayer & Bischoff, 1996) vizsgálatának eredményei és tanulságai 411

Kovács Tibor: A rákosi vipera védelmének problémás kérdései 419

Bajomi Bálint: A kékcsőrű réce (*Oxyura leucocephala*) sikertelen visszatelepítéséből levonható tanulságok 429

Báldi András, Nagy Károly és Hanyus Erik: Madárfajok előfordulásának modellezése a Fontos Madárélőhelyek és a CORINE Felszínborítás 50 000 alapján – előzetes eredmények 439

Báldi András, Verhulst, Jort és Kleijn, David: Eltérő intenzitással kezelt agrárterületek madárközösségeinek összehasonlítása 449

Barta Zoltan és Béres László: Vörös vércse (*Falco tinnunculus*) telepítési kísérletek a Bakony térségében 457

Csörgő Tibor, Karcza Zsolt és Halmos Gergő: Énekesmadarak monitorozása az Ócsai Tájvédelmi Körzetben 465

Fuisz Tibor István és Zölei Anikó: Az erdőtelepítés hatása a tövisszúró gébics (*Lanius collurio*) fészkelési sikerére és denzitására 473

Gyurácz József, Nagy Károly, Bagdi Antal, Hadarics Tibor és Ragats Zsófia: A gyurgyalag (*Merops apiaster*) monitorozása és védelmi helyzete Magyarországon, 1997–2001 481

Horváth Győző, Molnár Dániel, Nagy Tibor, Baksza Ildikó és Németh Tamás: A gyöngybagoly (*Tyto alba*) költési paramétereinek és táplálékösszetételének vizsgálata a költőhelyek tájmintázatának elemzése alapján 491

Jávor Benedek, Jordán Ferenc és Török János: A feketerigó (*Turdus merula*) táplálkozási különbségei egy erdei és egy gyümölcsös habitatban – hálózati perspektívából 501

Kalocsa Béla és Tamás Enikő: A fekete gólya (*Ciconia nigra*) védelme 511

Mátics Róbert: A gyöngybagoly (*Tyto alba*) természetes és nem természetes mortalitása: nő az utakon történő pusztulás jelentősége 517

Szitta Tamás, Bagyura János és Demeter Iván: Fokozottan védett madárfajok költőállományának növelése mesterséges fészkek kihelyezésével Északkelet-Magyarországon 525

Tamás Enikő és Kalocsa Béla: A fekete gólya (*Ciconia nigra*) hullámtéri élőhelyeinek problémái 535

Tóth László: A hamvas rétihéja (*Circus pygargus* Linnaeus, 1758) elterjedése, állománynagysága és védelme a múltban és napjainkban Magyarországon 541

Tóth László, Palatitz Péter és Bera Márta: A predáció szerepe egy talajon fészkelő ragadozómadár-faj reprodukciójában 551

Bihari Zoltán: A hörcsög *(Cricetus cricetus)* magyarországi elterjedésének változása az elmúlt 50 év alatt 559

Bozsér Orsolya: Az eurázsiai hód (*Castor fiber*) visszatelepítése Magyarországon 567

Gubányi András, Horváth Győző és Mészáros Ferenc: Az északi pocok (*Microtus oeconomus*) populációk hazai kutatottsága 571

Horváth Győző és Gubányi András: Az északi pocok (*Microtus oeconomus*) populációk jövője: fennmaradásukat befolyásoló tényezők, természetvédelmi stratégiák 587

Horváth Győző, Pogány Ákos, Hamburger Krisztina és Schäffer Dávid: A védett csalitjáró pocok, *Microtus agrestis* (Linnaeus, 1761) országos elterjedése az 1999-ig gyűjtött adatok alapján 597

Juhász Lajos és Kozák Lajos: Mesterséges madárodúkban fészkelő mogyorós pelék (*Muscardinus avellanarius*) populációdinamikája és predációs szerepe a Nyírségben 607

Lanszki József: A vidra (*Lutra lutra*) biomonitorozása a Dráva somogyi szakaszán (2000–2002) 613

Lanszki József, Heltai Miklós és Szűcs Eleonóra: Az aranysakál és a konkurens vörös róka táplálkozási szokásainak vizsgálata Magyarországon 623

Contents 633

ELŐSZÓ

Sopron 2002: Mérföldkő a hazai természetvédelemben

2002-ben, hazánk európai uniós csatlakozásának küszöbén majdnem félezer kutató, tudós, elméleti és gyakorlati szakember tartotta fontosnak, hogy részt vegyen az első Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencián. Ebben az évben már javában zajlott a közösségi joganyag átvétele és dolgoztunk a gyakorlati feladatok megvalósításán. Több száz biológus, ökológus, természetvédelmi szakember fáradozott a Natura 2000 területek kijelölésén is, amely kétségtelenül a hazai természetvédelem legnagyobb kihívása az utóbbi évtizedekben. Most, az uniós csatlakozás után pár hónappal már nyugodtan kijelenthetem, hogy sikerrel vettük az akadályokat, és ez nagymértékben a magyarországi szakembergárda összefogásának és együttműködésének köszönhető. Ez az alkotó, együttműködő szellem hatotta át az I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferenciát is, ami lehetőséget teremtett a különböző területek szakértőinek a gondolatcserére, egymás kutatási eredményeinek, véleményének megismerésére és elismerésére. Örömmel ajánlom tehát minden érdeklődőnek a természetvédelem legnagyobb hazai seregszemléjén elhangzott előadások anyagát. Bízom benne, hogy a kötetet haszonnal forgatják majd a jelen és a jövő szakemberei.

Budapest, 2004. szeptember 8.

Persányi Miklós
környezetvédelmi és vízügyi miniszter

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 11–20, 2004

Az egész részei, avagy tudományterületek kapcsolódása a természetvédelmi biológiában az I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia tanulságai alapján

Lendvai Ádám Zoltán[1,2] és Szentirmai István[1,2]

[1]*ELTE Etológia Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter s. 1/c*
[2]*SZIE Ökológiai Tanszék, 1077 Budapest, Rottenbiller u. 50*
E-mail: lendvai@ludens.elte.hu

Összefoglaló: Hol tart ma a természetvédelmi biológia Magyarországon? Mennyire érvényesül hazánkban a tudományág interdiszciplináris jellege? Hogyan kapcsolódik egymáshoz az elmélet és a gyakorlat? Ezekre a kérdésekre kerestünk választ az I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencián (MTBK) bemutatott közel 200 előadás és poszter elemzésével. Ehhez a bemutatott munkákat témájuk, vizsgálati alanyuk rendszertani hovatartozása és a tárgyalt természetvédelmi problémát kiváltó okok alapján kategorizáltuk. Az eredményekből szembetűnő a monitorozási munkák (42%) hangsúlyos volta, ami jelentős előrelépés az öt évvel ezelőtti állapothoz képest. A változáshoz valószínűleg nagyban hozzájárult az 1998-ban beindított Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer, amely nemcsak ösztönözte az ilyen jellegű vizsgálatokat, de egységes keretet is biztosított számukra. Bár a bemutatott munkák között jelentős arányban (25%) szerepeltek kutatások, ezeknek csak kis hányada kapcsolódott konkrét természetvédelmi beavatkozások előkészítéséhez vagy hatásának tanulmányozásához. Az elmélet és a gyakorlat közötti szorosabb összefonódást véleményünk szerint az I. MTBK-hoz hasonló fórumok, az alkalmazott természetvédelmi biológiai kutatások támogatottságának növelése és egy, a kutatásokat irányító intézmény létrehozása segíthetné elő leginkább. Elemzésünk azt is kimutatta, hogy a hazai természetvédelmi biológusok a növény- és állatfajok széles skálájával foglalkoznak munkáikban, amely szintén előrelépés a virágos növények és a gerinces állatok korábbi túlhangsúlyozásához képest. A bemutatott munkák számos, a védett élőlényeket veszélyeztető tényezőre hívták fel a figyelmet, amelyek között a leggyakoribbak a káros emberi beavatkozások, a leromló élőhelyek és a mezőgazdaság voltak. Összességében elmondhatjuk, hogy a magyar természetvédelmi biológia jó úton jár. Ugyanakkor az elméleti kutatások és a gyakorlati alkalmazások közötti együttműködés további javítására van szükség ahhoz, hogy ez a tudományterület a biodiverzitás megőrzésének igazán hatékony eszköze lehessen.

Bevezetés

A Csendes-óceán térségében élő ál-cserepes teknős (*Caretta caretta*) állománya a század végén mintegy 15 év alatt 85%-kal csökkent, a kihalás közvetlen veszélyével fenyegetve a több százmillió éves evolúciós múltra visszatekintő fajt.

Megmentéséhez azonnali cselekvésre volt szükség, amit azonban nehézzé tett a probléma sokrétűsége. Egyrészt, a tengeri teknősökről rendelkezésünkre álló biológiai ismeretek korlátozottak, amelyek empirikus megszerzésére a hosszú életű teknősök esetében nem lehetett várni, a védelmi intézkedéseket a meglévő tudásanyagra kellett alapozni. Másrészt, a szaporodáskor partra szálló teknősök tojásait a bennszülöttek évezredek óta fogyasztják, és e hagyomány megszüntetésére nincs lehetőség. A veszélyeztető tényezők feltárásán fáradozó biológusok számítógépes modellezéssel megállapították, hogy a teknőspopulációk fennmaradási esélyeit a tojások száma csak kis mértékben befolyásolja, ugyanakkor az ivarérettségüket több mint 20 év után elérő állatok esetében a fiatalkori és felnőttkori túlélésnek sorsdöntő szerepe van a populációk sérülékenysége szempontjából (Congdon & Dunham 1994, Heppell *et al.* 1996). A teknősfajok védelmi erőfeszítéseit tehát nem érdemes a helyi lakossággal vívott szélmalomharcba ölni, ha nem csökkenthető a serdülő és felnőtt egyedek mortalitása, melyet elsősorban a halászhálókba fulladt és a szándékos vadászat áldozatául esett állatok pusztulása eredményez.

A fenti példa a természetvédelmi biológia számos jegyét magán viseli. Világos a szakterület krízis jellege: sokszor egy-egy állat- vagy növényfaj eltűnésének hirtelen fellépő, közvetlen veszélye az, ami egy védelmi program kidolgozását teszi szükségessé. Ennek megvalósítása során azonban kiviláglik, hogy a természetvédelmi biológia rendkívül összetett diszciplína, melynek a cselekvési programokban számos szakterület tapasztalatát kell ötvöznie, és a helyes védelmi intézkedések meghozatala során nem kerülhető el a különböző érdekcsoportokkal való együttműködés sem (Kenett *et al.* 1994).

Témánk szempontjából azonban külön hangsúllyal bír a fenti példa egy másik tanulsága is. Mint az számos krízishelyzetben tapasztalható, a probléma „több sebből vérzik", és bár minden bizonnyal a legcélravezetőbb az volna, ha minden veszélyeztető tényezőt egyszerre elháríthatnánk, a legtöbb esetben ennek anyagi, technikai, társadalmi akadályai vannak. A tengeri teknősökre kidolgozott modell például rámutatott arra, hogy a populációk sérülékenységét érdemben a fiatal és felnőtt állatok mortalitásának csökkentésével lehet kezelni, bár ez intuitív alapon igen nehezen lett volna átlátható. Bármennyire is sürgető tehát a cselekvés, a védelmi intézkedés nem alapozható *ad hoc* elképzelésekre, a veszélyeztető problémák tudományos feltárása a természetvédelmi biológia szerves része. Ideális esetben a természetvédelmi probléma feltárása, a védelmi tevékenység kidolgozása és a konkrét intézkedések végrehajtása oly szervesen kapcsolódnak egymáshoz, hogy azok erőltetett szétválasztása értelmetlen volna (1. ábra).

A természetvédelmi biológia helyzete Magyarországon

Hol tart ma a természetvédelmi biológia Magyarországon? Vajon magán viseli a fent említett jellemzőket? Hogyan kapcsolódik egymáshoz az elmélet és a gyakorlat? Vállalkozhatunk-e egyáltalán arra, hogy választ adjunk ezekre a kérdésekre? Erre az adja meg a kivételes lehetőséget, hogy 2002. november 14. és 17. között Sopronban az I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencián a hazai természetvédelemben dolgozó szakemberek az eddigi rendezvényekhez képest egyedülállóan széles köre vett részt, és mutatta be munkáját (Lengyel *et al.* 2002). A konferencián elhangzott mintegy kéttucat szimpózium-előadáson túl közel kétszáz posztert is bemutattak a résztvevők. Ezen munkák elemzése alapján próbáltunk meg választ adni a fenti kérdésekre. A hazai természetvédelmi biológia szakemberei már korábban is boncolgatták a tudományterület helyzetét. Két vizsgálat publikált cikkek alapján a természetvédelmi biológia prioritásainak meghatározására törekedett (Margóczi *et al.* 1997, Báldi 1998), míg másik két tanulmány a természetvédelmi biológia hazai helyzetét, illetve a különböző szakmai csoportok együttműködésének hatékonyságát igyekezett feltárni (Standovár 2001, Mihók & Standovár 2001). A fenti tanulmányok ismeretében is érdemesnek találtuk a konferencia munkáit elemezni, mert az általunk vizsgált közlemények reprezentatív mintát szolgáltatnak nagy számuk és szerzőik változatos szakmai háttere miatt is, valamint információt nyújthatnak arról, hogy milyen változások történtek a hazai természetvédelmi biológiában a korábbi tanulmányok elvégzése óta.

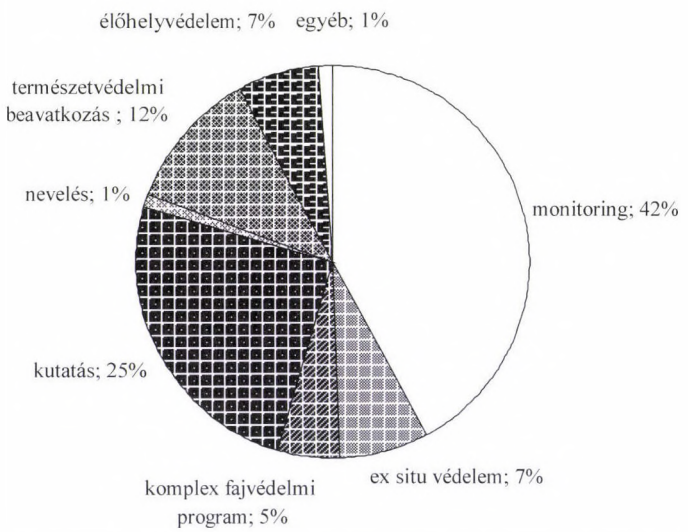


Kié az alma?
A nyúl vette észre, a varjú szedte le a fáról, a sün kapta el.

1. ábra. A természetvédelmi biológia komplex tudományterület, mely több, egymástól el nem választható részterületből tevődik össze. (V. Szutyejev után)

Először megvizsgáltuk, hogy a bemutatott előadások és poszterek milyen témával foglalkoztak. Hét csoportot különböztettünk meg: (1) monitoring címszó alatt összevontuk a populációk jelenlétével és azok állománynagyságával foglalkozó tanulmányokat, ide sorolva az állományfelmérést, a faunisztikai és florisztikai felméréseket, és ismert populációk monitorozását. (2) Veszélyeztetett fajok természetes élőhelyén kívüli, *ex situ* védelmét ismertető közlemények. (3) Összetett fajvédelmi programot ismertető munkák. (4) Kutatás kategóriába soroltunk minden olyan tanulmányt, mely tudományos módszerek alkalmazásával biológiai kérdésekre keresett választ. Ebbe a csoportba kerültek tehát a modellező, kísérletes vagy megfigyeléses vizsgálatok, az „alap-" és az „alkalmazott" kutatások egyaránt. (5) A környezeti nevelésre, szemléletformálásra hangsúlyt helyező közlemények. (6) Természetvédelmi beavatkozásként határoztuk meg egy természetvédelmi cél érdekében végrehajtott intézkedést. Ilyenek volt például az élőhely-rekonstrukció, égetés, mesterséges fészkek kihelyezése stb. (7) Élőhelyvédelemmel foglalkozó és (8) egyéb, a fenti kategóriákba nem sorolható közlemények.

Az eredményeket tekintve látható, hogy a konferencia teljesítette küldetését, és a természetvédelmi tevékenységek változatos tárházát mutatta be (2. ábra). Szembetűnő a monitorozási munkák hangsúlyos volta, ugyanakkor figyelemre méltó, hogy öt évvel ezelőtt Báldi (1998) éppen a monitorozás jellegű munkák alacsony reprezentáltságára hívta fel a figyelmet. A monitorozás jellegű kutatások beindítását és elvégzését nagyban elősegítette az 1998-ban életre hívott Nemzeti



2. ábra. Az I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencián bemutatott előadások és poszterek tematikus osztályozása. A csoportok magyarázatát lásd a szövegben.

Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) is, amelynek célja az élőhelyek, életközösségek, növény- és állatfajok populációinak felmérése és változásainak nyomon követése. A program nemcsak a forrásokat tette könnyebben hozzáférhetővé a felméréseket végzők számára, hanem jelentős szerepet játszott a kutatások koordinálásában és az egységes mintavételi módszerek kidolgozásában is. Mindebből úgy tűnik, hogy a természetvédelemben hasznosítható kutatások beindításához fontos egy jól megszervezett, egységes rendszer kialakítása, amely összefogja és irányítja a különböző élőlényeken és különböző területeken végzett vizsgálatokat. Egy ilyen koordináló rendszer a populációk monitorozásához hasonlóan inspiratív hatással lehet más természetvédelmi biológiai kutatásokra is.

A vizsgált közlemények negyede kutatási eredmények bemutatása volt, mely jelzi a hazai természetvédelemben hasznosítható biológiai kutatások jelenlétét, valamint sok ökológus, zoológus, botanikus és egyéb kutató érdeklődését a szakterület iránt.

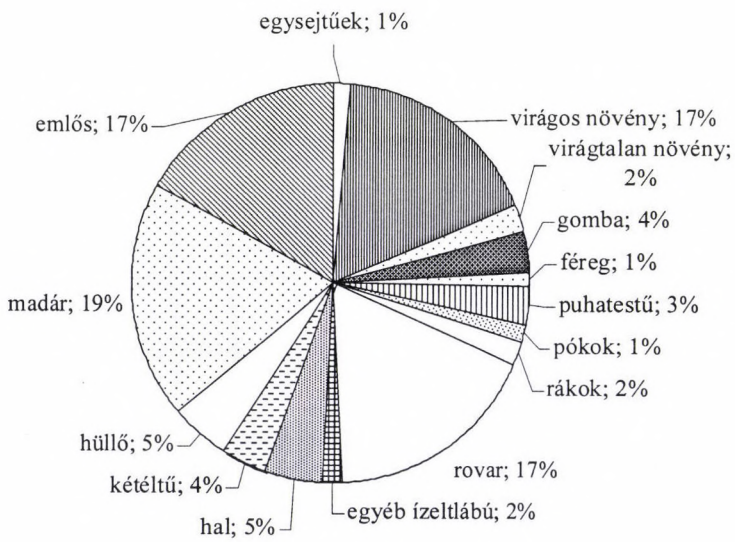
Sokkal nehezebb már megítélni az oly sokszor szembeállított elmélet–gyakorlat, kutatás–védelem közötti kapcsolat meglétét vagy hiányát, a konferencián bemutatott közlemények értékelése azonban erről is nyújt némi információt. A természetvédelmi beavatkozásokat ismertető tanulmányok csupán 3%-ában, az *ex situ* védelmi programok 11%-ában, a fajvédelmi programok 33%-ában, a monitoring típusú vizsgálatoknak pedig 20%-ában találtunk átfedést a kutatás kategóriával. Ezekben a tanulmányokban vagy tudományos munkákra alapozott védelmi intézkedéseket vagy védelmi céllal végzett kutatásokat ismertettek a szerzők. A viszonylag alacsony értékek, de különösen a természetvédelmi beavatkozások esetében talált érték, egybevág egy részletesebb, többek között a természetvédelmi intézkedések tudományos megalapozottságát elemző vizsgálat tapasztalataival. A 1999-ben készült kérdőíves felmérés alapján kiderült, hogy 78 fajvédelmi program több mint felében nem végeztek semmiféle elővizsgálatot, 80%-ában nem alkalmaztak alternatív kezeléseket, és alig 40%-ában követték nyomon a kezelések hatását (Standovár 2001). A fenti probléma oka több körülményben is keresendő. Az egyik, hogy sok külföldi példával ellentétben a magyar természetvédelem és az ahhoz kapcsolódó biológiai tudományok (pl. ökológia) sokáig külön úton fejlődtek, és összekapcsolódásuk csak az utóbbi évtizedekben kezdődött meg. Bízunk benne, hogy az I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferenciához hasonló rendezvények és közös fórumok tovább segítik a kutatás és a természetvédelem összefonódását. Egy másik jelentős probléma lehet a természetvédelmi kutatások számára rendelkezésre álló anyagi források korlátozott mértéke (Margóczi *et al.* 1997, Mihók & Standovár 2001). Szintén korlátot szab a természetvédelmi biológia fejlődésének, hogy Magyarországon nem létezik olyan intézmény, amely kizárólagosan természetvédelmi kutatásokra szakosodott volna, és így szervezeti vázat adna a terü-

leten folytatott kutatásoknak. Meglátásunk szerint egy természetvédelmi biológiai kutatóintézet létrehozása időszerű feladat volna, és az NBmR kedvező tapasztalatai alapján várható, hogy jelentősen növelné a hazai természetvédelem hatékonyságát.

Az aktív természetvédelem tudományos megalapozottságának erősítéséhez azonban szükség volna a természetvédelmi kutatások alkalmazhatóságának elősegítésére is. A kutatásokról történő beszámoló után sokszor az eredmények nyilvánvaló természetvédelmi relevanciája ellenére sem történik említés azok alkalmazhatóságáról, illetve a gyakorlati védelembe való beépíthetőségéről.

A hazai természetvédelem sokoldalúságát is reprezentálni hivatott konferencián a tematikus változatosság mellett támogattuk a különböző élőlénycsoportokkal foglalkozó munkák megismertetését is, így külön szekció foglalkozott a gerinctelen állatok, virágtalan növények és a gombák védelmének kérdéseivel. Ezzel kívántuk ellensúlyozni a természetvédelem nemzetközi gyakorlatában is sokszor észlelhető túlzott madár- és emlős-központúságot. A 3. ábrán látható, hogy noha a madarakkal és emlősökkel foglalkozó közlemények hangsúlyos szerepet kaptak, szinte valamennyi nagyobb rendszertani csoportról szóló munkát is bemutattak a résztvevők.

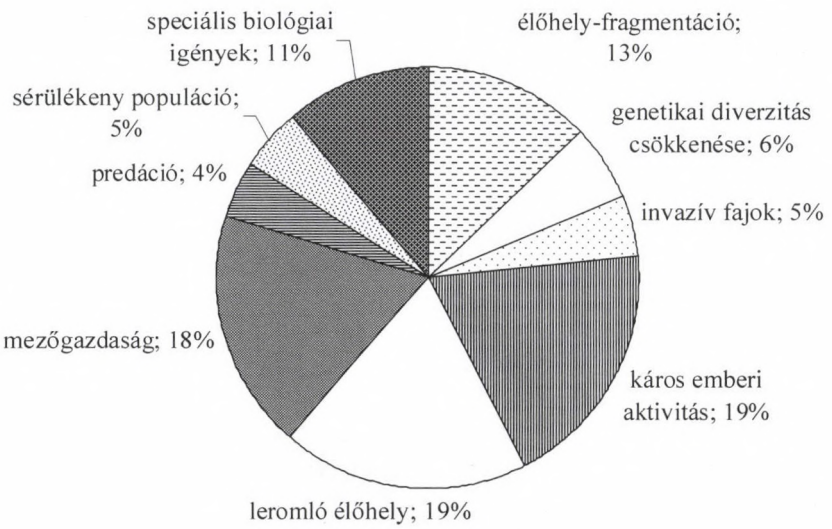
A konferencia résztvevői által bemutatott munkák csoportosítását egy harmadik szempontból is elvégeztük. Megvizsgáltuk, hogy a szerzők milyen veszélyeztető tényezőkre hívják fel a figyelmet munkájukban. Ezek az alábbi nyolc ka-



3. ábra. Az I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencián bemutatott előadások és poszterek osztályozása a vizsgálat élőlények rendszertani besorolása alapján.

tegória valamelyikébe besorolhatóak voltak: (1) élőhely-fragmentáció, (2) a populációk genetikai diverzitásának csökkenése, (3) őshonos fajokat veszélyeztető, kiszorító invazív fajok jelenléte, (4) káros emberi aktivitás (pl. szándékos irtás, turizmus, szennyezés stb.), (5) leromló, pusztuló élőhely, (6) mezőgazdasággal kapcsolatos tevékenység (pl. aratás miatti fészekpusztulás, gyepek beszántása, peszticidek, műtrágya miatti mérgezés, túllegeltetés stb.), (6) túlzott predáció, (7) sérülékeny populáció (pl. perempopulációk, kis méretű, töredékpopulációk stb.), (8) speciális biológiai igények (pl. speciális táplálék, élőhely, mikroklíma stb.). Az eredmények egybevágnak a nemzetközi tapasztalatokkal: legfontosabb veszélyeztető tényezőként megjelenítve a különböző káros emberi aktivitásokat, valamint a leromló és fragmentálódó élőhelyek szerepét (Meffe & Carroll 1994, Standovár & Primack 2001).

Az is kiderül azonban az elvégzett elemzésből, hogy a természetvédelmi biológia egyes témái, bizonyos természetvédelmi problémák alulreprezentáltak a hazai kutatások között. Hasonló következtetésre jutott egy korábbi tanulmány is, ahol a magyar és nemzetközi publikációk összevetése során az egyik szembeötlő különbségnek az adódott, hogy a hazai munkák jóval kisebb hányada foglalkozott kurrens természetvédelmi kulcsproblémákkal (Báldi 1998). Kevés szó esik például globális folyamatokról, pedig gyakran ezek azok a problémák, amelyekben az ember környezetátalakító hatása kicsúcsosodik. Az egyik legszemléletesebb példa a globális klímaváltozás: az elmúlt 100 év alatt a Föld klímája átlagosan 0,6 °C-kal



4. ábra. A hazai biodiverzitást veszélyeztető tényezők az I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencián bemutatott előadások és poszterek összesítése alapján.

melegedett fel, ami jelentős hatással volt a legtöbb növény- és állatfajra (Root *el al.* 2003). Az élőlények egy része bizonyos mértékben képes alkalmazkodni a klíma ilyen sebességű felmelegedéséhez (Winkler *et al.* 2002), a különböző fajok válasza azonban eltérő lehet, ami hosszú távon egész közösségek felbomlásához vezethet (Root *el al.* 2003). Az egyes fajok válaszának, illetve a közösségek szerkezeti változásainak vizsgálata ezért kiemelkedően fontos lenne a jövőben.

Elemzésünk felhívja a figyelmet arra is, hogy a hazai biodiverzitást veszélyeztető tényezők közül az egyik legfontosabb a mezőgazdasági tevékenységek okozta káros hatás. Tudjuk, hogy a védett területek a Föld felszínének csupán 6%-át teszik ki (WRI 1994), ráadásul az egyes élőlénycsoportokat és ökoszisztémákat nem reprezentálják megfelelően (Pressey 1994), így a biodiverzitás megőrzésére egyedül nem alkalmasak. Földünk életközösségeinek megőrzése tehát elképzelhetetlen a gazdasági és a természetvédelmi érdekek összehangolása nélkül. Kívánatos volna a jövőben olyan kutatási programok beindítása, amelyek a gazdálkodás élőlényekre gyakorolt hatását vizsgálják és alkalmasak arra, hogy alternatív, természetkímélő gazdálkodási módokat javasoljanak.

A fenti problémakörnek egy kiemelt esete a magyar mezőgazdaság és a természetvédelem kapcsolata. Hazánk területének közel kétharmada áll mezőgazdasági művelés alatt, így a megfelelő mezőgazdálkodás meghatározó lehet számos védett, veszélyeztetett faj védelme szempontjából (pl. túzok, széki csér, hamvas rétihéja). A nemzetközi szinten dinamikusan fejlődő agrár környezet- és természetvédelemre így nálunk különös hangsúlyt kell fektetni a jövőben. Ennek egyik legfontosabb állomása lehet a közelmúltban bevezetett Nemzeti Agrár-környezetvédelmi program (https://www.nakp.hu). A mezőgazdaság és a természetvédelem kapcsolatának erősítését a magunk részéről azzal kívánjuk elősegíteni, hogy a magyar természetvédelmi biológiai konferenciák második epizódját ebben a témakörben rendezzük meg.

Összefoglalás és kitekintés

Összefoglalva elmondhatjuk, hogy a hazai természetvédelmi biológia jó utakon jár, és hatékonyan hozzájárulhat Magyarország biológiai sokféleségének megőrzéséhez. Bár a globális folyamatok eredményeképpen hazánkban is számos állat- és növényfaj vált veszélyeztetetté, örömteli, hogy ezek egy részére komplex fajvédelmi programok állnak rendelkezésre. A természetvédelmi biológiai kutatások nagyszámú szakembert vonzanak, ám az elmélet és a gyakorlat területén dolgozó szakemberek közötti együttműködés tovább javítható. Ez volt az egyik fő célkitűzése az I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferenciának, és a remé-

nyeink szerint hagyományteremtő rendezvény a későbbiekben is elősegíti majd egy kooperatív szakembergárda kialakulását, hozzájárulva így a fiatal tudományterület további hazai fejlődéséhez.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk mindazoknak, akik munkájukkal, tanácsaikkal segítették a kötet megjelenését. Hálásak vagyunk a Szent István Egyetem Ökológiai Tanszékének és elsősorban Hornung Erzsébet tanszékvezetőnek, aki lehetővé tette számunkra, hogy a szerkesztés során igénybe vegyük a tanszék erőforrásait. Fuisz Tibornak és Lengyel Szabolcsnak köszönjük az angol összefoglalók gondos nyelvi ellenőrzését. A kéziratok előkészítésében és korrektúrázásában Kulin Borbála és Magyar Dóra volt segítségünkre.

Az alábbi személyeknek köszönjük a kéziratok lektoráláshoz nyújtott szakmai közreműködést: Ács Éva, Andrikovics Sándor, Báldi András, Bartha Dénes, Bartha Sándor, Batáry Péter, Benedek Pál, Bíró Péter, Bozsér Orsolya, Bőhm András, Csabai Zoltán, Csikai Csaba, Csonka Péter, Csörgő Tibor, Demeter András, Erős Tibor, Facsar Géza, Farkas János, Fodor Lívia, Fuisz Tibor, Gallé László, Gaskó Béla, Gidó Zsolt, Gősi Gábor, Hettyei Attila, Hornung Erzsébet, Horváth András, Horváth Ferenc, Horváth Márton, Isépy István, Kalotás Zsolt, Kisbenedek Tibor, Kis János, Kiss István, Kiss Keve Tihamér, Konrád Mónika, Körmöczi László, Legány András, Lengyel Szabolcs, Liker András, Magura Tibor, Margóczi Katalin, Molnár V. Attila, Molnár Zsolt, Nagy Károly, Nechay Gábor, Padisák Judit, Pénzes Zsolt, Puky Miklós, Purger Jenő, Rácz István, Rimóczi Imre, Ronkay László, Seregélyes Tibor, Standovár Tibor, Szabó T. Attila, Szabóky Csaba, Szalma Elemér, Szél Győző, Szemethy László, Szép Tibor, Szilágyi Gábor, Szövényi Gergely, Tóth László, Varga András, Varga János, Vida Gábor.

Irodalomjegyzék

Ángyán, J., Fésűs, I., Podmaniczky, L. & Tar, F. (1999): *Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program* – FVM, Budapest

Báldi, A. (1998): A konzervációbiológia meghatározása publikált cikkek elemzése alapján és javaslatok hazai kutatásokra. – *Természetvédelmi Közlemények* **7**: 6–17.

Congdon, J. D. & Dunham, A. E. (1994): Delayed sexual maturity and demographics of blanding turtles (Emydoidea blandingii) – implications for conservation and management of long-lived organisms. – *Conservation Biology* **7**(4): 826–833.

Heppell, S. S., Limpus, C. J., Crouse, D. T., Frazer, N. B. & Crowder, L. B. (1996): Population model analysis for the loggerhead sea turtle, Caretta caretta, in Queensland. – *Wildlife Research* **23**(2): 143–159.

Kenett, R., Yunupingu, D., Wununmurra, B., Mununguritj, N. & Marika, R. (1994): Sea turtle conservation and the Yolngu people of North East Arnhem Land, Australia. – In: Meffe, G. K. & Carroll, C. R. (eds): *Principles of conservation biology.* Sinauer Associates, Sunderland, MA.

Lengyel, S., Szentirmai, I., Báldi, A., Horváth, M. & Lendvai, Á. Z. (2002): Az I. Magyar Természetvédelmi Biológiai konferencia Program és Absztrakt kötete. – MBT, Sopron

Margóczi, K., Báldi, A., Dévai, G. & Horváth, F. (1997): A természetvédelmi ökológia kutatási prioritásai. – *Természetvédelmi Közlemények* **5–6:** 5–16.

Meffe, G. K. & Carroll, C. R. (1994): *Principles of conservation biology.* – Sinauer Associates, Sunderland, MA.

Mihók, B. & Standovár, T. (2001): Együttműködés a természetvédelemben – egy országos felmérés eredményei. – *Természetvédelmi Közlemények* **9**: 15–30.
Pressey, R. L. (1994): Ad hoc reservations: forward or backward steps in developing representative reserve systems? – *Conservation Biology* **8**: 662–668.
Root, T. L., Price, J. T, Hall, K. R., Schneider, S. H., Rosenzweig, C. & Pounds, J. A. (2003): Fingerprints of global warming on wild animals and plants. – *Nature* **421**: 57–60.
Standovár, T. (2001): A természetvédelmi biológia helyzete Magyarországon egy országos felmérés alapján. – *Természetvédelmi Közlemények* **9**: 1–14.
Standovár, T. & Primack, R. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai.* – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
Winkler, D. W., Dunn, P. O. & McCulloch, C. E. (2002): Predicting the effect of climate change on avian life-history traits. – *Proceedings of the National Academy of Science USA,* **99**: 13595–13599.
WRI (World Resources Institute) (1994): *World Resources 1994–1995: A Guide to the Global Environment.* – Oxford University Press, New York.

Parts of the whole: Linking disciplines in conservation biology as it is reflected by the First Hungarian Conservation Biology Conference

Lendvai, Á. Z.[1,2] and Szentirmai, I.[1,2]

[1]Department of Ethology, Eötvös University, H-1117 Budapest, Pázmány Péter s. 1/c, Hungary
[2]Department of Ecology, Szent István University, H-1077 Budapest, Rottenbiller u. 50, Hungary

Abstract: How far has conservation biology got in Hungary till now? To what extent does it show the interdisciplinarity of this field of science? And how does it manage to link theory and practice? We aimed to answer these questions by analysing almost 200 talks and posters presented at the 1st Hungarian Conservation Biological Conference (HCBC I). We classified the presentations according to their topic, the taxonomic position of their subjects and the type of the conservation biological problem they mentioned. Our results show that numerous monitoring studies have been carried out (42% of all the studies), which is a positive development compared to their relative scarcity found five years ago. We argue that this change is most probably due to the establishment of the Hungarian Biodiversity Monitoring System. Not only has it encouraged monitoring studies, but also provided a scientific framework for them. Although a relatively high number of researches (among other conservation related activities) were presented (25% of all the presentations), only a small proportion of them dealt directly with the preparation or evaluation of practical conservation interventions. We propose that better co-operation between theory and practice should be encouraged by organising common forums (like the HCBC I) for experts working in these two different areas, providing more financial support for applied conservation biological researches and establishing an institutional background for co-ordinating these research activities. Our analyses have also shown that Hungarian conservation biologists work on a wide range of taxonomic groups, which is also a big leap forward compared to the earlier extreme predominance of investigations on flowering plants and vertebrates. The presentations drew attention to several factors threatening protected plants and animals, among which the most frequent ones were deleterious human interventions, habitat destruction and agriculture. Taken together our results show that Hungarian conservation biology follows the right path, however, to make it a more effective tool of protecting biodiversity the co-operation between theoretical studies and practical applications should be improved further.

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 21–30, 2004

Természetvédelmi gyakorlat és konzervációbiológia: a kutatás szerepe a gyakorlati természetvédelemben

Aradi Csaba, Gőri Szilvia és Lengyel Szabolcs

Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság
4024 Debrecen, Sumen u. 2
E-mail: aradi@www.hnp.hu, gori@www.hnp.hu, szabolcs@www.hnp.hu

Összefoglaló: Az alábbi tanulmány áttekinti a gyakorlati természetvédelem és a kutatás kapcsolatát, valamint azt, hogy hogyan segítheti a kutatás a természetvédelmi munkát. A nemzeti parkok szerteágazó feladatainak (vagyonkezelés, hatósági munka, természetmegőrzés, monitoring) ellátásában a kutatásnak többféle szerepe lehet. A kezelési munkában elengedhetetlen a térbeli mintázatok (pl. élőhelymozaik-struktúrák) és a természeti rendszerek dinamikus változásának megértése, az ezeket befolyásoló tényezők feltérképezése. Csak ennek ismeretében lehetséges a megfelelő kezelés tervezése, a helyes megőrzési (prezervációs) vagy fenntartási (konzervációs) stratégiák megválasztása, valamint az élőhely-rehabilitációk és -rekonstrukciók kivitelezése. Míg az általános fajvédelmi tervek kidolgozásához elsősorban országos léptékű kutatás és tervezés szükséges, a nemzeti parkokban inkább a helyi vagy regionális kutatásokra van igény. Mindazonáltal országos egyeztetésre van szükség a természetvédelem és a kutatás között, és gyors intézkedéseket kell hozni a természetvédelmi munka néhány kiemelt területén. Elengedhetetlen egy operatív, a gyakorlati problémák megválaszolására is használható természetvédelmi információs rendszer kiépítése és működtetése. Ennek első lépcsőjeként a már fejlesztés alatt álló adatbázisok egységesítése és hozzáférhetőségének jelentős kiszélesítése szükséges. A természetvédelmi információs rendszer segítséget nyújt a kezelési tervek kidolgozásában, valamint az élőhelyvédelmi és hatósági tevékenységhez szükséges döntések meghozatalában. Az információs rendszer végső soron a nemzeti parkok kezelési, megőrzési feladatainak ellátásában nyújtott teljesítményének mérésére is alkalmas lehet a természeti értékek állapotváltozásainak nyomon követésével. Egy fogalmaiban letisztult konzervációbiológia mindezen feladatok ellátása során egységes rendezőelvként a hivatásos természetvédők és a kutatók kapcsolatának „közös nevezője" lehet.

Kulcsszavak: fragmentáció, közös érdekek, kutatók és természetvédők közti kommunikáció, modellek, monitoring, mozaikstruktúrák, zavarás

Az egymásra találás kényszere

A hazai szünbiológiai tudományok fejlődésében központi szerepet játszottak a hatvanas évek végén és a hetvenes évek elején az egyes biológiai tudományterületekről folytatott viták. Ezek egyik legjelentősebb állomása – a Biológus Disputák – az ökológia hazai történetében a fogalmi tisztázások időszakának tekinthető. A

kemény viták, majdnem „csaták", az üdítő szellemi pezsgés, mind termékenyítő hatást gyakoroltak a szakma egészére, új műhelyeket teremtve.

Ma az alapozó jellegű ökológia, konzervációbiológia és az alkalmazott jellegű természetvédelem viszonyáról kell hasonló hatású, az elmélet és a gyakorlat kapcsolatát, összehangolását biztosító műhelymunkát folytatni. Erre megérett az idő, hiszen jól felkészült fiatal szakemberek teremtik meg a kapcsolatot a két szakterület között, olyanok, akik együtt tanulva, dolgozva mindkét oldal problémáit ismerve képesek a híd felépítésére.

A természetvédelem az emberi szükségletek által támasztott igények és az evolúció során kialakult, önfenntartó és önszabályzó biológiai sokféleség megőrzésének igénye közötti cserekapcsolat értékvezérelt, a sokféleség fennmaradását célzó, ökológiai elvekre épülő megoldását szolgáló eszköz- és feladatrendszer. Ennek érdekében a természetvédelem a biológiai sokféleség evolúciós változásra is képes egységeit fenntartani képes ökológiai rendszerek megóvásával, helyreállításával, esetleg gyarapításával foglalkozik.

A természetvédelem és az ökológia közötti kapcsolat a természetvédelem definíciójából könnyen levezethető, hiszen a természetvédelem nem önálló tudomány, hanem ökológiai elvekre épülő intézkedési rendszer. Eme intézkedési rendszernek az utóbbi időkben kialakult háttértudománya a konzervációbiológia, mely a természetvédelmi gyakorlat specifikusabb elméleti megalapozását szolgálja. A természetvédelem által tapasztalt problémák és igényelt megoldások ugyanakkor meghatározzák a konzervációbiológia mint tudomány fejlődésének mind kényszerűségét, mind pedig szükségszerűségét. A szemlélet megértését teljessé teszi Juhász-Nagy (1979) környezetvédelem definíciója, aki szerint: „... a környezetvédelem az embernek, az emberi biológikum érdekében társadalmilag szervezett önvédelme önnönmaga ellen". Ebben a hetvenes évek végén született definícióban a modern környezeti gondolkodás teljessége benne van.

A két szakterület kapcsolatának megértéséhez a tisztázó vitákon túljutott ökológia mellett célszerű áttekinteni a természetvédelem több mint egy évszázados formálódásának fontosabb lépcsőit, majd a két szakterület egymásra hatását. A természetvédelem igen érdekes pályát írt le, hiszen kezdetben a szép, változatos, érintetlennek tűnő táj megőrzését helyezte érdeklődése középpontjába. Számos nagy testű, feltűnő faj fogyatkozásával azonban a hangsúly a következő szakaszban a ritka, kipusztulófélben lévő fajok védelmére helyeződött át. A fajok védelmére fordított források nagysága és a sajnálatosan gyakori sikertelenség közötti ellentmondásból származott az a hosszan tartó – többnyire értelmetlen – vita, mely a fajok vagy élőhelyek védelmének prioritásáról szólt. A vita és a gyakorlat kudarcai azonban hamarosan az élőhelyek védelmének fontosságára irányította a figyelmet. Az élőhelyek védelme, azok természetvédelmi szempontból kívánatos állapotban

tartása viszont feltételezi azt, hogy megértsük a védeni kívánt ökológiai rendszerben meghatározó ökológiai folyamatokat és evolúciós jelenségeket (ideértve minden létfenntartó folyamatot a szukcessziós jelenségektől az evolúciós folyamatokig). Mindezek miatt napjainkban ismét a táj-szint áll a középpontban, mivel a tájléptékű ökológiai gondolkodás segíthet megtalálni az ökológiai rendszereknek azt az optimális időbeli és térbeli elrendeződését, mely a sokféleség legtöbb elemének fennmaradását biztosíthatja. Ez a szemlélet egyenesen vezetett a tájléptékű ökológiai gondolkodás térnyeréséhez. A természetvédelem tehát a táj-szemléletből kiindulva ismét a tájhoz jutott vissza!

Közben az ökológia – úgy is mint a természetvédelem háttértudománya – komoly fejlődésen és szakterületi differenciálódáson ment keresztül. Olyan, a természet, a biológiai sokféleség megőrzésére orientálódott szakterületek jelentek meg, mint a szigetbiogeográfia (MacArthur & Wilson 1967) vagy később az egységes konzervációbiológia, amelyeket ma természetvédelmi biológia néven (részletes áttekintést ad Báldi (1998), Margóczi (1998), illetve Standovár & Primack (2001)) foglalunk össze. (Azon természetesen lehet, sőt kell is vitatkozni, hogy a kifejezés tökéletes-e, de az nem vitatható, hogy a természetvédelem és az ökológia viszonyáról az új ismeretek tükrében feltétlen szót kell váltani a szakembereknek.)

A természetvédelem eddigi tudományos megalapozottságú kezelési munkája során a szünbiológia eredményeire igyekezett támaszkodni, hiszen ez a szakterület az élőlények populációinak tér-időbeli tömegeloszlási sajátosságait leíró és elemző, illetve az ezek kialakulásáért felelős okokat feltáró, s ezáltal a szupraindividuális rendszerek strukturális és funkcionális sajátosságait egységbe foglaló tudomány. Ez tehát az az alap, amire a természetvédelem felépítheti saját gyakorlati kezelési rendszerét.

Egymás mellett elbeszélve, avagy a két szakterület viszonya

Az ökológia és a természetvédelem mai hazai viszonyára leginkább az jellemző, hogy a két terület egymás mellett elbeszélve működik. A természetvédelem az ökológiától olyan iránymutatást várt, olyan, kezelési szabályzatokban rögzíthető direktívákat, amelyek – és ezt mindkét fél jól tudta – az ismeretek mai szintjén nem állnak rendelkezésre. Erre talán legjobb példát azok a nagy modellkísérletek szolgáltatják, amelyek során az ökológia egy-egy természeti egység (pl. egy erdő) működését kívánta a maga teljességében feltárni, tudjuk, óriási részeredményekkel, de mégis sikertelenül. A természetvédők sikertelenségükért sokszor az ökológiát okolják, amely gyakran alapkérdéseikre sem ad választ. A természetvédelmi szakemberek például nap mint nap szembekerülnek a természeti rendszerek műkö-

dését meghatározó, ökológusok által vizsgált valószínűségi folyamatokkal, de gyakorlati munkájukban nem nagyon tudnak mit kezdeni létezésükkel.

Természetesen az ökológusok sem maradnak adósok a válasszal, és azt mondják, hogy a természetvédelem nem tudja megfogalmazni kérdéseit, sőt azt sem tudja sokszor, hogy mit is akar kérdezni. A vitákban valójában az azonnali tenni akarás – a cselekvési kényszer – és a gyakran be nem vallott ismerethiány konfliktusa is tetten érhető. A kommunikációs gát lebontása feltételezi azt, hogy megértjük magukban a „szakmákban" meglévő belső ellentéteket is.

A szakmák belső konfliktusai

Ökológia

Az ökológusok a mai pályázati rendszerben és publikációs kényszerben specializációra kényszerülnek. Kis témákból rövid időn belül kell cikket írniuk, majd nagyobb témák reményében pályázatokat benyújtaniuk, s eközben nincs idő a szintézisre, az elmélyült gondolkodásra. A szakemberek azon köre, akik az együtt élő populációk térbeli mintázatával foglalkoznak, alig veszi figyelembe a struktúrákat meghatározó mechanizmusokat, a mintázatokhoz kapcsolódó ökológiai folyamatokat. A folyamatok iránt érdeklődők a térbeli aspektusokat hanyagolják el, és a populáció- és társulásdinamikai folyamatok időbeliségére koncentrálnak (Czárán 1998). Ha ezt az ellentmondást – szétszakadást – az ökológia fel tudja oldani, nagyobb lépést tesz a gyakorlati természetvédelem felé, mint amire az egyáltalán képes lehet.

Természetvédelem, avagy „manipuláció a túlontúl is ismeretlennel" (Juhász-Nagy 1979)

Ma a gyakorlati természetvédelem a cselekvési kényszer mellett a jogi szabályozás csapdájában is vergődik, amely nem tudja kezelni, elfogadni a valószínűségi folyamatok termodinamikai értelemben vett rendetlenségeit, és nem biztosít elég időt a szakszerű döntések előkészítésére. Sokszor egy feltáratlan területtel kapcsolatos kérdés szakszerű megválaszolásához több évre van szükség, amit az államigazgatási gyakorlat és a gazdaság sem tud elfogadni. Holott – kissé sarkítva a példát – a természetvédelmi szakemberek döntéseit befolyásoló törvények 99%-a természeti törvény és csak 1%-a ember által alkotott törvény. A megoldhatatlannak tűnő feladat tehát az, hogy úgy alkalmazzuk ezt az 1%-ot, hogy a 99% ne

sérüljön. Megállapíthatjuk, hogy ez nagyszerű kutatási feladat egy elméleti ökológus számára is.

Közös útkeresés, találkozási pontok

Napjaink ökológiáját több olyan kérdés foglalkoztatja – ez a két szakterület együttélésének a következménye –, amely egyben a természetvédelem megoldandó problémája is. A szinte felsorolhatatlanul sok példa közül találomra emeltünk ki néhányat, amelyekkel alföldi élőhelyeink gyakorlati védelme során ismételten találkozhatunk.

Modellek

A modellek egyre fontosabb szerepet játszanak a gyakorlati természetvédelem problémáinak megoldásában, de mai szerepüket nem szabad túlértékelni, s különösen nem misztifikálni. Hadd álljon itt egy régebbi és egy mai kritika. Konrad Lorenz azt írja: „... nem vagyok különösebben nagy híve annak, hogy biológiai folyamatokra fizikai logikai modelleket állítsunk fel, mert ez könnyen abba a hitbe ringathat, hogy a folyamatot sikerült kauzálanalitikusan megragadnunk, pedig a valóságban csak egy nagyon is tökéletlenül ráillő modellt értettünk meg." A kritika hitelét emeli, hogy a Lorenz által alkotott úgynevezett hidrodinamikai viselkedésmodell termékenyítően hatott szinte valamennyi ma alkalmazott viselkedésmodellre. A természetvédelmi kérdések szakszerű kezeléséhez Wiens *et al.* (1993) véleménye szerint empirikus kutatásokra, illetve esettanulmányokra alapozott praktikus problémamegoldásokra kell koncentrálni (Shrader-Frechette & McCoy 1993). A modellekre ugyanakkor annak ellenére szükség van, hogy a jelenlegi modellek nem tudják értelmezni és leírni – többek között – az együttműködő mozaikstruktúrák sajátosságait.

A hierarchikus és dinamikus mozaikstruktúrák (Kovács-Láng *et al.* 1998) – ilyenekkel találja szemben magát a gyakorlati természetvédelem – működésének megértéséhez a konzervációbiológia és a tájléptékű ökológia (tájökológia) együttműködése teremthet új lehetőségeket. Ma még a két szakterület külön-külön próbálja kezelni ezeket a kérdéseket. A neutrális tájmodellek a várható szerkezetet próbálják leírni a tájakat alakító biológiai és fizikai folyamatok figyelembevétele nélkül (Gardner & O' Neill 1991). Másik oldalon a generalizált populáció-modellek (pl. metapopulációs modellek) nem tudják kezelni a fragmentált tájban zajló populációs jelenségeket. Hanski és Gilpin (1991) véleménye szerint a két modell kombinációjával lehetne a tényleges kérdéseket kezelni. Turner (1989) ezt annyi-

val egészíti ki, hogy az elméleti modellek és gyakorlati módszerek (terepkísérletek) csak együtt alkalmazva lehetnek célravezetők. Magunk, akik modellek készítésével nem foglalkoztunk – elfogadva azoknak a véleményét, akik szerint mindennapi problémáink megoldása során, lépten-nyomon modelleket alkotunk – nem kívánjuk részletesebben elemezni a fentiek helyességét, ugyanakkor megállapíthatjuk, hogy a modellek a természetvédelem gyakorlati problémáinak megoldásában, napjainkban még – enyhén szólva – nem játszanak jelentős szerepet.

Mozaikstruktúrák

A tájléptékű ökológia alapfeladata a tájmintázatok és ökológiai folyamatok kölcsönhatásainak vizsgálata. A természetes mozaikosodás – ilyen lehet a talajadottságok társulásszerkezeti leképezése – az abiotikus feltételek (források) optimális kihasználását jelentik és jelzik. Az egymást feltételező mozaikelemek kapcsolata, működése, a szabályozó mechanizmusok feltárása fontos feladatunk. Ezek ismerete, irányított befolyásolása szükséges a természetvédelmi kezeléshez nélkülözhetetlen optimális hatáskompozíció előállításához. Ma már tudjuk, hogy a mozaikelemek nem függetlenek egymástól, megannyi szál kapcsolja össze őket. Hazánkban, ahol az Eurázsia jelentős részére jellemző zonalitás (klímazónák) már felbomlik, a mozaikstruktúrák működésének ismerete meghatározó jelentőségű. Meg kell tehát ismerni – kölcsönhatásaikat is vizsgálva –, hogy milyen természetes és antropogén hatások alakítják, működtetik ezt a bonyolult „szőttest".

Fragmentáció

Természeti tájaink történetét a Kárpát-medencében a feldarabolódás történetének tekinthetjük. A természetvédelem ezért ma valójában védhetetlen élőhelydarabkákat (fragmentumokat) próbál megőrizni. Ezeknek a gazdasági táj tengerében lévő, a gazdasági táj szorításának kitett „élőhelyszigeteknek" a megőrizhetőségét a szigetbiogeográfia eszközeivel és tájléptékű ökológiai elemzésekkel kell vizsgálnunk. Az elmélet és a gyakorlat közötti kapcsolatot teremtik meg a fragmentáció és az élőhely-rehabilitáció összefüggéseit elemző – számban is szépen gyarapodó – munkák. A munka során – főleg a fejlődéstörténeti elemzések esetén – gondot jelent, hogy a természetes és antropogén hatásokra bekövetkező fragmentáció összemosódik, nehéz a hosszabb időskálán mozgó, sokféle, egymást átfedő hatást értékelni, kiválasztani közülük a természetvédelmi kezelés számára fontos elemeket. Még nehezebb a kiválasztott hatások (hatáskompozíció) mértékét, időbeli optimumát meghatározni.

Különösen veszélyes az az állapot – sajnos ezzel gyakorlati munkánk során gyakran találkozunk – amikor a fragmentáció kritikus értékeinél a szegélyek aránya megnő (Turner 1989), ami később a fragmentumok jellegének megszűnéséhez vezethet. Az átalakulás következő fázisában csak átmeneti zónák maradnak, amelyek később már nem mutatják a megszűnő fragmentumok korábbi tulajdonságait. Ez a folyamat általános homogenizálódással, drasztikus fajszámcsökkenéssel, esetleg invazív fajok benyomulásával fejeződik be.

A fragmentáció okán külön kell szólnunk a szegélyek és átmeneti társulások (ökotonok) jelentőségéről, szerepéről. A szegélyeknek mozaiktájainkban kiemelt jelentősége van. Nem szétválasztó, hanem összekapcsoló szerepüket kell újraértékelnünk.

Ma természeti rendszereinket helyrajzi számok és művelési ágak csapdájában tartjuk. Mesterségesen megszüntetjük a szegélyzónákat, amelyek mindkét szomszédos terület működésében nélkülözhetetlen szerepet töltenek be.

Diszturbancia

A mozaikosodás és a fragmentáció csak a kialakulásukat és dinamikájukat meghatározó folyamatok ismeretén keresztül értelmezhető. Hobbs és Huenneke (1992) szerint a természetes rendszerek fontos szabályozó folyamata a diszturbancia. A természetes diszturbancia folyamatok – pulzáló árvizek, tüzek stb. – működése nélkülözhetetlen a biológiai sokféleség megőrzésében. A Tisza élővilágának teljessége például nem őrizhető meg a mederfejlődési folyamatok, szakadó partok, talajok, zátonyok kialakulása nélkül.

A védett területnek elég nagynak kell lenni, hogy működhessenek a természetes diszturbancia folyamatok (Pickett & Thompson 1978), azaz egy minimális területre szükség van a rendszer működéséhez nélkülözhetetlen fajösszetétel megőrzéséhez (Lewin 1984).

Az egyensúlyi és nem egyensúlyi modellek is közepes diszturbancia szintnél jelezték a legnagyobb fajgazdagságot (közepes diszturbancia hipotézis: Connell 1978, Petraitis *et al.* 1989). Természetes rendszerekben ezeknek a folyamatoknak fontos szerepe van a mozaikstruktúrák dinamizmusának fenntartásában. A hierarchikus és dinamikus mozaikstruktúrák működéséhez nélkülözhetetlenek a periodikusan ismétlődő környezeti hatások (Sousa 1984).

Információ- és monitorozó rendszer

Az ökológia és természetvédelem kapcsolatának, együttműködésének legígéretesebb színtere. Hosszú távú folyamatok, döntés-előkészítéshez szükséges in-

formációk, létfenntartó folyamatok időbeli mintázatának elemzése stb. egy jól felépített információrendszert igényel. Az eddigi próbálkozások mindig az óriási adathalmaz kezelhetetlensége, a szükséges adatok köre, illetve azok túlzott kiterjesztése miatt lassultak, majd álltak le. A másik korlát a háttérváltozók körének jó meghatározása. A természetvédelmi gyakorlat hívta fel a figyelmet arra, hogy a vizsgálati területen zajló folyamatok ismerete nélkül az információrendszerek ingatag talajon állnak. Szükség van hosszú távú, egységes, szakmailag biztos talajon álló alapállapot-felmérésekre, amit ki kell egészíteni a területre vonatkozó archív adatokkal, levéltári adatokra támaszkodó információkkal, idős pásztorok ismereteivel. Nagyon fontos, hogy megfelelően értelmezzük a tájléptékű jelenségeket, folyamatokat. Ezek nélkül a célorientált alkalmi vizsgálatokból (lásd tiszai cianidszennyezés) messzemenő következtetések alig vonhatók le.

Mint Nilsson és Grelsson írják (1995), gyakran elkövetjük azt a hibát, hogy a fajszámot és nem a fajösszetételt figyeljük, holott a fajösszetétel változásai alapján következtethetünk az aktuális hatáskompozíció sajátosságaira, a változások trendjére, a megőrzés lehetőségeire.

A környezetre és működésre – ez igaz az emberi környezet minőségére is – vonatkozó információk legteljesebben az élőlények genetikai információjában állnak rendelkezésre, sajnos „hozzáférhetőségük" erősen korlátozott, azaz még nem tudunk olvasni bennük. A munka alapkutatási fejezetének ezeknek a ma még rejtett információknak a feltárására kell irányulni. Nem élőlényeket, hanem az élők által jelzett folyamatokat kell monitorozni.

Biztató jelek

A közös feladatok, az erősödő egymásrautaltság, a veszélyek együttes felismerése és az elhárításukra kialakult természetes szövetség új típusú kapcsolatot teremtett a két szakterület között. Fiatal, kitűnő ismeretekkel rendelkező, együtt felnőtt, sőt együtt dolgozó szakembergárda teszi működőképessé és reményteljessé ezt a kapcsolatot.

És hadd jelezzünk a fentiek összegzéseként egy új veszély szülte, új közös feladatot is, ami már túlmutat a címben megfogalmazottakon. A két szakterületnek, a mögöttük álló támogatottságot kihasználva fel kell lépni annak érdekében, hogy a vizsgálati körükbe tartozó kérdések esetében szerezzék vissza a szakma tekintélyét, ne hagyják olcsó és veszélyes szlogenekké alacsonyítani felismeréseiket. Vegyék ismét kézbe a globális stratégiákat, különösen a parttalanná váló fogalmak esetében – ilyen, pl. a fenntartható fejlődés hamis ideája –, amelyek rossz célok érdekében is felhasználhatók. (A fenntartható fejlődés és növekedés zavaros

és értelmezhetetlen kategóriák, csak a természeti rendszerek – erőforrások – fenntarthatósága vizsgálható, de ki veheti a bátorságot, kinek áll jogában meghatározni a fenntarthatóság határait?) Állítsák helyre a szakma jogait, hogy alkalmuk legyen a kötelességek teljesítésére is.

Irodalomjegyzék

Báldi, A. (1998): A konzervációbiológia meghatározása publikált cikkek elemzése alapján és javaslatok hazai kutatásokra. – *Természetvédelmi Közlemények* **7**: 6–17.

Connell, J. H. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. – *Science* **199**: 1302–1310.

Czárán, T. (1998): Populáció- és társulásdinamika térben és időben: tömeg- és objektum-kölcsönhatási modellek. – In: Fekete, G. (szerk.): *A közösségi ökológia frontvonalai*. Scientia, Budapest, pp. 35–58.

Gardner, R. H. & O'Neill, R. V. (1991): Pattern, process, and predictability: the use of neutral models for landscape analysis. – In: Turner, M. G. and Gardner, R. H. (eds): *Quantitave methods in landscape ecology*. Springer, New York, pp. 289–307.

Hanski, I. & Gilpin, M. E. (1991): Metapopulation dynamics: a brief history and conceptual domain. – *Biol. J. Linn. Soc.* **42**: 3–16.

Hobbs, R. J. & Huenneke, L. F. (1992): Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. – *Conservation Biology* **6**: 324–337.

Juhász-Nagy, P. (1979): A környezetvédelem ökológiai alapjai. – *MTA Biol. Oszt. Közl.* **22**: 297–309.

Kovács-Láng, E., Fekete, G. & Molnár, Zs. (1998): Mintázat, folyamat, skála: hosszútávú ökológiai kutatások a Kiskunságban. – In: Fekete, G. (szerk.): *A közösségi ökológia frontvonalai*. Scientia, Budapest, pp. 209–224.

Lewin, R. (1984): Parks: how big is enough? – *Science* **225**: 611–612.

MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. (1967): *The theory of island biogeography*. – Princeton Univ. Press, Princeton, NJ.

Margóczi, K. (1998): *Természetvédelmi biológia*. – JATE Press, Szeged.

Nilsson, C. & Grelsson, G. (1995): The fragility of ecosystems: a review. – *J. Appl. Ecol.* **32**: 677–692.

Petraitis, P. S., Latharn, R. E. & Niesenbaum, R. A. (1989): The maintenance of species diversity by disturbance. – *Quaterly Rev. Biol.* **64**: 393–418.

Pickett, S. T. A. & Thompson, J. N. (1978): Patch dynamics and the design of nature reserves. – *Biological Conservation* **13**: 27–37.

Shrader-Frechette, K. S. & McCoy, E. D. (1993): *Method in ecology. Strategies for Conservation*. – Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Sousa, W. P. (1984): The role of disturbance in natural communities. – *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **15**: 353–391.

Standovár, T. & Primack, R. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.

Turner, M. G. (1989): Landscape ecology: The effect of pattern on process. – *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **20**: 171–197.

Wiens, J. A., Stenseth, N. C., Van Horne, B. & Ims, R. A. (1993): Ecological mechanisms and landscape ecology. – *Oikos* **66**: 369–380.

Practice in conservation and conservation biology: the role of scientific research

Aradi, Cs., Gőri, Sz. and Lengyel, Sz.

Hortobágy National Park, H-4024 Debrecen, Sumen u. 2, Hungary

Abstract: This paper overviews the relationship between practical nature conservation and academic research, and how research can benefit nature protection. Research can have various roles in the manifold tasks of national parks in Hungary (management, authoritative work, nature preservation, monitoring). In management, an understanding of the dynamic change of spatial patterns (e.g. habitat-mosaic structures) and of the natural systems, and of the factors influencing these changes is essential. Only with this knowledge is it possible to devise adequate management, to choose between preservation-type or conservation-type strategies, and to implement habitat rehabilitation or reconstruction. While the formulation of general action plans to protect individual species requires research and planning at the national level, national parks tend to be interested in local or regional research. However, national level planning and rapid actions are necessary in several distinguished areas. For instance, it is essential to establish and maintain an easy-to-use nature conservation information system, which can be used to address practical problems. As a first step, the uniformisation and widening of the accessibility of databases currently under development are necessary. Such an information system could provide help in developing management plans and in making decisions necessary for habitat conservation and authoritative activities by the parks. The information system can ultimately be a tool for measuring the productivity or efficiency of national parks in fulfilling their tasks of management and preservation by monitoring the changes in the status of natural values. Conservation biology, after clarifying its basic concepts, can be a „common denominator" as a unifying basic principle in the relations between managers and researchers.

Key words: communication between managers and researchers, areas of common interest, models in conservation, mosaic structures, fragmentation, disturbance, information and monitoring system

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 31–38, 2004

Kritikus élőhelyfoltok azonosítási lehetőségei – egy esettanulmány

Jordán Ferenc[1], Báldi András[2], Orci Kirill Márk[2], Rácz István[3] és Varga Zoltán[3]

[1]ELTE, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C, E-mail: jordanf@falco.elte.hu
[2]MTA-MTM, Állatökológiai Kutatócsoport, 1083 Budapest, Ludovika tér 2
[3]DE, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék, 4010 Debrecen, Pf. 3

Összefoglaló: Az átjárható ökológiai folyosókkal összekötött élőhelyfoltokon élő metapopulációk fennmaradása gyakran már csak az egyedek megfelelő mértékű keveredésétől függ. Az íly módon végbemenő génáramlás hatékonysága pedig függ a teljes élőhely térszerkezetétől, azaz a foltok és a folyosók topológiájától. Célunk az volt, hogy egy konkrét példa kapcsán próbáljuk meg az egyes térszerkezeti elemek (foltok és folyosók) pozícionális jelentőségét jellemezni. Meghatároztuk az erdélyi kurtaszárnyú szöcske (*Pholidoptera transsylvanica*) aggteleki-karszti metapopulációjának térszerkezeti elemeit, és különböző gráfelméleti indexek segítségével jellemeztük az egyes foltok és folyosók relatív jelentőségét. Egy kombinált mérőszám segítségével figyelembe tudtuk venni a folyosók átjárhatóságát, a foltok minőségét, és a hálózat lokális, illetve globális tulajdonságait is. Végeredményben azt kaptuk, hogy az „N3" folt (Szilicei kaszálók) a legfontosabb az összefüggőség fenntartásában. Munkánk illusztrálja a hálózati szemléletmód jelentőségét és operativitását az ökológia ezen területén is.

Kulcsszavak: élőhelyszerkezet, hálózat, metapopuláció, ökológiai folyosó, összefüggőség, *Pholidoptera transsylvanica*

Bevezetés

A természetes élőhelyek beszűkülésével párhuzamosan jelentkező globális probléma a még fennmaradó területek feldarabolódása, az élőhely-fragmentáció. A fragmentált területeken élő populációk viselkedése általában metapopulációs dinamikával írható le (Hanski 1998), azaz a kisebb-nagyobb élőhelyfoltokon élő lokális populációk közötti migrációval, melynek fontos folyománya a génáramlás. Enélkül az izolált lokális populációkban ugrásszerűen megnő a kihalási esély, például genetikai vagy demográfiai okok miatt. Valószínűsíthető, hogy sok veszélyeztetett faj túlélésének kulcsa éppen a lokális populációk között kialakuló génáramlás. Ennek feltételei például az élőhelyfoltok közötti átjárhatóság (pl. ökológiai folyosók léte, Beier & Noss 1998), az egyedek megfelelő mobilitása, vagy a génáramlásnak a beltenyésztéses leromlás végbemenetelénél gyorsabb tempója. (Megjegyezzük, hogy sok faj természetes tulajdonsága az egyedek foltos előfordulása, ilyenkor persze a fentiek nem feltétlenül érvényesek.)

Egy élőhelyfoltok és ökológiai folyosók rendszeréből álló élőhelyet benépesítő metapopuláció túlélésével, illetve a migráció és a génáramlás hatékonyságával kapcsolatban felmerül a kérdés, vajon az élőhely szerkezete, a foltok és folyosók (tehát a térszerkezeti elemek) egymáshoz viszonyított helyzete mennyiben befolyásolja azt. Feltehető, hogy egy fragmentált rendszerben további erős zavaró hatások is jelentkezhetnek (újabb térszerkezeti elemek vesztése), és nem mindegy, hogy ezek miként befolyásolják a lehetséges migrációs mintázatokat (pl. nem szakad-e ketté a hálózat). Egymás után sorban következő foltok közül akár egynek az elvesztése is szeparálhatja a fennmaradó foltokat, s ilyenkor akár mindkét „utódhálózatban" biztos kihalás lehet a „leánypopuláció" sorsa (vö. „lánc" elrendezés, Jordán 2000, Pickett & Cadenasso 1995). Más élőhelyszerkezetek összefüggősége ellenállóbb akár az ilyen drasztikus mértékű behatásokkal szemben is (vö. „hurok" elrendezés, Pickett & Cadenasso 1995). Röviden tehát, a térszerkezeti elemek elrendeződése erősen befolyásolja a lokális populációk közötti kapcsolatok fennmaradását.

Az élőhely térszerkezetének összefüggősége kiemelt témája a mai (táj)ökológiai kutatásoknak. Elméleti és gyakorlati szempontból is érdekes probléma az összefüggőség mérése (vagy becslése), illetve a jövőbeli természetvédelmi alkalmazások számára hasznos lehet az összefüggőség fenntartásában viszonylag nagy szerepet játszó „kulcsfoltok", illetve „kulcsfolyosók" azonosításának lehetősége. Ennek módszertani oldalához kívánunk hozzájárulni, s illusztrációként egy esettanulmányt mutatunk be. Konkrét célunk tehát az erdélyi kurtaszárnyú szöcske (*Pholidoptera transsylvanica*) aggteleki-karszti populációja kapcsán a térszerkezet leírása, az egyes térelemek hálózatbeli pozíciójának kvantitatív jellemzése, valamint a modellünk szerény keretein belül ésszerűnek tűnő konkrét természetvédelmi preferenciák megalkotása.

A vizsgált terület és a vizsgált faj

Az erdélyi kurtaszárnyú szöcske (*Pholidoptera transsylvanica*) a magyar fauna védett, Vörös Könyves, dacikus eredetű színezőeleme (Orci 1997, Varga 1997, Varga-Sipos & Varga 1997). A faj három magyarországi előfordulási területe közül az Aggteleki-karszton élő populáció jelenti a faj abszolút legnyugatibb előfordulását. A szöcske a félszáraz gyepek lakója: elsősorban a gyepfoltok peremén él, de a foltok között viszonylag nagy távolságot is megtehet. Ezt kommunikációs képességei és a ragadozó életmódjából adódó mobilitása teszi lehetővé. Bár nem alkalmazható esetében a jelölés-visszafogásos vizsgálati módszer, élőhelyének beazonosítása viszonylag egyértelmű.

Módszerek

A terepi munka alapján két lépésben vizsgálódunk. Először megalkotjuk az élőhely szerkezetét reprezentáló hálózatot, majd matematikailag elemezzük annak szerkezetét.

Hálózatépítés

A terepi munka során meghatároztuk a szöcskék által benépesített félszáraz gyepfoltokat, és felmértük azokat az utakat, amelyeken át a szöcskék átjárnak az egyes foltpárok között. Mind a foltokon élő lokális populációk méretét, mind az ökológiai folyosók átjárhatóságát súlyoztuk, azaz 1-től 4-ig skáláztuk. „Félkvantitatív" adataink ismeretében felrajzoltuk az 1. ábrán látható hálózatot (a körök jelzik a foltokat, a lokális populációméretre utal nagyságuk; a vonalak a folyosókat mutatják, a vékonyabbak nehezebben járhatóak át). A körökbe írt számok az alábbi élőhelyeknek felelnek meg: 1: Huszas-töbör, 2: Kis tisztások, 3: Szilicei kaszálók, 4: U-alakú töbör, 5: Nagy Nyilas, 6: Mogyoróskúti-rét, 7: Árvalányhajas, 8: Dénes-töbör, 9: Nagyoldal mögötti tisztások, 10: Gyertyánsarjas tisztás, 11: Lófej-forrás alatti tisztás. Látható, hogy tizenegy élőhelyfoltot tizenhárom folyosó köt össze a metapopuláció élőhelyének egységes térszerkezetévé. Az egyes élőhelyfoltokon élő populációk nagyságát az éneklő hímek számának megfigyelése alapján becsültük (1–4-ig terjedő skálán). Az élőhelyfoltok közötti átjárhatóságot a foltok közötti távolság, és a folyosót borító növényzet fiziognómiája (mennyi a nyílt, illetve félárnyékos terület a zárt erdőrészekhez viszonyítva) alapján becsültük (szintén 1–4-es skálán). A becslést hárman egymástól függetlenül végeztük, majd egy negyedik személy készített ez alapján egy konszenzusgráfot. Tanulmányunkban ezt elemezzük.

Hálózatelemzés

A hálózatot négyféle szempontból vizsgáltuk. Egyrészt megnéztük annak lokális tulajdonságait, azaz az egyes pontjaihoz tartozó szerkezeti indexeket. Másrészt foglalkoztunk a globális, a teljes hálózat ismeretében kiszámítható indexekkel. Mindkét esetben elemeztük a hálózat puszta topológiáját (mi mivel van vagy nincs összekötve), illetve „topográfiáját" (itt figyelembe vettük a súlyozófaktorokat is). Az alábbi négy szerkezeti indexet tartjuk a legrelevánsabbnak:

Az *i*-edik gráfpont szomszédainak száma, azaz az *i*-edik pont fokszáma (D_i) megegyezik a kérdéses ponttal szomszédos, azzal összekötött pontok számával. A hármas ponté például négy (a továbbiakban az élőhelyfoltokat reprezentáló pon-

tokra N betűvel hivatkozunk, a folyosókat reprezentáló gráfélekre pedig L-lel, az angol „node" és „link" szavakra utalva): $D_{N3} = 4$. Az egyes élekre is megadunk fokszámot, ez legyen a két végpont fokszámának átlaga, például $D_{L2,3} = (D_{N2}+D_{N3})/2 = (2+4)/2 = 3$. Egy magasabb fokszámú pont fontosabb pozíciót tölt be a hálózatban: elvesztésekor erősebben sérül az összefüggőség.

Az *i*-edik gráfpont klaszterezettségi koefficiense (CC_i) a kérdéses pont szomszédainak összeköttetettségére utal, ahol utóbbi azt fejezi ki, hogy a szomszédok között potenciálisan kialakuló kapcsolatok mekkora része valósul meg a gráfban. A tizes pont négy szomszédja (N3, N5, N7, N11) között például két kapcsolat létezik, a négy pont között létrejöhető maximális hat helyett, tehát $CC_{N10} = 2/6 = 1/3$. (Kis gráfoknál nem okoz jelentős problémát, ha – bár egyébként logikus lenne – nem vetjük el a síkba nem rajzolható teljes gráfok egymást keresztező éleinek számbavételét). Ha a klaszterezettségi koefficiens kicsi, akkor a szomszédos foltok közötti átjárás csekély, ami növeli a kérdéses folt jelentőségét: annak elvesztése esetén ugyanis jobban sérül az összefüggőség. Folyosóknál átlagoltuk a végpontok indexeit.

Az *i*-edik gráfpont teljes hálózatra vonatkoztatott topográfiai távolsága (d^{tgr}_i) legyen az *i*-ből egyenként az összes többi ponthoz vezető legrövidebb utak hosszának súlyozott átlaga, ahol a súlyozófaktorok az élekre becsült folyosó-átjárhatósági súlyok. Az ötös pont többi ponttól mért topológiai távolsága rendre 3, 2, 1, 2, 1, 1, 2, 3, 1, és 2 (magát az N5-öt kihagytuk a sorrendből), a topográfiai távolságok pedig rendre így adódnak: 5 (3+1+1), 2, 1, 4, 4, 2, 3, 6, 2, és 4. Ezek átlaga $d^{tgr}_{N5} = 3{,}3$. A perifériásabb helyzetű kilences pontra ugyanez $d^{tgr}_{N9} = 7{,}4$, ami jelzi, hogy a kilences folt általában messzebb van a többi folttól. A centrálisabb helyzetű foltok (illetve folyosók) elvesztése károsabb (folyosók esetében ismét a végpontokra számított értékeket átlagoltuk).

Az *i*-edik gráfpont törlése után egymással még összeköttetésben álló egyedek maximális száma ($LPS^{max}_{conn(i)}$) megadja, hogy ha a kérdéses gráfpont törlése során kettő vagy több komponensre esik szét a hálózat, akkor a legnagyobb komponensben mekkora a lokális populációméretek összege (ez volt a foltminőség félkvantitatív súlyozófaktora). Ez az index a gráfélekre is értelmezhető, például az eredetileg összesen 23 „szöcskeegységet" tartalmazó hálózat L2,3 élének törlése esetén a gráf szétesik: az egyik komponensben 4 „szöcskeegység" marad (N1 és N2), míg a másik, nagyobb komponensben 19 (N3-tól N11-ig a többi folt). Tehát $LPS^{max}_{conn(L2,3)} = 19$. Alacsony értékek ez esetben fontosabb foltokat jeleznek, hiszen ezeknél jobban sérül a hálózat.

A négy bemutatott index a pozícionális jelentőség más-más aspektusát emeli ki. A különböző indexek alapján eltér az egyes térelemek fontossági sora, és nem könnyű eldönteni (nem is érdemes), melyik indexet preferáljuk. Így javaslunk egy kombinált indexet, amely a – sok egyéb index közül (lásd pl. Urban & Keitt 2001)

1. táblázat. Az 1. ábrán látható hálózat pontjai által reprezentált élőhelyfoltok (N), illetve a vonalak által reprezentált ökológiai folyosók (L) négyféle gráfindexét adjuk meg, melyek a teljes hálózaton belül betöltött pozíció fontosságára utalnak. Az *i*-edik térszerkezeti elem (folt vagy folyosó) elvesztése nagyobb kárt okoz, ha D_i értéke magasabb, CC_i értéke alacsonyabb, $d^{tgr}_{(i)}$ értéke alacsonyabb, és $LPS^{max}_{conn(i)}$ értéke kisebb (CC_i nem adható meg olyan foltokra, amelyeknél $D_i = 1$, illetve olyan folyosókra, amelyek legalább egyik végpontjára igaz ugyanez). Az egyes indexek alapján kisebb-nagyobb mértékben eltér a térelemek fontossági sorrendje. Bővebb magyarázat a szövegben.

i	D_i	CC_i	d^{tgr}_i	$LPS^{max}_{conn(i)}$
FOLTOK				
N1	1	–	7	20
N2	2	0	4,3	19
N3	4	0,17	3,6	15
N4	1	–	6,3	21
N5	4	0,33	3,3	21
N6	2	0	6,2	19
N7	3	0,33	4,2	22
N8	3	0	4,7	18
N9	1	–	7,4	20
N10	4	0,33	4,7	20
N11	1	–	6,5	22
FOLYOSÓK				
L1/2	1,5	–	5,65	20
L2/3	3	0,085	3,95	19
L3/4	2,5	–	4,95	21
L3/5	4	0,255	3,45	23
L3/10	4	0,255	4,15	23
L5/10	4	0,33	4	23
L5/6	3	0,17	4,75	23
L5/7	3,5	0,33	3,75	23
L10/7	3,5	0,33	4,45	23
L10/11	2,5	–	5,6	22
L6/8	2,5	0	5,45	23
L7/8	3	0,17	4,45	23
L8/9	2	–	6,05	20

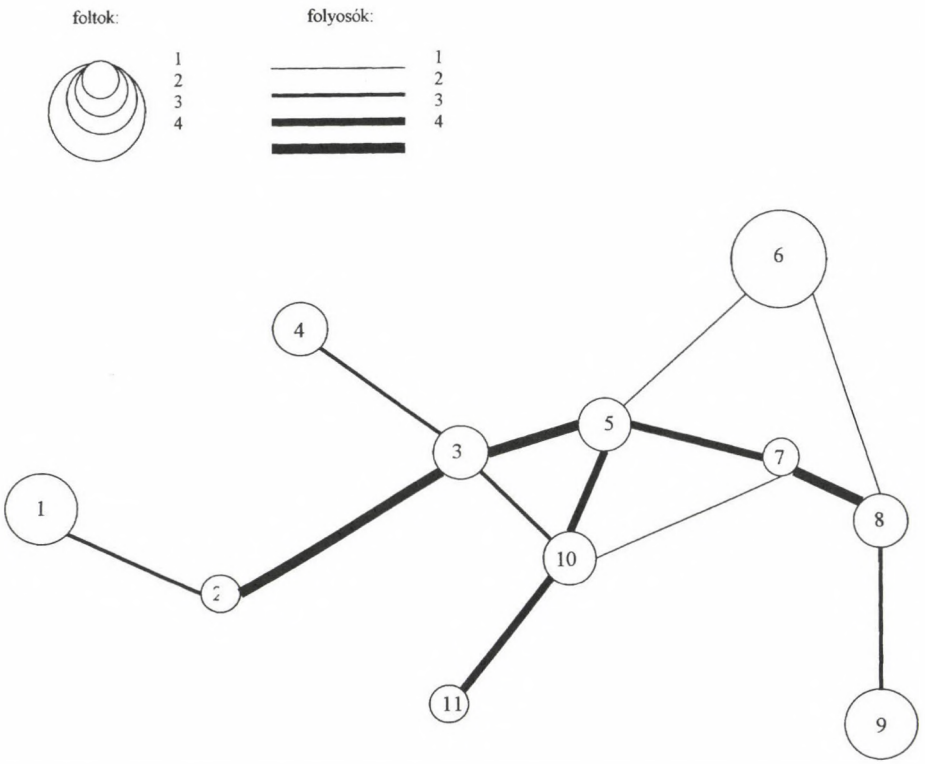
2. táblázat. Az egyes térszerkezeti elemek (*i*) fontossági sorrendje az 1. táblázat indexeiből konstruált összetett fontossági index (I_i) alapján. N3 elvesztése a legrosszabb, N11 elvesztése pedig a legkevésbé rossz az élőhely összefüggősége fenntartása, azaz a metapopuláció zavartalan génáramlása szempontjából.

i	*I (i)*
N3	0,2059
N5	0,151
N10	0,1486
L3–5	0,1416
L3–10	0,1379
L5–10	0,1359
N8	0,1322
L2–3	0,127
L5–7	0,1185
L7–10	0,1154
L7–8	0,1031
L5–6	0,102
N7	0,1019
L3–4	0,089
L6–8	0,0879
N2	0,0858
L10–11	0,0837
N6	0,0794
L8–9	0,0695
L1–2	0,0511
N1	0,03
N4	0,0297
N9	0,0296
N11	0,0284

– kiválasztott négy indexünket is egybefogja. Jellemezze tehát $I_i = (D_i - CC_i)/(d^{tgr}_i + LPS^{max}_{conn(i)})$ az i-edik térelem pozícionális fontosságát (I = importance). A térelemek fontosságával kapcsolatos megfontolásokat tükrözi az index.

Eredmények és összefoglalás

Az 1. táblázat bemutatja minden gráfél és minden gráfpont négy szerkezeti indexét, a 2. táblázat pedig az I_i indexek alapján felállított rangsort. Ezek alapján



1. ábra. Az erdélyi kurtaszárnyú szöcske (*Pholidoptera transsylvanica*) aggteleki-karszti populációjának élőhelyszerkezetét mutató gráf. A szövegben adjuk meg a körökkel jelzett élőhelyfoltok nevét, melyeket 1-től 11-ig számoztunk. A körök közti vonalak ökológiai folyosókat jeleznek, azaz a szöcske foltok közötti átjárási lehetőségeit. A foltokon élő szöcskék mennyiségét, illetve a folyosók átjárhatóságát 1-től 4-ig skáláztuk, erre a körök sugara, illetve a folyosók vastagsága utal: nagy körben több szöcske él, vastagabb folyosón pedig könnyebb átjutni. Minden további magyarázat és a hálózat értékelése a szövegben.

úgy gondoljuk, hogy a szöcskepopuláció összefüggősége szempontjából legfontosabb az N3 folt megőrzése (Szilicei kaszálók), míg modellünk alapján a Lófej-forrás alatti tisztás (N11) kiesése okozná a legkisebb zavart. A folyosók törlésének hatása kevésbé szélsőséges, legjobban azt kell óvni, amelyik a Szilicei kaszálóktól vezet a Nagy Nyilashoz (L3,5), leginkább pedig azt lehetne nélkülözni, amelyik a Huszas-töbör és a Kis tisztások (L1,2) között vezet.

Kiemelnénk megközelítési módunk, illetve módszerünk néhány alapvető tulajdonságát. Először is, filozófiánk a hálózati perspektívában történő gondolkodás volt, tehát az egyes élőhelyfoltok minősítését nem tudjuk elképzelni anélkül, hogy az adott foltot egy folthálózat részének ne tekintenénk (s mindez kvantifikálható is). Másodszor, a topológiai összefüggőség és a maximálisan összefüggő populációméret kombinálása lehetővé teszi egy gyakori probléma kezelését: térszerkezeti elemzések során gyakran adódik az a műtermék, hogy a fragmentáció hatására nő a konnektivitás. Ez félrevezető, és egyrészt a helytelenül választott konnektivitást mérő számból adódhat, másrészt abból, hogy nem veszik figyelembe a térelemekkel együtt elveszített lokális populációméreteket. Harmadszor, bár módszerünk még nyilván alaposan továbbfejleszthető, példát mutat arra, hogyan lehet objektív mércével fontossági rangsort felállítani több, potenciálisan védendő terület között: a kvantitatív mérőszámok jelentősége nyilvánvaló lehet a természetvédelmi preferenciák objektív megalkotása során. Végül megjegyeznénk, hogy a félkvantitatív súlyozófaktorok alkalmazása egy apró lépés a térszerkezet struktúrájának és funkciójának egységes tárgyalása felé (Jordán 2001, Jordán *et al.* 2003, Tischendorf & Fahrig 2000*a*, *b*).

*

Köszönetnyilvánítás – JF munkáját az OTKA F 035092, T 037726 és D 042189 sz. pályázatai és az MTA Bolyai János Kutatási Ösztöndíja támogatták. Emellett köszönettel tartozik a Collegium Budapest vendégszeretetéért.

Irodalomjegyzék

Beier, P. & Noss, R. F. (1998): Do habitat corridors provide connectivity? – *Conservation Biology* **12**: 1241–1252.

Hanski, I. A. (1998): Metapopulation dynamics. – *Nature* **396**: 41–49.

Jordán, F. (2000): A reliability-theory approach to corridor design. – *Ecological Modelling* **28**: 211–220.

Jordán, F. (2001): Adding function to structure – comments on Palmarola landscape connectivity. – *Community Ecology* **2**: 133–135.

Jordán, F., Báldi, A., Orci, K. M., Rácz, I. & Varga, Z. (2003): Characterizing the importance of habitat patches and corridors in maintaining the landscape connectivity of a Pholidoptera transsylvanica (Orthoptera) metapopulation. – *Landscape Ecology* **18:** 83–92.

Orci, K. M. (1997): A comparative study on grasshopper (Orthoptera) communities in the Aggtelek Biosphere Reserve. – In: Tóth, E. & Horváth, R. (eds): *Research in Aggtelek National Park and Biosphere Reserve*. ANP Directorate, Aggtelek, pp. 109–116.

Pickett, S. T. A. & Cadenasso, M. L. (1995): Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems. – *Science* **269**: 331–334.

Tischendorf, L. & Fahrig, L. (2000*a*): On the usage and measurement of landscape connectivity. – *Oikos* **90**: 7–19.

Tischendorf, L. & Fahrig, L. (2000*b*): How should we measure landscape connectivity? – *Landscape Ecology* **15**: 633–641.

Urban, D. & Keitt, T. (2001): Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. – *Ecology* **82**: 1205–1218.

Varga, Z. (1997): Biogeographical outline of the invertebrate fauna of the Aggtelek Karst and surrounding areas. – In: Tóth, E. & Horváth, R. (eds): *Research in Aggtelek National Park and Biosphere Reserve*. ANP Directorate, Aggtelek, pp. 87–94.

Varga-Sipos, J. & Varga, Z. (1997): Phytocenology of semi-dry grasslands in the Aggtelek Karst area (N Hungary). – In: Tóth, E. & Horváth, R. (eds): *Research in Aggtelek National Park and Biosphere Reserve*. ANP Directorate, Aggtelek, pp. 59–78.

Identifying critical habitat patches – a case study

Jordán, F.[1], Báldi, A.[2], Orci, K. M.[2], Rácz, I.[3] and Varga, Z.[3]

[1]Department of Plant Taxonomy and Ecology, Eötvös University
H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C, Hungary
[2]Animal Ecology Research Group of the Hungarian Academy of Sciences and Hungarian Natural History Museum, H-1083 Budapest, Ludovika tér 2, Hungary
[3]Department of Evolutionary Zoology and Human Biology, Debrecen University
H-4010 Debrecen, P. O. Box 3, Hungary

Abstract: A quantitative approach is given for evaluating the relative positional importance of landscape elements (habitat patches and ecological corridors) within the landscape graph of an endangered Hungarian *Pholidoptera transsylvanica* bush-cricket metapopulation. Various graph indices are proposed to reflect positional importance, and a combined measure of importance, based on both pure topology and weighted indices referring to patch and corridor quality, is presented. Since the survival of many natural populations living in fragmented landscapes depends on migration and gene flow between local populations, our methods quantifying the role of spatial elements in maintaining connectivity can be useful in future conservation practice.

Key words: metapopulation, *Pholidoptera transsylvanica*, connectivity, positional importance

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 39–44, 2004

A fajszám-terület összefüggés használhatóságának korlátai a fajgazdagság becslésére

Báldi András[1] és Vörös Judit[2]

[1]*MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport*
1083 Budapest, Ludovika tér
E-mail: baldi@nhmus.hu
[2]*Magyar Természettudományi Múzeum Állattára*
1088 Budapest, Baross u. 13

Összefoglaló: A fajszám-terület összefüggés szerint minél nagyobb területet veszünk figyelembe, annál több fajt találunk rajta. Vizsgálatunkban abból indultunk ki, hogy a jelenlegi védett területek a 19. századi nagyléptékű élőhely-átalakítások előtti állapotokat őrizték meg. Tehát a védett területek taxonjaira készített fajszám-terület összefüggés alapján extrapolálni lehet az ország teljes területére, azaz megbecsülni, hogy hány faj fordulna elő, ha a néhány száz évvel ezelőtti természeti állapotok uralkodnának az egész országban. Az elemzésben 50 védett terület 205 madárfaja, és 87 védett terület 14 kétéltű és 15 hüllő faja szerepelt. Eredményeink szerint 1 kétéltű, 4 hüllő és 230 madárfajjal lenne nagyobb a fajgazdagság, ha a védett területeknek megfelelő élőhelykészlet lenne az ország területén. A legtöbb ismerettel a ragadozó madarak jelenkori és történelmi előfordulásáról rendelkezünk. A becslésünk a jelenlegiek mellett még 23 faj előfordulását jósolta, ami messze több az elképzelhetőnél. Következtetésünk, hogy a jelenlegi fajelőfordulások nem felelnek meg egy egyensúlyi, stabil helyzetnek, feltehetően a faunarelaxáció miatt. Végkövetkeztetésünk tehát, hogy a védett területek jelenlegi fajkészlete a faunarelaxáció miatt folyamatosan pusztul.

Kulcsszavak: élőhely-specificitás, fajszám-terület összefüggés, faunarelaxáció, fragmentáció, hüllők, kétéltűek, madarak

Bevezetés

Az antropogén élőhely-átalakítások miatt az élővilág jelentős elszegényedése folyik, melynek egyik legfontosabb összetevője a fajok kihalása (pl. Frankel & Soulé 1981). A biológiai sokféleség megőrzése a természetvédelem egyik legfontosabb feladata, de ehhez meg kell érteni időbeli változásait is. Több módszer is létezik a jelenlegi fajszámokból történő időbeli extrapolációra, melyek legtöbbje a fajszám-terület összefüggésen alapul (pl. Brashares *et al.* 2001, Lawton & May 1995, Pimm & Raven 2000, lásd Báldi 1998 a fajszám-terület összefüggésről), bár vannak kritikák is az alkalmazhatóságáról (Simberloff 1992).

Vizsgálatunkban abból indultunk ki, hogy a jelenlegi védett területek a 19. századi nagyléptékű élőhely-átalakítások előtti állapotokat őrizték meg. Ez a felté-

telezés nem teljesen igaz, de az nagyon valószínű, hogy a védett területek természetközelibbek, mint a nem védett területek, így jobban tükrözik a 19. századi állapotokat. További bizonytalanság, hogy a mostani védett területek mennyire reprezentánsai az egykori élőhelyeknek. Mindezeket a bizonytalanságokat figyelembe kell venni az eredmények értékelésénél. A védett területek taxonjaira készített fajszám-terület összefüggés alapján extrapolálni lehet az ország teljes területére, tehát megbecsülni, hogy hány faj fordulna elő, ha a néhány száz évvel ezelőtti természeti állapotok uralkodnának az egész országban.

Módszerek

Az elemzésben 50 védett terület 205 madárfaja, és 87 védett terület 14 kétéltű és 15 hüllő faja szerepelt. A fajlistákat irodalmi forrásokból, illetve szakértőktől kapott információk alapján tudtuk összeállítani. A madárlista csak a költő fajokat tartalmazta (Bánszegi *et al.* 2000).

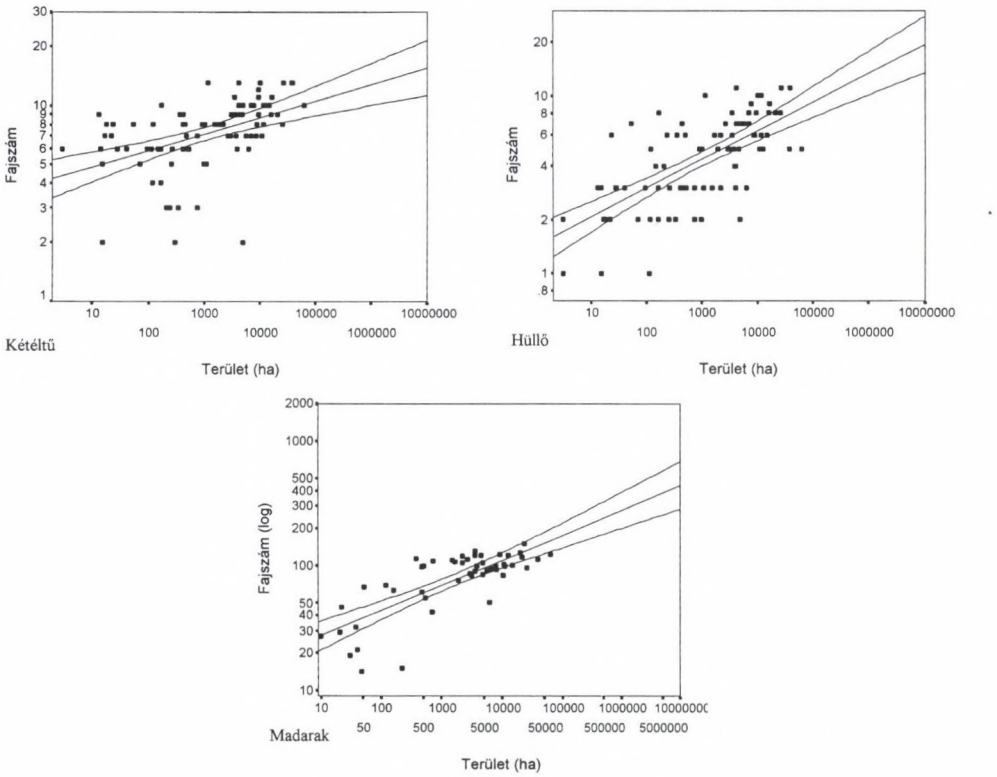
A vizsgált taxonokra a konvencionális log-log fajszám-terület összefüggést készítettük el, majd a kapott egyenes meredeksége alapján extrapoláltunk az ország teljes területére. Több rendszertani egységet is vizsgáltunk a madarakon belül, ahol a nagyobb fajszám ezt lehetővé tette.

Eredmények és értékelésük

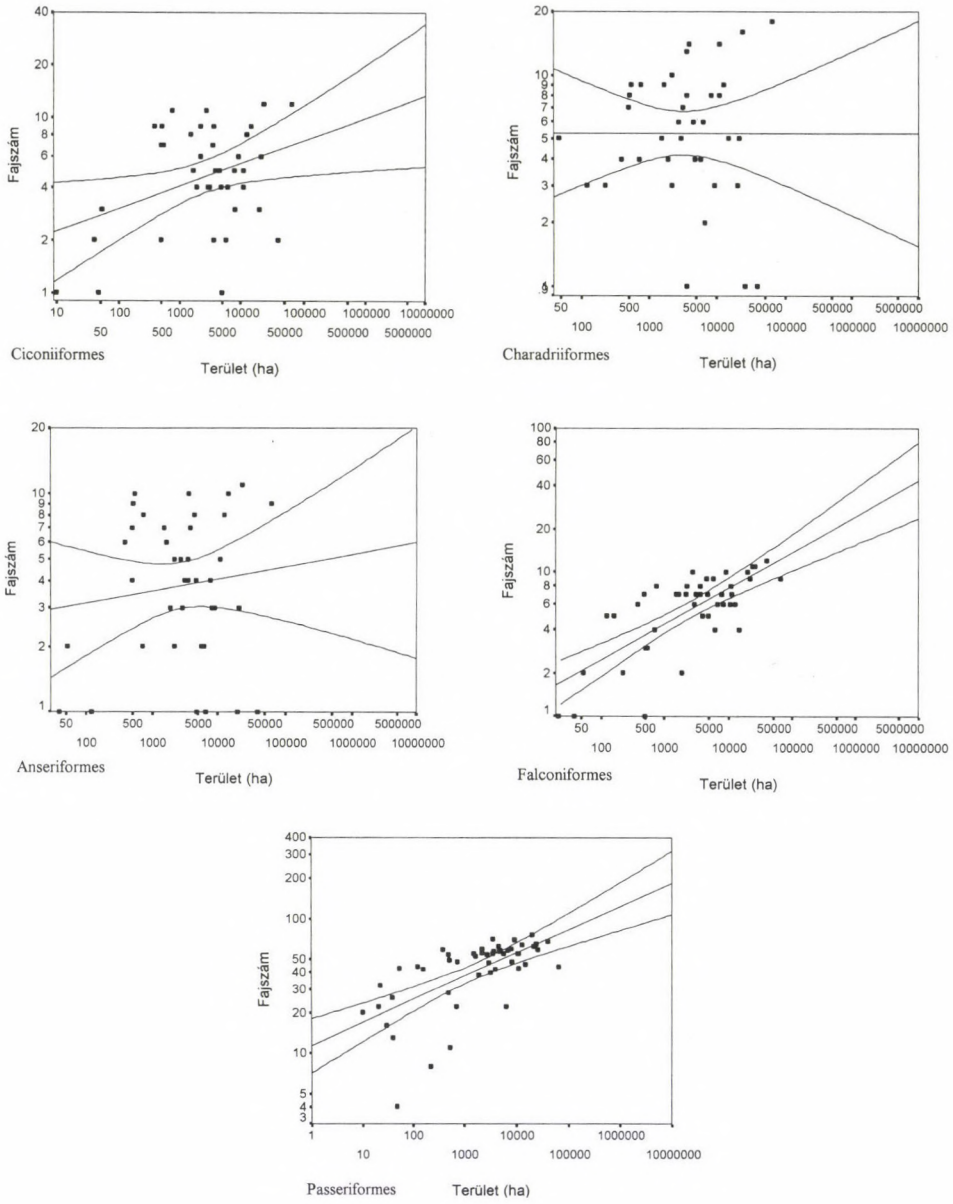
A fajszám-terület összefüggés erősen szignifikáns volt mind a kétéltűek, mind a hüllők, mind pedig a madarak osztályára (1. ábra). Az öt madárrendnél már vegyes volt a kép, míg a Ciconiiformes, Falconiformes, Passeriformes rendek esetében szignifikáns volt, addig az Anseriformes és Charadriiformes esetében nem volt szignifikáns az összefüggés (2. ábra). Ennek oka nagy valószínűséggel az e két rendbe tartozó fajok kötődése vizes területekhez. Ez a fajszám-terület összefüggés alkalmazhatóságának egy korlátjára mutat rá, miszerint csak akkor használható fajszám extrapolációkra, ha megfelelően nagy fajszámú és változatos élőhely-preferenciájú fajok tartoznak a vizsgált csoportba.

Az alkalmazott módszer alapján 1 kétéltű-, 4 hüllő- és 230 madárfajjal lenne nagyobb a fajgazdagság, ha a védett területeknek megfelelő élőhelykészlet lenne az ország teljes területén. A legtöbb ismerettel a ragadozó madarak jelenkori és történeti előfordulásáról rendelkezünk, ezért e csoporton teszteltük az eredményeinket. Becslésünk a jelenlegiek mellett még 23 faj előfordulását jósolta, ami messze több az elképzelhetőnél. Következtetésünk, hogy a jelenlegi fajelőfordulá-

sok nem felelnek meg egy egyensúlyi, stabil helyzetnek. Ennek három oka is lehetséges. Egyrészt egy újabb vizsgálat kétségbe vonja a védett területek mérete és fajszámcsökkenése közötti korrelációt, pontosabban más faktorok fontosságát hangsúlyozza (Wiersma & Nudds 2001). Másrészt, a védett területek nem tekinthetőek izolátumoknak, tehát a fajszám-terület összefüggés nem biztos, hogy korrekt eredményt ad. Azonban az izoláció erőssége nem ad magyarázatot a madárrendek eltérő fajszám-terület összefüggéseire. Szerintünk tehát a harmadik magyarázat helyes, miszerint faunarelaxáció történik a védett területeken, ami az újonnan izolálódott szigetek fajszámcsökkenését jelenti (Diamond 1972). Ezt nemcsak valódi szigetekre, hanem élőhelyszigetekre (Brooks *et al.* 1999, Brown 1971) és védett területekre is leírták már (Newmark 1987). A folyamat akár évszázadokat is igénybe vehet (Brooks *et al.* 1999, Rosenzweig 1995), így a hazai rezervátumok messze nem tekinthetőek egyensúlyi állapotban levőknek, folyamatos el-



1. ábra. Fajszám-terület összefüggés védett területek fajlistái alapján. A teljes extrapolált területig (10 000 000 ha) ábrázoltuk az összefüggést, a 95%-os konfidencia intervallummal együtt.



2. ábra. Fajszám-terület összefüggés 5 madárrend esetében védett területek fajlistái alapján. A teljes extrapolált területig (10 000 000 ha) ábrázoltuk az összefüggést, a 95%-os konfidencia intervallummal együtt.

szegényedés várható a hazai védett területeken. Ez az eredmény, bár sok bizonytalanságtól terhelt, és jelen keretekben csak egy feltételezés szintjén maradt, elég pesszimista ahhoz, hogy további vizsgálatok fontosságára felhívja a figyelmet.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönjük minden adatközlő megértését és segítségét. A vizsgálatot az OTKA F 29242 pályázat és a CEU Junior Fellowship programja támogatta.

Irodalomjegyzék

Báldi, A. (1998): A fajszám-terület összefüggés modelljeinek és elméleteinek áttekintése. – *Ornis Hungarica* **8**(Suppl. 1): 41–48.

Bánszegi, Z., Báldi, A. & Bankovics, A. (2000): Fajszám-terület összefüggés és közösségek egymásba ágyazottsága védett területeken. – *Ornis Hungarica* **10**: 17–26.

Brashares, J. S., Arcese, P. & Sam, M. K. (2001): Human demography and reserve size predict wildlife extinction in West Africa. – *Proc. Roy. Soc. London, Ser. B., Biol. Sci.* **268**: 2473–2478.

Brooks, T. M., Pimm, S. L. & Oyugi, J. O. (1999): Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. – *Conservation Biology* **13**: 1140–1150.

Brown, J. H. (1971): Mammals on mountain tops: nonequilibrium insular biogeography. – *American Naturalist* **105**: 467–478.

Diamond, J. M. (1972): Biogeographic kinetics: estimation of relaxation times for avifaunas of Southwest Pacific islands. – *Proc. Nat. Acad. Sci.*, USA **69**: 3199–3203.

Frankel, O. H. & Soulé, M. E. (1981): *Conservation and evolution.* – Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Lawton, J. H. & May, R. M. (eds) (1995): *Extinction rates.* – Oxford University Press, Oxford, UK.

Newmark, W. D. (1987): A land-bridge island perspective on mammalian extinctions in western North American parks. – *Nature* **325**: 430–432.

Pimm, S. L. & Raven, P. (2000): Extinction by numbers. – *Nature* **403**: 843–844.

Rosenzweig, M. L. (1995): *Species diversity in space and time.* – Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Simberloff, D. (1992): Do species-area curves predict extinction in fragmented forest? – In: Whitmore, T. C. and Sayer, J. A. (eds): *Tropical deforestation and species extinction.* – Chapman and Hall, London, pp. 75–89.

Wiersma, Y. F. & Nudds, T. D. (2001): Comparison of methods to estimate historic species richness of mammals for tests of faunal relaxation in Canadian parks. – *J. Biogeography* **28**: 447–452.

Caveats of using the species-area relationship for extrapolations on historical and future species numbers

Báldi, A.[1] and Vörös, J.[2]

[1]Animal Ecology Research Group, HAS, Hungarian Natural History Museum
H-1083 Budapest, Ludovika tér 2, Hungary
[2]Department of Zoology, Hungarian Natural History Museum
H-1088 Budapest, Baross u. 13, Hungary

Abstract: We compiled species lists of birds, reptiles and amphibians in Hungarian reserves, then used these data to estimate historical species richness of Hungary using the species-area relationship. We could reconstruct the situation in the 18th century, before large scale land transformations started. The species–area relationship was significant for the three studied classes, however, two (Anseriformes and Charadriiformes) of the five bird orders considered did not perform the expected relationship. We argue that in these orders the preference for wetland habitats masked the expected relationship. This result highlights the limits of using the slope of species-area relationship to assess threat; it is reliable only in taxa in which habitat preference varies largely. We estimated that one amphibian species, four reptile species, and 230 bird species have become extinct from Hungary during the last few centuries. However, an evaluation of extinction in the best-known taxon (Falconiformes) revealed only 14 potentially extinct species, in spite of the 23 species expected from our analysis. Therefore, we suppose that the present pattern of species richness in the reserves is still in the state of faunal relaxation. This result highlights the threat of further species extinction. Previous estimates of species richness using the species-area relationship are usually based on the assumption that the habitat archipelago is in equilibrium, which may not be true in most fragmented landscapes.

Key words: amphibians, birds, faunal relaxation, fragmentation, habitat specificity, reptiles, species–area relationship

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 45–53, 2004

Fajvédelmi programok tervezése, esernyő- és zászlóshajó-fajok védelme

Boldogh Sándor

Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság
3758 Jósvafő, Tengerszem oldal 1
E-mail: info.anp@axelero.hu

Összefoglaló: A természetvédelmi programok között kitüntetett jelentőségűek a veszélyeztetett fajok megőrzésére irányulóak, melyek tervezése és működtetése különösen összetett feladat. A jó terv feltétele és alapja az eredményes szakmai munkának, elkészítése során azonban nem csupán szakmai kérdéseket kell mérlegelni. A megfogalmazott célkitűzések elérése érdekében már a tervezés során figyelembe kell venni a szakmai elvárások mellett a társadalmi és gazdasági szempontokat és lehetőségeket. A fajvédelmi programokat fajvédelmi kezelési tervek (fajvédelmi programtervek) készítésével kell megalapozni, melyek tartalmukban a veszélyeztetett fajok megőrzéséhez kapcsolódó munka lépéseit, a szükséges beavatkozások módszereit, valamint a program időbeli ütemezését érintik. Jelen munkában a fajvédelmi programok tervezésével, illetve a fajvédelmi kezelési tervek készítésével kapcsolatos tapasztalatokat, javaslatokat mutatom be.

Kulcsszavak: esernyő-faj, fajvédelmi program, gyakorlati védelem, kezelési terv, zászlóshajó-faj

Bevezetés

A természetvédelmi munkák mindennapi tapasztalatai alapján világosan látható, hogy a világ gazdaságilag fejlettebb részein – így szinte egész Európában is – az igazi gond általában nem a természetvédelem által felhasználható erőforrások szűkössége (pl. pénz, képzett munkaerő), hanem az ökológiai problémákkal szemben megnyilvánuló társadalmi érzékenység által a természetvédelem számára megszabott mozgástér rendkívüli korlátozottsága. Az ökológiai kutatási eredmények ellenére még mindig erősebbek a pillanatnyi gazdasági érdekek, így hiába növeljük a rendelkezésre álló pénzkereteket, ha a megoldandó feladatok sokkal intenzívebben halmozódnak, és egyre nyitottabbá válik a „természet- és környezetvédelmi olló". Környezettudatosan tervezett természeti erőforrás-gazdálkodás hazánkban alig létezik, így a hatósági természetvédelemtől általában egyedi ügyekre vonatkozóan várnak rendkívül gyors, ugyanakkor szakmailag védhető és hatékony megoldásokat. Az elvárásoknak azonban nehéz megfelelni, mivel az ország területének nagyobb részét még mindig természetvédelmi adat- és ismerethiány jellem-

zi. Ugyanezek a nehézségek állnak elő akkor is, ha egy-egy veszélyeztetett faj állományának megőrzésével kapcsolatban kell konkrét és gyors lépéseket tenni. A területtulajdonosok, területhasználók ellenérdekeltsége mellett, gyakran meg kell birkózni a természet- és környezetvédelmi ágazaton belül felállított és fenntartott korlátokkal is. A gyenge pályázati rendszer és a stratégia hiánya jelentősen hátráltatja a beavatkozásokat. További gond, hogy a főleg hatósági eszközökkel operáló természetvédelem kevés gyakorlati tapasztalattal rendelkezik, ezért a faj- és élőhelyvédelmi programok tervei közül csak néhány tartalmazza azokat a konkrét lépéseket és stratégiákat, amelyek a mindennapi életben történő hatékony alkalmazást lehetővé teszik (Gilpin & Soulé 1986, Standovár & Primack 2001). A hazai természetvédelemnek céljai elérése érdekében ezért sokkal tervszerűbbnek és gyakorlatiasabbnak kell lennie. Ennek megalapozása alapvető, melyet az EU-csatlakozás eredményeként bővülő – főként nem a természet védelmére fordítható – támogatások és fejlesztések eredményeként bizonyosan növekedő környezetterhelés halaszthatatlanná tesz.

Az élővilág elszegényedése miatt egyre gyakrabban indítanak fajvédelmi programokat, melyek előkészítése és működtetése különösen jó példa az integrált problémakezelésre, egy hatékony problémamegoldásra képes természetvédelemmel szemben támasztott elvárások bemutatására. A veszélyeztetett fajok védelme rendkívül összetett feladat, a szakmai kérdések mellett társadalmi és gazdasági szempontokat (érdekeket) is közös nevezőre kell hozni a kívánt természetvédelmi cél elérése érdekében. A jó tervezés – mely szakmai és reális – ezért nemcsak a szakmai munka alapja, hanem feltétele is. A nemzetközi és hazai fajvédelmi tervek eltérő szempontok szerint, nagyon változatos szakmai színvonalon készültek, így a tervekre épülő fajvédelmi programok sikere is különböző. Munkámban ezért azokat a tapasztalatokat foglalom össze, melyek a programok tervezése, ill. lebonyolítása során – különösen az Aggteleki Nemzeti Parkban – az elmúlt években összegyűltek.

A fajvédelmi programok tervezése

A tervezés előkészítése

A fajvédelmi programok tervezése során az adott faj/fajok megőrzéséhez kapcsolódó beavatkozásokat – ezek módszereit, lépéseit, időbeli ütemezését – kell kidolgozni. A tervezés előkészítésekor külön figyelmet kell fordítani azokra a korlátozó tényezőkre, melyek a tervek gyakorlati életben való alkalmazását meghatározzák. A „gyakorlati" szónak kiemelt jelentősége van, ugyanis a programtervek-

nek leginkább gyakorlati intézkedéseket kell megalapozniuk. A jól használható tervek ezért ellentétben a jelenlegi tervek nagyobb részével, soha nem tökéletes alapossággal kidolgozott monográfiák, és nem az általánosságok szintjén megragadt ismeretterjesztő írások (pl. McGovan *et al.* 1995, Servheen *et al.* 1998). Egy fajvédelmi program tervezésének megkezdése előtt meg kell vizsgálni, hogy egyáltalán lehet-e és érdemes-e az adott faj programszerű védelme. Minden fajra lehetetlen védelmi programot indítani, de erre nincs is szükség. A fajok egy része, még ha védett is, nem igényli azt, hogy szigorúan meghatározott lépések és stratégiák szerint próbálják állományaikat fenntartani (pl. széncinege). A nagyon érzékeny fajok esetében, melyek semmilyen közvetlen beavatkozást nem viselnek el, csak az élőhelyek általános védelme vezethet eredményre (pl. kígyászölyv). Nagyon sok faj állományának megőrzése más fajok védelmének keretében biztosítható, így nincs szükség fajspecifikus terv kidolgozására. Az is előfordulhat, hogy nagyon nehéz, vagy nem is lehet alkalmazható kezelési tervet készíteni, és értelmes fajvédelmi programot indítani (pl. olyan kicsi a hazai állomány, hogy külön kezelési feladatok értelmetlenek, és/vagy más fajok védelmének keretében biztosítható a megóvás (pl. pannongyík, törpekuvik)). Mindezek alapján azokra a fajokra érdemes fajvédelmi programokat indítani, melyek: (1) valamilyen okból különleges élőhelykezelést igényelnek (pl. boglárkalepkék, gyurgyalag) és/vagy (2) hatékony védelmük egy egész élőlényközösség megőrzését segíti (pl. parlagi sas) és/vagy (3) életciklusuk legalább egy részében közvetlen és igen erős emberi hatások hatnak (pl. haris) és/vagy (4) különleges demonstratív jelentőségük van (pl. zászlóshajó-faj). A fajok kiválasztásának még számtalan egyéb szempontjai lehetnek (pl. Báldi *et al.* 1995, Boldogh *et al.* 2003, Groombridge 1993, IUCN 1990, Rakonczay 1989), a listák egy részét azonban kritikával kell kezelni (pl. nemzetközi egyezmények és jogszabályok, melyek eltérő természetföldrajzi adottságú területekre egységes veszélyeztetettségi kategóriákat állapítanak meg (pl. EU-irányelvek (79/409/EGK, 92/43/EGK)).

A tervezés megkezdése előtt nagyon fontos annak eldöntése, hogy kiknek kell, és kiknek lehet fajvédelmi programot indítani. A válasz elvileg nyilvánvaló: azoknak a szervezeteknek, amelyeknek elég szakmai tapasztalata és koordináló szerepe van ahhoz, hogy hatékonyan végre tudja hajtani a tervben kidolgozott feladatokat. Mivel a programok felvállalása általában önkéntesen történik, a szigorú szakmai kontroll elengedhetetlen. A jogi kereteket figyelembe véve, a szakmai felügyeletet leginkább állami szerveknek kell ellátni (nemzeti parkok, Természetvédelmi Hivatal). Speciális ismereteik miatt azonban be kell vonni a tudományos intézményeket, de kiemelt szerep juthat a szakmailag megalapozott társadalmi szervezeteknek is (állami és társadalmi összefogás). Az elkövetkező években nagyban segítené a fajvédelmi programokat, ha egy szakértői csoport által összeállított faj-

lista alapján a Természetvédelmi Hivatal ütemtervet készítene a fajvédelmi kezelési tervek kidolgozására, és pénzügyi forrásokhoz jutva biztosítaná ezek kidolgozását és végrehajtását. Ennek azért van kiemelt jelentősége, mivel a fajvédelmi program hatékony lebonyolításához elengedhetetlen a munkamegosztás, a koordináció és a szakmai felügyelet. A jó tervekben a felelősséghez és a felügyelethez kapcsolódó kérdéseket mindig kidolgozzák, megnevezik a szakmai végrehajtásért felelős szervezetet (szakértői csoportot), az adott lépések szervezéséért és végrehajtásáért felelős programvezető(ke)t, illetve a részfeladatokat ellátó közreműködőket.

A célkitűzések meghatározása

A célkitűzések meghatározása a tervezési szakasz legsarkalatosabb pontja. Nagyon sok program hibája, hogy a programok tervezői úgy foglalkoznak ezzel a kérdéssel, hogy nem veszik figyelembe a programok lefutásának időtartamát, a megvalósításhoz kapcsolódó realitásokat. A megalapozott pénzügyi tervekhez és a munkák időbeli ütemezéséhez a program célkitűzéseinek olyan jellegű meghatározása, mint „a faj megőrzése az utókor számára", vagy „az állomány elfogadható szintre emelése", nem elegendő! Nem lehet elegendő, mivel a tényleges kezelési feladatok és intézkedések csak az itt megfogalmazott konkrét célkitűzések alapján határozhatóak meg. Reális és konkrét célkitűzések meghatározása nem könnyű, mivel ezek elérését számtalan tényező korlátozhatja. Szakmai szempontból az alapismeretek hiánya lehet a legnagyobb gond. Az adott faj biológiájának (pl. szaporodásbiológia) részletes ismerete nélkül nem lehet szakmai szempontokat adni az élőhelyek megőrzéséhez, a javasolt kezelések időbeli ütemezésének tervezéséhez és a módszerek kiválasztásához. Nagyon fontos ezért annak megállapítása, hogy a programba vont faj állománya mennyire ismert, az élőhelyi igények, veszélyeztető tényezők milyen szinten feltártak. A célkitűzések meghatározásakor külön figyelmet kell szentelni a program megvalósítása során jelentkező társadalmi korlátoknak. Egy adott faj védelmével kapcsolatos tevékenységekhez nagyon eltérően viszonyulnak a különböző érdekcsoportok, így a tervezés során legalább azt meg kell vizsgálni, hogy: milyen érdekek és érdekcsoportok vannak; az érdekek hogyan kapcsolódnak a programhoz; lehetséges-e az érdekek egyeztetése, és mi az érdekegyeztetés ára? Mindig kiemelt jelentősége van a társadalmi korlátok elemzésének, különösen akkor, amikor elégtelen vagy gyenge a jogszabályok érvényesítésének hatékonysága. A tapasztalatok alapján a tényleges társadalmi korlátokat (és ezek nagyságát) nagyon nehéz előre megbecsülni, jelentős részük csak a megvalósítás során realizálódik (Nagy *et al.* 1999). A munkák során gyakran előfor-

dulhat, hogy kijelölt érdekcsoportok közül majdnem mind ellenérdekelt vagy könnyen azzá tehető. Az érdekellentétek csökkentésére azonban számos lehetőség kínálkozik, ezeket már a tervezés során össze kell gyűjteni. Csak gazdasági vagy adminisztratív eszközökkel nem lehet hatékony természetvédelmet (pl. fajvédelmi programot) végezni! A meglévő jogszabályok viszonylag jó keretet jelentenek, de számtalan végrehajtási rendelet még hiányzik (pl. kompenzáció). Pénzeszközökkel könnyen érdekeltté lehet tenni az érdekcsoportokat, ez a stratégia azonban ritkán jelent hosszú távon „fenntartható" megoldást. Hatékony fajvédelmi programot leginkább vagyonkezelői elven felépített és működtetett természetvédelmi szervezet tud végezni. Ennek alapján jelentős előrelépést jelentene, ha legalább az országos jelentőségű védett területek esetében megvalósulna a teljes területre kiterjedő természetvédelmi célú vagyonkezelés. A társadalmi szervezetek által indított programok még inkább kényszerpályán mozognak, legtöbb eszközük gyakran csak szaktudásuk és korlátlan lelkesedésük.

A stratégiák és feladatok meghatározása

A feladatokat és a szükséges stratégiákat csak a reális célok kijelölése után lehet meghatározni. Az adott fajok megőrzésével kapcsolatos természetvédelmi módszerek kiválasztása minden esetben fajfüggő, de egészen más stratégiát kell követni még ugyanazon faj esetében is, ha a legfontosabb állományok élőhelyét védett vagy nem védett területen kívánjuk megóvni. A program integrált rendszerben történő működtetése szintén stratégiai kérdés. A legfontosabb stratégiákat természetesen nem a program tervezőjének kell kitalálnia, hanem a döntéshozók és a szakmai vezetők által kialakítottak szerint kell a programot megterveznie. A legcélravezetőbb stratégia kiválasztása nem egyértelmű, a szakmai felügyelet szerepe ezért itt különösen indokolt. A programok tapasztalatait (pl. az alkalmazott stratégiákat) széles körben ismertetni kell, mivel a problémák egy része a nagyon különböző programoknál is megismétlődik. A természetvédelem általános feladatrendszere szerint (Salamon 1997) a kutatás, a megőrzés és a bemutatás feladatai minden fajvédelmi program tevékenységét alapvetően meghatározzák. Ezeket a feladatokat a mező-, erdő- és vadgazdálkodási, az infrastruktúra-fejlesztési, ill. a természet- és környezetvédelmi tevékenységek szabályozásán keresztül kell realizálni.

Amennyiben elfogadjuk, hogy egy fajvédelmi program csak akkor lehet hatékony, ha a tevékenységeket a természetvédelem hármas feladatrendszere alapján határozzuk meg, a feladatok megalapozott kiválasztása után az is kiderül, hogy az adott szervezet képes-e a program hatékony lebonyolítására. Természetesen na-

gyon kevés az a szervezet, amely az összes feladatot egy személyben fel tudja vállalni. Ha van azonban szakmai hitele és koordinációs képessége, össze tudja hangolni az élőhelykezelés, a kutatás, a szemléletformálás, a hatósági védelem stb. feladatait.

A stratégiák és feladatok meghatározásához szorosan kapcsolódik a fajvédelmi programok tervezésének területi léptéke. Jól alkalmazható hatékony fajvédelmi programot – néhány faj kivételével (pl. épületlakó denevérek) –, csak regionális vagy még ennél is kisebb léptéken érdemes tervezni. A támogatási és kompenzációs rendszerek, a védetté nyilvánítások, a természetvédelmi érdekből elrendelhető korlátozások, mind konkrét területekre vonatkozóan alkalmazhatóak. A nagy területi léptéken kidolgozott programok csak általánosságokkal tudnak foglalkozni, a kisebb léptékű problémák hatékony kezelésére képtelenek (pl. RSPB 1992, Storch 2000). Sajnos számos feladat nem választható el a helyrajzi számoktól, ami gyakran nehézkessé teszi a beavatkozásokat. A hazai ingatlan-nyilvántartás helyrajzi számokhoz kötődik, így a területek védetté nyilvánítása és a konkrét kezelési feladatok csak ezekhez kapcsolhatóak. A kataszteri számokhoz és a művelési ágakhoz történő ragaszkodás jelentősen megköti a fajvédelmi programot tervező kezét, de a helyrajzi számok problémáját napjainkban nem lehet megkerülni.

A feladatok meghatározásának csak akkor van értelme, ha a lépések időbeli ütemezése is kidolgozott. A program célkitűzései meghatározzák a program időbeli lefutását. A célkitűzések rossz meghatározásával azonban előfordulhat, hogy túl rövid (pl. 1 év), vagy beláthatatlanul hosszú időszakra (pl. 25 év) tudjuk csak a fajvédelmi programot megtervezni.

Ellenőrzés és felülvizsgálat

Külön feladat a végrehajtás hatékonyságának ellenőrzése és felülvizsgálata. Ennek lépéseit (módszereket) minden esetben előre meg kell határozni. Mivel az ellenőrzések alapján lehet a tervet módosítani, ill. új tervet készíteni, a legfontosabb (és kötelező) ellenőrzési pontokat előre ki kell jelölni. A hazai programok tervezésekor az ellenőrzések és felülvizsgálatok feladatait általában meg sem határozták, pedig az éves munkaterveket a megelőző év eredményei és tapasztalatai alapján kell összeállítani. Nagyon fontos, hogy valamennyi eseményről (pl. kezelési tevékenység) írásos és szükség esetén fotódokumentáció kerüljön. A tapasztalatok alapján ez nagyon gyenge pontja a programoknak (Standovár 2001). A munkák szakmai ellenőrzéséhez alapvető lenne a kiindulási állapotok pontos rögzítése, az állapotfelvételekhez kapcsolódó szakmai elvárásokat azonban központilag kell

megadni (Salamon 1997). Nagyon szerencsés lenne a beavatkozások független értékelése is.

Összefoglalás

Az élővilág elszegényedésének üteme miatt olyan hatékony fajvédelmi programokra van szükség, melyek célkitűzései a természetvédelem általános szakmai elvárásai és lehetőségei szerint reálisak. Ehhez közvetlenül kapcsolódik a védelmi programba vont fajok kiválasztása, így a hazai természetvédelem rendelkezésére álló lehetőségek és feltételek alapján érdemes ismételten újragondolni a fajvédelmi programokkal kitüntetett fajok körét, ill. a zászlóshajó-fajokkal kapcsolatos álláspontot. Komoly vitákat gerjeszt a különböző fajcsoportok kutatásával, védelmével foglalkozók között egyes faj, fajcsoportok túlhangsúlyozása. Több alkalommal lángolt fel vita a gerinces-, és különösen a madárközpontú természetvédelem kapcsán, mely olykor meg is osztotta a természetvédelem erőit. A helyzet azonban annál összetettebb, hogy azt csupán a döntéshozók feltűnő fajokkal szemben kialakult érzelmi kötődésével, ill. az egyéb fajcsoportok kutatásának alulfinanszírozásával magyarázzuk. Leginkább társadalmi korlátokkal állunk szemben, mely a kutatások, a gyakorlati beavatkozások, ill. a beruházások finanszírozásakor és engedélyeztetésekor világosan látszik. Sokkal hamarabb lehet egy általános értékítélet szerint kitüntetett, ám szakmai szempontból közel sem olyan „értékes" fajjal kapcsolatos programot elindítani vagy egy terhelést jelentő beruházást megakadályozni, mint egy nagy jelentőségű, de nem feltűnő és nem túlhangsúlyozott fajjal kapcsolatosat. A természetvédelem nagy kihívása, hogy ennek a szakmailag igen ellentmondásos helyzetnek a rendezésére olyan megoldásokat találjon, melyek nem csökkentik a természetvédelem hatékonyságát, ill. az eddig elért eredményeket. A szakmán belül is nehéz összehangolni a természetvédelem szakmai, hatósági és tudatformálással kapcsolatos szempontjait és feladatait, ezért a zászlóshajó-fajok kijelölését és kiemelt védelmét úgy kell tekinteni, mint a természetvédelem egyik olyan kényszerlépését, melyet az élőhelyek hatékonyabb megőrzése érdekében kell tennie.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönöm Kovács Andrásnak, Szilvácsku Zsoltnak, Kalotás Zsoltnak, Nagy Dezsőnek, Szmorad Ferencnek, Barati Sándornak és Hudák Katalinnak a dolgozat, ill. az azt megalapozó munkák elkészítése során nyújtott segítségét. A munkához kapcsolódó technikai hátteret Salamon Gábor vezetése alatt, az Aggteleki Nemzeti Park biztosította.

Irodalomjegyzék

Báldi, A., Csorba, G. & Korsós, Z. (1995): *Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere.* – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 59 pp.

Boldogh, S., Kovács, A. & Szabó, B. (2003). Szárazföldi gerincesek fajvédelmi kezelési terveinek tartalmi elemei. – *Természetvédelmi Közlem.* **10** (in press).

Gilpin, M. E. & Soulé, M. E. (1986): Minimum viable population: Processes of species extinction. – In: Soulé, M. E. (ed.): *Conservation biology: the science of scarcity and diversity.* Sinauer Associates, Sunderland, MA, pp. 19–34.

Groombridge, B. (ed.) (1993): *1994 IUCN Red List of Threatened Animals.* – IUCN, Gland, Switzerland.

IUCN (1990): *The IUCN Red Data Book.* – IUCN, Gland, Switzerland.

McGowan, P. J. K., Dowell, S. D., Carroll, J. P. & Aebischer, N. J. (1995): *Status surveys and conservation action plan 1995–1999 (WPA/BirdLife/SSC Partridge Quail and Francolin Specialist Group): Partridges, Quails, Francolins, Snowcocks and Guineafowl.* – IUCN & World Pheasant Association, Gland, Schwitzerland, 101 pp.

Nagy, D., Hudák, K., Barati, S., Szmorad, F. & Boldogh, S. (1999): A Keleméri Mohos-tavak TT. természetvédelmi kezelési terve (2000–2004). – Aggteleki NP, Jósvafő. (kézirat)

Rakonczay, Z. (szerk.) (1989): *Vöröskönyv: A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növények és állatfajok.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 360 pp.

RSPB (1992): *Species action plan: 0735 Barn Owl Tyto alba. A Red Data Bird.* – Royal Society for the Protection of Birds, 27 pp.

Servheen, C., Herrero, H. & Peyton, B. (1998): *Bears: status survey and conservation action plan.* – IUCN/SSC Bear and Polar Bear Specialist Group, 306 pp.

Standovár, T. (2001): A természetvédelmi biológia helyzete egy országos felmérés alapján. – *Természetvédelmi Közlem.* **9**: 1–14.

Standovár, T. & Primack, R. B. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai.* – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 542 pp.

Storch, I. (2000): *Grouse: status survey and conservation action plan 2000–2004.* – WPA/BirdLife/SSC Specialist Group, 112 pp.

Salamon, G. (1997): A komplex ökológiai állapotfelvétel elméleti alapjai az Aggteleki Nemzeti Parkban. – In: Tóth, E. & Horváth, R. (szerk.): *Proceedings of the Research, Conservation, Management Conference: Research in Aggtelek National Park and Biosphere Reserve*, pp. 19–31.

Planning of species management programmes, umbrella- and flagship-species conservation

Boldogh, S.

Aggtelek National Park Directorate
H-3758 Jósvafő, Tengerszem oldal 1, Hungary

Abstract: Nature conservation interventions are usually carried out according to well-planned programmes. Among these, the endangered species management programmes have an overriding importance. Workable plans require reconciliation of the social and economical interests besides the

professional demands. Species management programmes have to be well established by species management plans, which contain the methods of the necessary interventions and the timing of the programme. The international and national species management programmes have been carried out in a different professional level, and therefore they had different success. This work discusses the results, experiences and suggestions connected to the planning of species management programmes.

Key words: conservation programme, flagship-species, management plan, practical nature conservation, umbrella-species

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 55–66, 2004

Veszélyeztetett fajok és populációk megőrzésének genetikai szempontjai, különös tekintettel fás növényekre

Mátyás Csaba

NyME, Erdőmérnöki Kar, Környezettudományi Intézet
9401 Sopron, Pf. 132, E-mail: cm@emk.nyme.hu

Összefoglalás: A konzervációbiológia stratégiai feladatai közül a védelemre szoruló populációk kiválasztása és kezelése feltételezi a fajon belüli genetikai változatosság ismeretét. A megőrizni kívánt populáció fennmaradását az élőhely és a szükséges egyedszám megőrzése önmagában nem szavatolja. A kipusztulást a populáción belüli párosodás zavarai, a fajok közötti kölcsönkapcsolatok megszakadása (pl. beporzó vektor hiánya vagy megfogyatkozása) és a génkészlet erodálódása is kiválthatja. A genetikai szempontok figyelembevételét az is indokolja, hogy a faji areán belül általában evolúciósan kialakult térbeli genetikai mintázat létezik, amelynek fenntartása ugyanazon indokokkal támasztható alá, mint a faji diverzitásé. A konzerváció stratégiájának kidolgozása szempontjából a legkisebb életképes populációméret (LÉP) nagysága a legfontosabb paraméter. A LÉP nagyságát nem lehet sematikusan megadni, mert azt a fajra jellemző genetikai rendszer, továbbá a demográfiai viszonyok és a környezeti feltételek, illetve azok fluktuációja határozza meg.

Kulcsszavak: alkalmazkodóképesség, erdei fás növények, genetikai diverzitás, genetikai erőforrások, genetikai mintázat, génmegőrzés, legkisebb életképes populációméret

A genetika kialakulatlan helye a konzervációbiológiában

A biodiverzitás-védelem tengernyi irodalmában aránylag szerény helyet kapnak a genetikai szempontok. Még a legfrissebb állat- és növényfajok védelmével foglalkozó publikációk között is nem egy akad, amelyben a genetika említésre sem kerül, annak ellenére, hogy a veszélyeztetett fajok és populációk problémái döntően genetikai természetűek (fragmentáció, populációk közötti génáramlás elapadása, beltenyésztés, alkalmazkodóképesség csökkenése stb.).

A genetikai szempontok elhanyagolhatónak tűnő szerepe a konzervációbiológiai megfontolásokban több okra vezethető vissza. Egyrészt „tudománytörténeti fáziskésésben" van a genetika, hiszen csak az utóbbi 1–2 évtizedben jelentek meg olyan eredmények, amelyek igazolják fontosságát a természetes szabályozó folyamatokban. A genetikai eredmények nehéz hozzáférhetőségéhez a tudományterület enigmatikus eszköztára és nyelvezete is hozzájárul. A genetikai hatások ráadásul – az igen hosszú időperspektíva miatt – amúgy sem tartoznak az azonnal eredményt

hozó szempontokhoz. Kétségtelenül a legfontosabb szempont azonban a genetikai vizsgálatok idő-, illetve költségigénye, amely nem tette eddig lehetővé, hogy a konzervációs stratégiák tervezésénél általános legyen a genetikai információk felhasználása.

Az általános természetvédelmi biológiai elveken túl a genetikai szempontok figyelembevételét a következő okok indokolják: (1) A megőrizni kívánt populáció fennmaradását az élőhely és a szükséges egyedszám megőrzése önmagában nem szavatolja. A kipusztulást a populáción belüli párosodás zavarai, a fajok közötti kölcsönkapcsolatok megszakadása (pl. beporzó vektor hiánya vagy megfogyatkozása) és a génkészlet erodálódása is kiválthatják. (2) A populációk jól jellemezhető genetikai struktúrával (heterozigózis, allélgyakoriság) rendelkeznek, amelynek fenntartása a rátermettség és alkalmazkodóképesség megőrzése érdekében fontos. (3) A faji areán belül általában evolúciósan kialakult térbeli genetikai mintázat létezik, amelynek fenntartása ugyanazon indokokkal támasztható alá, mint a faji diverzitásé.

Ezen írás célja elsősorban arra felhívni a figyelmet, hogy a fajok, életközösségek védelme nem szűkíthető le a demográfia kérdéskörére, sőt az alkalmasint felmerülő genetikai elvek (legkisebb életképes populációméret, mint munkahipotézis) is árnyaltabb megközelítést kívánnak.

Nem fér hozzá kétség, hogy a veszélyeztetett életközösségek és fajok természetes körülmények közötti, hosszú távú megőrzése a biodiverzitás faji és genetikai szintű fenntartását egyaránt megkívánja. Csak a diverzitás által biztosított rugalmasság teszi lehetővé az alkalmazkodás, az evolúcióképesség, végső soron az ökoszisztéma működőképességének megőrzését. Nem véletlen, hogy a fajdiverzitás és a genetikai diverzitás között számos *analógia* fedezhető fel, amelyekből csak néhányat emelek ki: (i) Az élet-, illetve szaporodási közösség fő jellemzőinek hosszú távú alkalmazkodóképességét (stabilitását, reszilienciáját) az állandóan változó környezetben ugyanúgy a fajdiverzitás teszi lehetővé az ökoszisztémában, mint ahogy a faji adaptációs potenciál fenntartását a genetikai diverzitás (allélikus diverzitás) biztosítja. (ii) Az élőhely kiterjedésének és minőségének közismerten szoros a korrelációja a fajdiverzitással. Ugyanez a kapcsolat igazolható genetikailag a faj előfordulásai (populációméretek) szintjén is. (iii) Ugyancsak vitathatatlan a fajdiverzitás függése evolúciós, paleobiológiai (történeti) tényezőktől. Az intraspecifikus genetikai diverzitás szintjén a stochasztikus, történeti hatások fennmaradására ma már számos bizonyíték hozható. (iv) Nagyobb térségeket tekintve, a kardinális ökológiai tényezők változása jól kivehető tagolódást idéz elő az életközösségek szintjén (zonáció). Ugyanilyen tagolódás figyelhető meg a nagy areával rendelkező fajok genetikai strukturáltságában is (klínek, ökotípusok térbeli mintázata). (v) Az antropogén hatások a természetes rendszerekben fajszinten ugyanúgy

diverzitáscsökkenést idéznek elő, mint ahogy azt a fajon belüli genetikai diverzitás szintjén is ki lehet mutatni.

Az analógiák egyértelműen arra mutatnak, hogy a faji és genetikai diverzitás természetes szabályozó rendszerének működési elve hasonló, a két biológiai organizációs szint szétválaszthatatlanul összefügg.

Genetikai szempontok figyelembevétele a veszélyeztetett fajok, populációk védelmének tervezésekor

A konzervációbiológia gyakorlata a fajvédelem szintjén az alábbi fő stratégiai kérdésekre összpontosít: (1) az adott faj élőhelyének megőrzése, védelme; (2) a védelemre legmegfelelőbb populációk, illetve rezervátum-területek kiválasztása; (3) életképes populációméretek fenntartása.

A felsoroltak közül az élőhelymegőrzés genetikai információt nem igényel. A megfelelő, védelemre leginkább rászoruló populációk kiválasztása már feltételezi a fajon belüli, populációk közötti genetikai változatosság ismeretét.

Az életképes populációméret meghatározása viszont, ahogy arra a későbbiekben részletesebben rátérünk, alapos tájékozottságot feltételez az adott faj genetikai viszonyairól, ami a legritkább esetben áll rendelkezésre.

A genetikai jellemzők figyelmen kívül hagyását általában azzal indokolják, hogy az egyedszám és más demográfiai jellemzők implicite a genetikai viszonyokra is kielégítően utalnak. Világosan látni kell azonban, hogy különösen veszélyeztetett, kisméretű populációkban a számba vehető egyedszám önmagában nem ad felvilágosítást a párosodási viszonyokról, az effektív populációméretről*, és a genetikai változatosságot befolyásoló véletlen hatások (sodródás, génáramlás, beltenyésztés) nagyságrendjéről.

A genetikai diverzitás fajon belüli adaptív és stochasztikus eredetű mintázatának védelme és megőrzése ugyancsak megkívánja a genetikai információkat. Hasonló a helyzet azon fajok esetében, amelyek közeli rokonai vagy domesztikált fajtái termesztésben vannak, és a génáramlás révén a védendő faj identitását introgresszióval veszélyeztetik.

* Az effektív populációméret(N_e) a párosodási feltételek sarkalatos jellemzője. Genetikai vonatkozásban a *reproduktívan effektív méret* értelmezésben használjuk. Ez alatt azt az elméleti populációméretet értjük, amely az utódnemzedékben tapasztalt genetikai jellemzőket (allélgyakoriság, beltenyésztettség stb.) hozza létre. Az effektív populációban tehát csak az utódnemzedék létrejöttéhez hozzájáruló egyedek szerepelnek, figyelembe véve hozzájárulásuk eltérő arányait is (Mátyás 2002).

Faj szintű genetikai jellegzetességek figyelembevétele

Egy adott faj megőrzése, változatosságának fenntartása szempontjából több körülmény mérlegelése lényeges, így a fajt alkotó populációk létszáma, a faj evolúciós múltja, valamint a faj szaporodásbiológiai jellegzetességei.

A *faj evolúciós múltja* a beltenyésztés, illetve a genetikai teher nagysága szempontjából játszik szerepet. Amennyiben a faj természettől diszperz előfordulású, valószínűleg kisebb életképes populációméret mellett is fenntartható.

A megőrzendő faj *szaporodásbiológiája* alapvetően meghatározza az alkalmazandó eljárást. E tekintetben elsősorban a populáción belüli párosodás módja, a génáramlás feltételei populáción belül, illetve populációk között, valamint esetlegesen fajok között (idegen faj hibridizálásának, introgressziójának lehetősége) érdemel fokozott figyelmet.

Az elterjedés és a faji genetikai rendszer** jelentőségét a genetikai változatosság szempontjából a továbbiakban fás növények példáján mutatjuk be. Az elemzés alapján megállapítható, hogy a szaporodás viszonyainak és az elterjedés mintázatának ismeretében bizonyos genetikai következtetésekre van mód akkor is, ha a tételes paraméterek nagyságáról nincsenek információk.

A diverzitás különbségei a földrajzi areanagyság és a párosodási típus tekintetében minden fontosabb genetikai paraméterre szignifikánsak (1. táblázat). Láthatólag ez az a két tényező, amely a fajon belüli diverzitásra a legnagyobb hatással van. Például az endemikus fajok genetikai diverzitása csak harmada a nagy areájú fajokénak.

A *párosodási rendszert* tekintve, az öntermékenyülő és a vegyes megporzású fajok diverzitása alacsony, csak töredéke az idegentermékenyülő fajokénak. A különbséget elsősorban a polimorf lókuszok számában mutatkozó eltérés okozza.

A *fajon belüli, populációk közötti különbségek* tekintetében is jelentős az *areanagyság* hatása. A populációk közötti különbségek okozta diverzitás-részarány (G_{ST}) határozottan nagyobb az endemikus és szűk elterjedésű fajok esetében, míg a közepes és nagy elterjedésű fajok G_{ST} értékei csekélyek. Az endemikus fajok esetében erre az adhat magyarázatot, hogy a populációk gyakorta kicsik és izoláltak, ami akadályozza a génáramlást és a drifthatás révén populációk között nagyobb különbségeket eredményez (1. táblázat).

Öntermékenyülő, vegetatívan is szaporodó, illetve apomiktikus fajok esetében populációk között nagyobb genetikai differenciáltságot feltételezhetünk, mint az idegentermékenyülőknél. A génáramlás gyengesége egyúttal a helyi alkalmazkodást is erősíti, illetve gyorsítja.

** Genetikai rendszer alatt a genetikai információ fajra jellemző szervezettségét, valamint a szaporodás, párosodás jellemzőit értjük.

Az *elterjedési mintázat* jelentőségére indirekt adatot szolgáltat a zonális előfordulás szerinti csoportosítás. A boreális fajok esetében ugyanis összefüggő elterjedésű, nagy létszámú populációk alkotják a faji areát, dél felé haladva a populációk mérete csökken, az előfordulások egyre diszperzebbek, végül a trópusokon az egyedsűrűség szélsőségesen alacsonnyá válik. A párosodó létszám csökkenésének következménye elsősorban a polimorfizmusban és az átlagos allélszámban mutatkozik meg (1. táblázat).

Hamrick és mtsai (1992) elemzése megerősíti, hogy a széles elterjedésű, nagy egyedsűrűségű, idegentermékenyülő, jó migrációs készséggel rendelkező fajok (pl. fenyők) fajon belüli diverzitása nagy, de a populációk közötti eltérések az erős génáramlás miatt kisebbek, mint más csoportokban. A rovarporzó fajok esetében kevésbé hatékony génáramlást feltételezhetnénk, de ezt Hamrick és mtsai adatai nem igazolják.

A rövid életű lágyszárúak és az erdei fafajok egybevetése (Mátyás 2002) azt mutatja, hogy a rövid élet és a kis termet kis effektív populációméretet, erősebb drifthatást, gyengébb migrációt eredményez. A magas termet önmagában is hozzájárul ahhoz, hogy a fás növények virágpora nagy távolságokat képes megtenni.

1. táblázat. Hosszú életű fás növényfajok enzimlókuszokra számított diverzitása különböző csoportosításokban (Hamrick *et al.* 1992 nyomán, egyszerűsítve). Jelmagyarázat: N = a vizsgált fajok száma; P = polimorf génhelyek százaléka; A = génhelyenkénti átlagos allélszám; H_e = genetikai diverzitás; G_{ST} = a fajon belül, populációk között mért differenciáltság. Az alcímsorokban az osztályok közötti különbségek szignifikanciaszintje van feltüntetve (* = 5%, ** = 1%, *** = 0,1%; NSz = nem szignifikáns).

Kategória	N	P	A	H_e	G_{ST}
Elterjedés (area)		***	*	***	*
Endemikus	20	42,5	1,82	0,08	0,141
Szűk	45	61,5	2,08	0,17	0,124
Közepes	115	55,7	1,87	0,17	0,065
Nagy	11	67,8	2,11	0,26	0,033
Zonális előfordulás		**	**	NSz	
Boreális	26	82,5	2,58	0,21	
Mérsékelt övi	122	63,5	2,27	0,17	
Szubtrópusi	5	62,2	1,89	0,17	
Trópusi	38	57,9	1,87	0,19	
Párosodási típus		***	**	***	NSz
Öntermékenyülő	1	11,0	1,15	0,03	–
Vegyes / állat	11	29,9	1,51	0,08	0,122
Idegenporzó / állat	51	63,2	2,18	0,21	0,099
Idegenporzó / szél	128	69,1	2,31	0,17	0,077

Befejezésül emlékeztetni kell arra, hogy a fás fajok csoportosításához használt életmód-jellemzők a diverzitásban mutatkozó különbségek mindössze 34%-át magyarázzák fajszinten. A fennmaradó eltérések magyarázatát elsősorban a faj evolúciós múltjában kell keresni. Így azok a fajok, amelyek életmódjukhoz képest aránylag csekély diverzitást mutatnak fel, nagy valószínűséggel evolúciós „palacknyakon" mentek keresztül a geológiai múltban.

A szaporodásbiológiai szempontokból következik, hogy a génmegőrzés stratégiájának kidolgozásakor ismerni kellene az *effektív* és az *életképes populációméretet* is, amely hosszú távon fenntartható; ez adott esetben a populáció határain messze túlterjedő környezet figyelembevételét is szükségessé teszi.

A helyszínkiválasztás genetikai szempontjai

A termőhely változatossága összefügg a genetikai változatosság fenntarthatóságával. Szélsőségesen kedvezőtlen hatások beszűkítik, elszegényítik a génkészletet. Általában a kedvezőbb, változatos feltételek nagyobb, kedvezőtlenebbek kisebb diverzitás fenntartását teszik lehetővé (Mátyás 1986, 1996).

A teljes ökoszisztémát tekintve a *fajgazdagság* (fajdiverzitás) hasonló hatású, mint a termőhelyi változatosság, és a genetikai változatosság növelése irányába hat. Ennek az a magyarázata, hogy a kölcsönhatások sokrétűsége és kiszámíthatatlansága nagyobb változatosságot tart fenn. Ebben a fajt tápnövényként fogyasztó szervezetek (konzumensek), valamint kompetíciót jelentő növényfajok egyaránt szerepet játszanak. A társulás fajgazdagsága szerepet játszik a faj diszpergáltságának mértékében (egyedsűrűség, elegyarány), amely az egyedszám mellett a párosodási feltételekre is kihat.

A génmegőrzés szempontjából legkedvezőbb adottságok tehát aránylag kedvező, változatos termőhelyi viszonyok között tenyésző, nagy egyedszámú populációk esetében vannak meg, ahol nemcsak a faji sokféleség nagymértékű (ún. kompozícionális és trofikus diverzitás), hanem kedvezően változatos az életközösség térbeli struktúrája is (szintezettség, mozaikosság).

Védendő populációk kiválasztásának genetikai szempontjai

A genetikai szempontok érvényesítéséhez kívánatos lenne nemcsak a fajon belüli változatosság, hanem a faj evolúciós/történeti hátterének ismerete. A kiválasztás szempontjai lehetnek: (1) A legfontosabb ökológiai tényezőkkel kapcsolatos adaptív mintázat feltétlen megőrizendő, pl. növények esetében azonosítandók a

genetikai klíneket, ökotípusokat képviselő populációk. (2) Törekedni kell a történetileg, pl. fajvándorlás, helyi génsodródás következtében kialakult, vagy természetes introgresszió hatását őrző térbeli genetikai mintázat fenntartására. (3) Különös figyelmet érdemelnek az area peremén, esetleg messze az összefüggő areaszegélyen kívül izolálódott populációk, amelyek gyakorta erős drifthatást, csökkent kompetitív készséget mutatnak, de különösen az előre jelzett környezetváltozáshoz alkalmazkodás szempontjából értékesek lehetnek. (4) A spontán antropogén hatásokat hordozó populációk általában alkalmazkodóképességüket korlátozó génerózión estek át, megőrzésük természetvédelmi szempontból nem különösebben indokolt. Más a helyzet a célzatos szelekción átesett populációkkal – de ezek megőrzése inkább nemesítési-termesztési feladat.

Adaptívan egységes körzetek kijelölése a génmegőrzés tervezéséhez

A génmegőrzés egyik központi problémája (és ez nemcsak a fákra érvényes), hogy nagyon nehéz definiálni az area azon részterületeit, amelyeken belül megőrzési egységeket érdemes létrehozni. Erre a célra az adaptívan egységes körzetek elve a legalkalmasabb.

Adaptívan egységes körzet alatt azt a populációkollektívumot értjük, amelyen belül az alkalmazkodottságot meghatározó környezeti tényezők nagyjából egységesek, és feltételezhető, hogy a populációk génkészlete is hasonló. A körzetnagyság meghatározására legtöbbször genetikai markereket alkalmaznak, és a megállapítható genetikai távolság alapján határozzák meg azokat a populációkat, amelyek már eléggé eltérőek ahhoz, hogy külön gondoskodjanak megőrzésükről. Ez a módszer azonban nem feltétlenül célravezető, mert elsősorban a véletlen genetikai hatásokra érzékeny, az adaptív tulajdonságok változatossági mintázatával viszont alig van összefüggésben. A markerekkel kimutatott távolságok ezért inkább a lehetséges maximális körzetméreteket érzékeltethetik.

A legkisebb életképes populációméret meghatározásának általános szempontjai

A legkisebb életképes populáció(„LÉP"; MVP: *minimum viable population*) az az egyedszám, amely elegendő a populáció tartós fennmaradására egy adott élőhelyen (NRC 1991). Genetikai értelmezésben, ez magában foglalja az alkalmazkodóképesség hosszú távú fennmaradását is. *A „LÉP"* elegendő nagy kell legyen mind az evolúcióképességnek, mind pedig a genetikai diverzitásnak a megőrzésé-

hez. A legkisebb életképes populáció nagyságát a fajra jellemző genetikai rendszer, a demográfiai viszonyok és a sok tekintetben jósolhatatlan környezeti feltételek határozzák meg.

A legkisebb életképes populációméret (LÉP) levezetése genetikai adatokból

Az életképes populációméret meghatározása genetikai paraméterekkel többféle módon vezethető le, valamennyit elsősorban gyors generációváltást produkáló állatfajokra dolgozták ki (Loeschke *et al.* 1994). (1) Kiszámítható a heterozigózis csökkenése alapján (*beltenyésztési LÉP-méret*, N_f), amikor a heterozigóta egyedek fogyását veszik figyelembe adott populáció-létszám mellett. (2) Kiszámítható a variancia, illetve diverzitás alapján (*variancia LÉP-méret*, N_{var}); ez a módszer az allélvesztést, a genetikai variancia fogyását veszi figyelembe. Amennyiben a cél a géndiverzitás megőrzése, ez a létszám az, amelyet figyelembe kell venni. (3) Kiszámítható a populáció fennmaradása, perzisztenciája alapján (*kihalási effektív méret*, N_{ext}); ez esetben a szegregálódó, azaz még polimorfizmust felmutató lokuszok számának csökkenését veszik alapul (ezt a lehetőséget a továbbiakban nem tárgyaljuk).

A többféle megközelítés hasonló eredményeket szolgáltat. Természetesen a körülményektől függ a diverzitás fogyás még elfogadható mértékének megállapítása. Általában a feltétlen megőrzendő allélok gyakorisági határát legfeljebb 5%-nál, megőrzésük valószínűségét 95–99%-nál szokás meghúzni. A beltenyésztettség generációnkénti növekedése pedig 0,5% alatt kell maradjon.

Meg kell azonban azt is említeni, hogy valamennyi esetben az érintett génhelyeket semleges hatásúnak tételezik fel. Ha adaptív hatású génhelyek változatosságára is kiterjed az értékelés, ez utóbbiak minden bizonnyal nagyobb súllyal kell latba essenek (pl. rezisztencia-lokuszok változatossága).

A LÉP-méret számításával kapcsolatban ki kell térni még arra is, hogy a populáció genetikai identitása megőrzésének az is feltétele, hogy a génkészletet külső genetikai hatások se torzítsák migráció, introgresszió révén. Mindazon fajok esetében, ahol a génáramlás számottevő, ezzel a tényezővel is komolyan számolni kell.

A LÉP-méret meghatározása a beltenyésztés alapján

A beltenyésztési koefficiens segítségével különböző populációméretekre kiszámítható a várható beltenyésztettség adott számú generáció múlva (2. táblázat).

2. táblázat. A beltenyésztési koefficiens (F) nagysága 10, illetve 100 generáció után az effektív populációméret (N_e) függvényében.

N_e	10	100
	generáció után	
5	0,65	0,99
10	0,40	0,99
25	0,18	0,86
50	0,09	0,63
100	0,05	0,39
250	0,01	0,18

Eszerint – szigorúan csak a beltenyésztést figyelembe véve – 10 generációra számolva már 100–200 egyed nagyságú effektív populáció elegendő különösen, ha számolhatunk külső eredetű génáramlással is.

Az állattenyésztésben a heterozigózis csökkenésének figyelembevételével a minimális populációméretet megközelítőleg 200 körüli, egymással nem rokonságban álló egyednek adják meg. Ez esetben a beltenyésztettség elhanyagolható, mintegy 0,2%-os ütemben növekszik generációról generációra. A beltenyésztettség viszont már generációnként 0,5, 0,9, illetve 1,8%-kal növekszik, ha a populáció létszáma 100, 50, illetve 25 egyedre csökken (2. táblázat).

Terepi vizsgálatok a konzervációbiológiailag elfogadható minimum-létszámokra általában állatfajokra állnak rendelkezésre. Ezek a számok meglehetősen alacsonyak; a kanadai vadjuhra pl. már 100 egyed feletti létszámot megfelelőnek találtak egy 70 éves vizsgálatsorban, azonban genetikai elemzések nélkül (Standovár & Primack 2001). Ugyanez a forrás azonban ismerteti Lande eredményeit is, aki gerincesekre az 5000-es létszámot tartja hosszú távon valóban reálisnak, a természettől erősen hullámzó egyedszámú gerinctelen fajokra és egynyári növényekre pedig 10 000 darabot tart biztonságos egyedszámnak.

LÉP-méret meghatározása allélvesztés-valószínűség alapján

A populációban létrejövő utódnemzedék génkészlete a szülőnemzedék génkészletéből vett véletlen „genetikai minta". Minél kisebb a populáció létszáma, annál inkább nő a „mintavételi hiba", azaz a véletlen sodródás, allélvesztés valószínűsége. Az életképes populáció nagysága tehát levezethető az allélok elvesztésének statisztikai valószínűségéből is.

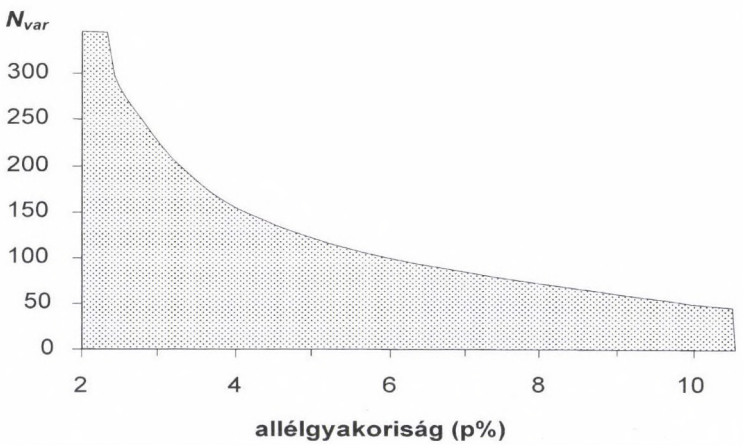
A hatásos génmegőrzéshez szükséges terület nagysága és a megőrzött genetikai változatosság közötti exponenciális kapcsolat lehetetlenné teszi a „teljes" variancia megőrzését. Látni kell azonban azt is, hogy ezt a természet sem teszi: a

természetes genetikai sodródás nem más, mint az elégtelen mintavétel okozta génkészlet-vesztés. Egy adott allél fenntartásához szükséges effektív populációlétszám az allélgyakoriság (p) csökkenésével exponenciálisan nő (1. ábra).

Krusche és Geburek (1990) szerint az allélvesztés- valószínűség alapján kalkulált legkisebb életképes populáció nagysága az $N_{var} = \log (1-[1-P]^{1/M}) / \log (1-q)$ képlet szerint alakul (3. táblázat). A képletben $1-P$ annak valószínűsége, hogy a mintában a q-nál gyakoribb allélek legalább egyszer előfordulnak; M a ritka allélek összege (valamennyi számításba vett génhelyen); és q a ritka allélek gyakorisági határa. A 3. táblázat alapján megállapítható, hogy aránylag szigorú feltételek mellett is néhány ezer egyed nagy számú ritka allél megőrzésére képes.

A többféle megközelítés alapján megállapítható, hogy a meghatározott kockázati tényezőktől és előfeltételektől függően, effektív populációméretben számítva is több százra tehető az életképes populáció minimum létszáma. Az effektív populációmérettel kapcsolatos számításokból tudjuk, hogy a kiegyensúlyozatlan párosodási feltételek miatt a figyelembe vehető effektív egyedszámok a tényleges (ivarérett) egyedszámnál egy nagyságrenddel kisebbek. *Ezért természetes populációk esetén a „LÉP"-nél egy nagyságrenddel nagyobb tényleges létszámmal célszerű számolni.*

Ehhez még hozzátehetjük a következőket: (i) a stratégia megválasztásánál tekintettel kell legyünk a génáramlás (migráció) mértékéből levezethető kiegyenlítő hatásra. Korlátozott génáramlás esetén a diszperz előfordulások között nagyobb genetikai differenciálódásra lehet számítani. (ii) A génáramlási adatok hiányában maga az elterjedés mintázata, az egyes populációk természetes egyedszáma is el-



1. ábra. Adott gyakoriságú allél egyetlen generáció alatti, 95%-os valószínűségű fennmaradásához szükséges életképes populáció effektív létszáma (N_{var}) (Mátyás 2002).

3. táblázat. Legkisebb életképes populációméret (N_{var}) meghatározása P allélvesztési valószínűségekre (Krusche & Geburek 1990). A táblázat három gyakorisági minimumra (q) adja meg az egyedszámot, eltérő számú ritka allél (M) esetére. Előfeltétel, hogy valamennyi genotípus homozigóta a populációban. Amennyiben Hardy–Weinberg-egyensúly áll fenn, az egyedszámok felezendők.

P	q	Egyedszám (N_{var})			
		$M = 1$	$M = 10$	$M = 100$	$M = 1000$
0,01	0,05	90	135	180	225
	0,01	459	687	919	1146
	0,005	919	1378	1837	2296
0,005	0,05	104	149	193	238
	0,01	528	757	986	1243
	0,005	1058	1516	1976	2435

igazítást adhat a fajban meglévő genetikai teher mértékéről. Erdei fákon végzett elemzések kimutatták, hogy természettől kis egyedszámban előforduló fajok genetikai terhe kisebb, és a rokonpárosodásra, beltenyésztésre kevésbé érzékenyek. (iii) A beltenyésztést, rokonpárosodást hatékonyan kizáró, obligát idegenbeporzó fajok általában nagyobb populációméretet kívánnak meg, a magas polimorfizmus, allélszám és diverzitás értékek megőrzése érdekében.

Az ismertetett összefüggések alapján megállapítható, hogy a genetikai viszonyok tekintetében a fajok között lényeges különbségek lehetnek. Ezért *az életképes populációméret nagyságát nem lehet a faj sajátosságainak ismerete nélkül, sematikusan meghatározni.*

Irodalomjegyzék

Hamrick, J. L., Godt, J. W. & Sherman-Broyles, S. L. (1992): Factors influencing levels of genetic diversity in woody plants. – *New Forests* **6**: 95–124.

Krusche, D. & Geburek, T. (1990): Überlegungen zur Erhaltung forstlicher Genressourcen unter besonderer Berücksichtigung der Stichprobengrösse. – *Mitt. Bundesforsch. Anst. f. Forst- u. Holzwirtsch. Hamburg* **164**: 67–81.

Loeschke, V., Tomiuk, J. & Jain, S. K. (1994): *Conservation genetics.* – Birkhäuser Verl., Basel, 440 pp.

Mátyás, Cs. (1986): *Nemesített szaporítóanyag-termesztés.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 136 pp.

Mátyás, Cs. (szerk.) (1996): *Erdészeti ökológia.* – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 312 pp.

Mátyás, Cs. (2002): *Erdészeti-természetvédelmi genetika.* – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 422 pp.

NRC [National Research Council] (1991): *Managing global genetic resources of forest trees.* – National Academy Press, Washington D. C., 228 pp.

Standovár, T., & Primack, R. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai.* – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 542 pp.

Genetic aspects of the conservation of threatened species and populations, with special regard to forest trees

Mátyás, Cs.

Institute of Environmental Sciences, University of West Hungary
H-9401 Sopron, P. O. Box 132, Hungary

Abstract: The selection and management of threatened populations assume some knowledge of the within-species genetic variation conditions. Conservation of the habitat, as well as of a sufficient number of individuals does not warrant automatically the survival of a population. Extinction may be triggered by disturbances in the mating process, by the discontinuation of biotic interactions between species (e.g. disappearance of pollinating vectors), and erosion of genetic resources. The consideration of genetic aspects is further emphasised by the fact that the within-species (geographic) pattern of genetic diversity should be preserved on the basis of arguments that are identical with those concerning preservation of species diversity. Minimum viable population (MVP) size is a crucial parameter when planning strategy of conservation. However MVP numbers cannot be determined schematically because they depend strongly on the genetic system of the species, on demographic and environmental conditions and their fluctuation.

Key words: genetic resources, conservation genetics, genetic pattern, genetic diversity, adaptive potential, minimum viable population size, forest trees

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 67–75, 2004

Horizontális génátvitel elemzése folyami üledékben

Kiss Benigna, Vargha Márta és Márialigeti Károly

Eötvös Loránd Tudományegyetem, Mikrobiológiai Tanszék
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C
E-mail: kiss.benigna@freemail.hu, mikrobi@ludens.elte.hu

Összefoglaló: A horizontális génátvitel spontán, természetes folyamat elsősorban a baktériumok és az ősbaktériumok körében, de magasabbrendű élőlények között sem ismeretlen. A genetikailag módosított szervezetek szabadba kerülésével súlyos problémákat okozhat a mesterséges gének laterális szétterjedése, károsítva akár eukarióta fajok génállományát is. Ugyanakkor még igen kevéssé ismert bioremediációs lehetőségek tárulhatnak elénk adott idegen anyagokat lebontó gének, akár egész operonok horizontális transzferének felhasználásával. Munkánk során a tetraciklin rezisztencia gén terjedését vizsgáltuk folyami üledékben, melyben eddig ilyen jellegű kutatások még nem történtek. A dunai üledékben a horizontális génátvitel jelenségét megfigyeltük, bár az megállapítható, hogy a donor szervezet állandó magas csíraszáma ehhez elengedhetetlen. Az itt nyert tapasztalatokat később xenobiotikum lebontást lehetővé tevő gének laterális terjedésének vizsgálatában szeretnénk felhasználni.

Kulcsszavak: *Escherichia coli* XL1-Blue törzs, folyami üledék, horizontális géntranszfer, tetraciklin rezisztencia

Bevezetés

Az élőlények szaporodása során az örökítőanyag nemzedékről nemzedékre, tehát vertikálisan adódik át. Létezik azonban a génátadásnak egy másik, kevésbé ismert módja is, amelynek során a genetikai anyag akár különböző fajok között is cserélődhet. Ez a horizontális génátvitel, amely spontán előforduló, természetes folyamat az élővilágban. A baktériumok (Bacteria) és az ősbaktériumok (Archea) körében, ahol a szexuális szaporodás nem ismert, és így a reprodukciós rekombináció nem lehetséges, elsődleges szerepe van a genetikai változatosság fenntartásában (Christensen *et al.* 1998). A legújabb kutatások azonban azt mutatják, hogy magasabbrendű szervezetek között is előfordul. Mi több, megfigyeltek olyan eseteket, amikor a gének átadása származástanilag igen távol álló csoportok (pl. ősbaktériumok és baktériumok, vagy baktériumok és magasabbrendű növények, állatok stb.) között megy végbe (pl. de la Cruz & Davies 2000).

A horizontális géntranszfer természetvédelmi szempontból összetett jelentőséggel bír. A genetikailag módosított szervezetek (GMO) esetében – legyen az akár rekombináns talajoltó baktérium, vagy gén-manipulált szója – nagy kockázatot jelenthet, mivel elősegítheti a mesterségesen létrehozott gének szétterjedését. A

patogén baktériumok esetében mind a betegség kiváltásáért felelős (ún. virulencia faktorokat kódoló), mind az antibiotikum rezisztencia gének átadódhatnak horizontálisan a különböző fajok között (Lisle & Rose 1995). Ugyanakkor rendkívül nagy jelentőségű eszköze lehet egyes talaj- és vízszennyezések (pl. kőolaj, vegyipari melléktermékek, növényvédő szerek okozta szennyezés) mesterségesen felgyorsított bioremediációjában (Mai *et al.* 2001). A környezetidegen anyagok (ún. xenobiotikumok) mikrobiális lebontásáért felelős gének gyakran helyezkednek el mobilis genetikai elemeken (pl. plazmidon), és így átadódhatnak a különböző fajok között. Jelenlegi ismereteink szerint ez a mechanizmus fontos szerepet játszik a szennyezések természetes mikrobiális közösségek által végzett lebontásában (van der Meer *et al.* 1992). Megfigyelték többek között naftalin, klorokatechin, diklórpropán, a 2,4-diklorofenoxiecetsav (2,4-D) herbicid biodegradációjában résztvevő enzimek átvitelét (Herrick *et al.* 1997, Stuart-Keil 1998, Tiirola *et al.* 2002).

Az új DNS három különböző mechanizmussal juthat be a baktériumsejtbe. Az egyik mód, a legáltalánosabb transzformáció, amelynek során a sejt környezetéből vesz fel csupasz, általában rövid, kétszálú DNS darabokat, tekintet nélkül azok eredetére (Lorenz & Wackernagel 1994). A második mód – a konjugáció – során mobilis genetikai elemek, plazmidok vagy transzpozonok átvitele történik (Nielsen *et al.* 1994). Ez a folyamat sejt-sejt kontaktust igényel a donor és a recipiens között, de végbemehet nem rokon baktériumok, vagy akár prokarióta és eukarióta sejtek között is, és lehetőség van hosszabb nukleinsav szakaszok átadására. A harmadik lehetőség a transzdukció, melynek során a transzfert fágok végzik, vagyis az átvihető DNS mérete a vírus fejének nagyságától függ. A potenciális donort és recipienst a fág gazdaspecificitása határozza meg, a sejteknek nagyon hasonló fágfelismerő, ill. -kötő hellyel kell rendelkezniük. Így ez a mechanizmus elsősorban közel rokon baktériumok között jellemző (Jiang & Paul 1998).

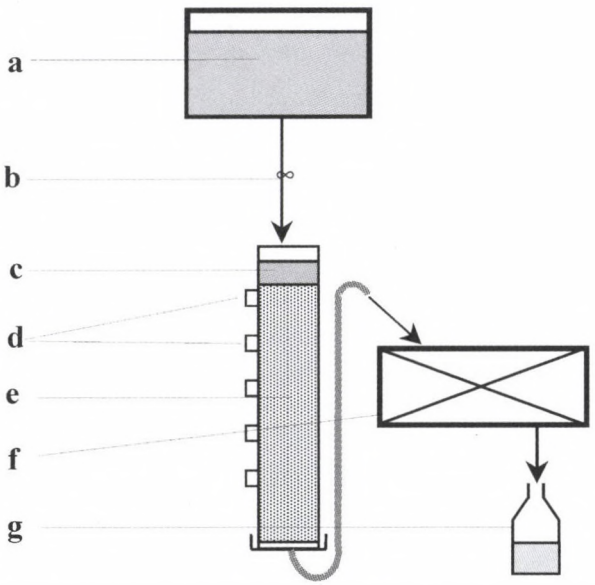
A laterális génátvitel optimális körülményeiről ellentmondóak a vélemények. Egyes szerzők szerint (Dröge *et al.* 1999) azonos a talajbaktériumok növekedésének legkedvezőbb feltételeivel (hőmérséklet, pH és tápanyagtartalom), míg mások (pl. Nielsen *et al.* 1994) épp az extrém hatások (pl. hősokk, higanyszennyezés) indukciós szerepét hangsúlyozzák. Abban azonban minden szerző egyetért, hogy a szelekciós nyomás elsődleges fontosságú. Vagyis abban az esetben fog idegen fajoktól származó genetikai anyag fennmaradni és továbbörökítődni, ha a géntranszfer következtében módosuló fenotípus előnyös valamely környezeti tényezőhöz való adaptációban. Ilyenek például az antibiotikum rezisztencia gének, vagy szennyezett területen az idegen anyagok lebontását lehetővé tevő géncsoportok is (Nielsen *et al.* 1994). A transzfer szempontjából az előbbiek kedvezőbb helyzetben vannak, mivel általában kisméretű és nagy kópiaszámú plazmidon kódoltak, míg az utóbbiak plazmidja lényegesen nagyobb, és egy sejtben csak 1–3 példánya

van jelen (Christensen *et al.* 1998). Elősegítik továbbá a transzfert mindazon helyek, ahol nagyszámú baktérium van jelen. Ilyen „forró zóna" (hot-spot) pl. a talajlakó élőlények külső és belső testfelszíne, a gyökerek és levelek felszíne, de legalábbis közelsége (Daane & Haggblom 1999, Kidambi *et al.* 1994).

A jelen vizsgálat célja annak felmérése volt, hogy folyami üledékben van-e lehetőség horizontális génátvitelre, az milyen sebességgel, és milyen körülmények között megy végbe. Ilyen felmérés korábban, ismereteink szerint, nem történt ebben a közegben. A végső célkitűzés a lebontó gének terjedésének és bioremediációs lehetőségének kimutatása, azonban a könnyebb kezelhetőség és detektálás miatt első lépésben plazmidon kódolt antibiotikum rezisztencia génnel vizsgáltuk a folyamatot.

Módszerek

A kísérleteket egy parti szűrésű kutat modellező laboratóriumi mikrokozmoszban végeztük (1. ábra). (A modell összeállításánál Clerck és Simonet (1998) által leírt tapasztalatokat használtuk fel.) A modellrendszer természetes, a Szentendrei-sziget északi részén vett dunai kavicsüledék magmintát (mintegy 12 cm át-



1. ábra. A dunai üledékoszlopot tartalmazó laboratóriumi modellrendszer sematikus rajza. (Vargha *et al.* 2000 alapján) (a – víztartály, b – szabályozható befolyó, c – víz szintje az üledék felett, d – oldalkifolyók, e – üledékoszlop, f – perisztaltikus pumpa, g – kifolyó mintagyűjtő).

mérőjű, 80 cm-es üledékoszlopot) tartalmazott, átáramoltatása natív Duna-vízzel történt. A vizsgálat során egyrészt a modell teljes hosszán átszűrt vízből, a végkifolyón át (1. ábrán 'K'), másrészt az üledékoszlop oldalán kialakított mintavevő nyílásokon át (1. ábrán 2–5), a modell belsejében levő vízből vettünk mintát.

Donor szervezetként az *Escherichia coli* XL1-Blue törzset alkalmaztuk, ami plazmidján tetraciklin rezisztencia gént hordoz. A törzset egy éjszakán át folyadékkultúrában felszaporítottuk. Első alkalommal ennek 5 mL-ét vittük fel az üledékoszlopra, majd 6 héten keresztül figyeltük a géntranszferen átesett baktériumok megjelenését. A későbbiekben változtattunk a terhelés módján, és a donor szervezet 1–1 mL-ét adagoltuk háromnaponta az oszlopra, miközben újfent 6 héten keresztül figyeltük a hatást.

Mintavételezés mindkét terhelési mód mellett először a kísérletsorozat előtt közvetlenül, majd rögtön az első inokulációt (donorbevitelt) követően, ezután egy héten át 24 óránként történt. Végül ritkított rendszerességgel, hetente.

Tenyésztéses és molekuláris módszerekkel vizsgáltuk, hogy a géntranszfer végbement-e. A vízmintákból 3 párhuzamosban 100 µL-t szélesztettünk 40 µg/L tetraciklin tartalmú szilárd tápagarra, majd 28°C-n 48 óráig inkubáltuk. Így a tápagaron felnövekvő tetraciklin rezisztens szervezetek közvetlenül észlelhetőek. A tetraciklin rezisztens koliform telepeket (amelyek a bejuttatott *E. coli* donor törzsből származhattak) szelektív (ENDO) tápagaron mutattuk ki, amelyen ezek fémesen irizáló, zöldes telepek formájában jelennek meg. A különálló, tiszta telepeket morfológiai szempontból jellemeztük (telep alakja, színe, állaga, a baktériumsejt alakja, mérete, Gram szerinti festődés, kataláz és oxidáz reakció), és ez alapján állapítottuk meg a donor szervezettől különböző, antibiotikum rezisztenciával bíró baktériumok jelenlétét.

A vízminták egy másik, 1 mL-es részletét 4 mL, 40 µg/L tetraciklint tartalmazó táplevesbe pipettáztuk (3 párhuzamos használatával), majd ugyancsak 28 °C-n 48 óráig szaporítottuk.

Ezt követően a tenyészetből a sejteket centrifugálással ülepítettük, majd a felülúszót elöntöttük. Ha szemmel látható sejttömeget kaptunk, akkor abból enzimatikus feltárással és fenol-kloroformos extrakcióval DNS-t izoláltunk (Massol-Deya *et al.* 1995). Ezt követően a fajra jellemző 16S rDNS szakaszt polimeráz láncreakcióval (PCR) felszaporítottuk, majd restrikciós enzimekkel (azaz speciális bázissorrend mellett hasító DN-áz enzimekkel) emésztettük, ARDRA módszerrel (Martinez *et al.* 2001, Massol-Deya *et al.* 1995). A két alkalmazott restrikciós enzim: Hin 6 I. és Taq I. Az így kapott DNS darabokat agaróz gélben gélelektroforézissel választottuk el. A hasítási mintázat alapján megkülönböztethetőek a csak az eredeti donor szervezetet, illetve az emellett más baktériumokat is tartalmazó minták.

Eredmények

Az üledékben eredendően jelenlevő antibiotikum rezisztens szervezetek vizsgálata során ampicillin, kanamicin és tetraciklin hatását vetettük össze. Az utóbbi volt az egyetlen, amely esetében nem volt kimutatható rezisztens baktérium a natív oszlopban, így ezt használtuk a további vizsgálatok során.

Az első megfigyeléssorozatban kapott eredményeket (azaz egyszeri 5 mL-nyi 24 órán át táplevesben felszaporított *E. coli* XL1-Blue tenyészet bejuttatását követően) az 1. táblázat összegzi. Látható, hogy lemezre történő szélesztés esetében rezisztens szervezeteket az 1 órás mintában a 2. oldalkifolyónál észleltünk először, majd folyamatosan egyre lejjebb az üledékoszlopban. 48 óra után tetraciklin rezisztens szervezet ezzel a technikával nem volt kimutatható. A folyadékkultúrás tenyésztés során már 1 óra elteltével valamennyi mintavételi pontról (2., 3., 4., 5. oldalkifolyó, valamint a K-val jelzett végkifolyó) származó mintában volt szaporodás, amely a végkifolyóban az inokulációt követő 4. napig észlelhető volt. A vizsgálat során a tápagar lemezeken kinőtt telepek morfológiai szempontból homogénnek, és egyöntetűen koliformnak bizonyultak. A folyadékkultúrákból izolált teljes genomi DNS felszaporítása, majd hasítása után, a donor törzs mintájával együtt megfuttatva az ARDRA mintázatot vizsgáltuk (2. ábra). Az *E. coli* XL1-Blue törzsre jellemző sávokon kívül új mintázat nem volt észlelhető.

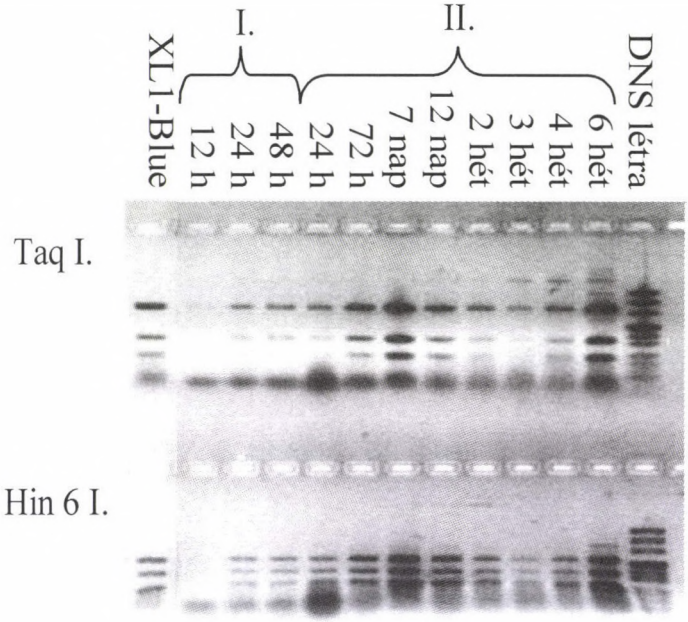
1. táblázat. Az első kísérletsorozat során (egyszeri, 5 mL donor *E. coli* törzs bejuttatását követően) kitenyészthető tetraciklin rezisztens szervezetek száma a dunai üledéket tartalmazó oszlopból kifolyó vízmintákban (2., 3., 4., 5. – oldalkifolyók, K – végkifolyó). A táblázat csak a megfigyelési idő első hetét mutatja, mivel később nem voltak jelen rezisztens szervezetek.

Mintavétel időpontja a donor bejuttatása	Telepszám tetraciklin tartalmú táplemezen (koliform/összes)					Szaporodás tetraciklin tartalmú táplevesben				
	Minta származása									
	2.	3.	4.	5.	K	2.	3.	4.	5.	K
előtt	0	0	0	0	0	–	–	–	–	–
után 1 órával	49/49	15/15	0	0	0	+	+	+	+	+
után 12 órával	4/4	37/37	5/5	74/74	31/31	+	+	+	+	+
után 24 órával	0	0	0	0	50/51	+	+	+	+	+
után 36 órával	0	0	0	0	20/20	+	+	+	+	+
után 48 órával	0	0	0	0	0	+	+	+	+	+
után 3 nappal	0	0	0	0	0	+	+	+	+	+
után 4 nappal	0	0	0	0	0	–	–	–	+	+
után 5 nappal	0	0	0	0	0	–	–	–	–	–
után 6 nappal	0	0	0	0	0	–	–	–	–	–
után 7 nappal	0	0	0	0	0	–	–	–	–	–

A második megfigyeléssorozatban megváltoztattuk a donor törzs bejuttatásának mintázatát, így rendszeresen, három naponta juttattunk be belőle, mivel az irodalmi adatok alapján (pl. Barkay *et al.* 1995) a mikrokozmoszban a donor törzs nagy csíraszáma elengedhetetlen a sikeres géntranszferhez.

A minták feldolgozása során a fentivel megegyező módon párhuzamosan alkalmaztuk a kétféle megközelítést a tetraciklin rezisztens szervezetek kimutatására. A nagy mintaszám miatt (és mivel a további adatsorok a bemutatotthoz képest nem hordoznak többletinformációt) csak néhány kiemelt példát mutat a 2. táblázat. A tápagar lemezeken ingadozó számban észleltünk telepeket, míg a folyadékkultúrában többnyire volt szaporodás. A nem koliform szervezetek nagyobb számban kb. 6 héttel a folyamatos inokuláció kezdetét követően jelentek meg. A folyadékkultúrák elemzése alátámasztotta a fenti megfigyeléseket. Míg a korábbi minták ARDRA mintázata megfelelt a donor *E. coli* törzsének, a 3. és 4. héten vett mintában két, a 6. héten vett mintában pedig 4 új sávot találtunk (2. ábra).

Az említett 6. heti mintavétel során összesen 17 törzset izoláltunk, amelyek 5 morfológiai csoportba sorolhatóak, ezek közül csak kettő mutatott koliform jelleget szelektív tápagaron. Három csoport Gram-negatív, kettő Gram-pozitív festődésű. Faji szintű azonosításuk jelenleg még folyamatban van.



2. ábra. A vízmintákból felszaporított folyadékkultúra 16S rDNS restrikciós hasítási képe (ARDRA). I. Egyszeri inokulációt követő változás (első kísérletsorozat). II. Folyamatos terhelés során (második kísérletsorozat) időben bekövetkező közösségi összetétel-változás.

2. táblázat. A második kísérletsorozat során (3 naponta, 1 mL donor *E. coli* törzs bejuttatása mellett) kitenyészethető tetraciklin rezisztens szervezetek száma a dunai üledéket tartalmazó oszlopból kifolyó vízmintákban (n.m. – nem történt mintavétel). A táblázat csak néhány kiemelt példát mutat.

Mintavétel időpontja az első inokuláció	Telepszám tetraciklin tartalmú táplemezen (koliform/összes)					Szaporodás tetraciklin tartalmú táplevesben				
	Minta származása									
	2.	3.	4.	5.	K	2.	3.	4.	5.	K
napján	24/24	3/3	0	9/9	8/8	+	+	+	+	+
után 7 nappal	12/12	7/7	9/9	14/14	1/1	+	+	+	+	+
után 12 nappal	32/32	0	4/4	21/22	1/1	+	+	+	+	+
után 19 nappal	84/87	64/69	31/37	8/8	20/20	+	+	+	+	+
után 7 héttel	n. m.	n. m.	26/42	16/26	18/32	n. m.	n.m.	+	+	+

Értékelés

Megállapítható, hogy a dunai kavicsüledékben természetes körülmények között végbemegy a mobilis genetikai elemek horizontális terjedése. A folyamatot már több közegben, többek között talajban (Clerck & Simonet 1998), folyóvízben (Coughter & Stewart 1989), tengervízben (Jiang & Paul 1998) stb. (pl. Dröge *et al.* 1999) kimutatták, de tudomásunk szerint folyami üledékről jelen munka szolgáltatja az első információt. A folyamathoz a donorsejt állandó jelenléte és nagy csíraszáma szükséges.

A tetraciklin rezisztens szervezetek kimutatása során a klasszikus tenyésztéses eljárások közül a folyadékkultúrában történő tenyésztés érzékenyebbnek bizonyult, mivel szaporodás akkor is kimutatható volt benne, amikor a másik, a tápagaron való tenyésztés, még eredménytelen volt. A molekuláris eljárás még az előbbinél is érzékenyebb és megbízhatóbb.

Az első kísérletsorozat tenyésztéses eredményei alapján már feltételezhető volt, hogy az alkalmazott egyszeri inokuláció után elsősorban a donor szervezetet izoláltuk vissza, melyet a molekuláris munka során készített restrikciós hasítási mintázat is alátámasztott, vagyis ezen mintákban az inokuláló szervezeten kívül valóban nem volt jelen más tetraciklin rezisztens szervezet kimutatható mennyiségben. Az is megállapítható volt, hogy egyszeri inokuláció esetén néhány nap alatt maga a donor szervezet mennyisége a kimutatási határ alá csökken, kimosódik az oszlopból.

Ezzel szemben, amikor a második kísérletsorozatban az oszlopban állandó és nagy csíraszámú donorszervezetet biztosítottunk, a tetraciklin rezisztens szervezeteket folyamatosan ki tudtuk mutatni tenyésztéses eljárással is. Mivel mind az inokulum, mind a befolyó víz azonos volt a korábbiakkal, a különböző tetraciklin rezisztens szervezetek megjelenése egyértelműen a horizontális géntranszfernek tulajdonítható.

Ez a megfigyelés az esetleges későbbi bioremediációs felhasználás során lényeges lehet. A géntranszfer során módosult szervezetek száma és változatossága az idő előrehaladtával növekszik. A recipiens baktériumok fenotípusosan és feltehetően taxonómiai szempontból is sokfélék. További célunk a vizsgálatok kiterjesztése xenobiotikumbontó plazmidok terjedésére, valamint az így módosult szervezetek bioremediációs kapacitásának felmérése.

A vizsgált jelenség általános természetvédelmi jelentőségének felismerése még várat magára, de mivel az általunk vizsgált közeg humán egészségügyi szempontból is rendkívül fontos – hiszen a főváros ivóvízellátását biztosító parti szűrésű kutak mikrobiótájáról van szó – a megismert eredmények felhívják a figyelmet a baktériumpopulációk sebezhetőségére és védelmének fontosságára. Ez egy eddig igen elhanyagolt, de annál jelentősebb célpontja lehet a természetvédelemnek. A horizontális génátvitel lehet hátrányos, mert elősegítheti nemkívánatos gének szétterjedését, ugyanakkor lehet előnyös is, mert biztosíthatja baktériumpopulációk túlélését, és mert felhasználható a bioremediációs munkákban.

Irodalomjegyzék

Barkay, T., Kroer, N., Rasmussen, L. D. & Sørensen, S. J. (1995): Conjugal transfer at natural population densities in a microcosm simulating an estuarine environment. – *Microbiol. Ecol.* **16**: 43–54.

Christensen, B. B., Sternberg, C., Andersen, J. B., Eberl, L., Moller, R, S., Giskov, M. & Molin, S. (1998): Establishment of new genetic traits in a microbial biofilm community. – *Appl. Environ. Microbiol.* **64**(6): 2249–2255.

Clerck, S. & Simonet, P. (1998): A review of available systems to investigate transfer of DNA to indigenous soil bacteria. – *Antonie Van Leeuwenhoek.* **73**(1): 15–23. Review.

Coughter, J. P. & Stewart, G. J. (1989): Genetic exchange in the environment. – *Antonie Van Leeuwenhoek.* **55**(1): 15–22. Review.

Daane, L. L. & Haggblom, M. M. (1999): Earthworm egg capsules as vectors for the environmental introduction of biodegradative bacteria. – *Appl. Environ. Microbiol.* **65**(6): 2376–2381.

de la Cruz, F. & Davies, J. (2000): Horizontal gene transfer and the origin of species: lessons from bacteria. – *Trends in Microbiol.* **8**: 128–132.

Dröge, M., Pühler, A. & Selbitschka, W. (1999): Horizontal gene transfer among bacteria in terrestrial and aquatic habitats as assessed by microcosm and field studies. – *Biol. Fert. Soils* **29**: 221–245.

Herrick, J. B., Stuart-Keil, K. G., Ghiorse, W. C. & Madsen, E. L. (1997): Natural horizontal transfer of a naphthalene dioxygenase gene between bacteria native to a coal tar-contaminated field site. – *Appl. Environ. Microbiol.* **63**(6): 2330–2337.

Jiang, S. C. & Paul, J. H. (1998): Gene transfer by transduction in the marine environment. – *Appl. Environ. Microbiol.* **64**(8): 2780–2787.

Kidambi, S. P., Ripp, S. & Miller, R. V. (1994): Evidence for phage-mediated gene transfer among Pseudomonas aeruginosa strains on the phylloplane. – *Appl. Environ. Microbiol.* **60**(2): 496–500.

Lisle, J. T. & Rose, J. B. (1995): Gene exchange in drinking water and biofilms by natural transformation. – *Water Sci. Technol.* **31**(5–6): 41–46.

Lorenz, M. G. & Wackernagel, W. (1994): Bacterial gene transfer by natural genetic transformation in the environment. – *Microbiol. Rev.* **58**(3): 563–602.

Mai, P., Jacobsen, O. S. & Aamand, J. (2001): Mineralization and co-metabolic degradation of phenoxyalkanoic acid herbicides by a pure bacterial culture isolated from an aquifer. – *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **56**(3–4): 486–490.

Martinez, B., Tomkins, J., Wackett, L. P., Wing, R. & Sadowsky, M. J. (2001): Complete nucleotide sequence and organization of atrazine catabolic plasmid pADP–1 from Pseudomonas sp. strain ADP. – *J. Bacteriol.* **183**(19): 5684–5697.

Massol-Deya, A. A., Odelson, D. A., Hickey, R. F. & Tiedje, J. M. (1995): Bacterial community fingerprinting of amplified 16S and 16–23S ribosomal DNA gene sequences and restriction endonuclease analysis (ARDRA). – In: Akkermans, A. D. L., Elsas, J. D. & Bruijn, F. J. (eds): *Molecular microbial ecology manual.* Kluwer Academic Publisher, Netherlands, 3.3.2: 1–8.

Nielsen, J. W., Josephson, K. L., Pepper, I. L., Arnold, R. B., di Giovanni, G. D. & Sinclair, N. A. (1994): Frequency of horizontal gene transfer of a large catabolic plasmid (pJP4) in soil. – *Appl. Environ. Microbiol.* **60**(11): 4053–4058.

Stuart-Keil, K. G. (1998): Plasmids responsible for horizontal transfer of naphthalene catabolism genes between bacteria at a coal tar-contaminated site are homologous to pDTG1 from Pseudomonas putida NCIB 9816–4. – *Appl. Environ. Microbiol.* **64**(10): 3633–3640.

Tiirola, M. A., Wang, H., Paulin, L. & Kulomaa, M. S. (2002): Evidence for natural horizontal transfer of the pcpB gene in the evolution of polychlorophenol-degrading Sphingomonads. – *Appl. Environ. Microbiol.* **68**(9): 4495–4501.

van der Meer, J. R., de Vos, W. M., Harayama, S. & Zehnder, A. J. (1992): Molecular mechanisms of genetic adaptation to xenobiotic compounds. – *Microbiol. Rev.* **56**(4): 677–694.

Vargha, M., Szabó, G. & Márialigeti, K. (2000): A dunai kavicságy biológiai szűrőképességének elemzése I. Laboratóriumi modellrendszer beállítása és jellemzése. – *Hidrológiai Közlöny* **80**(4): 233–237.

Analysis of horizontal gene transfer in river sediment

Kiss, B., Vargha, M. and Márialigeti, K.

Department of Microbiology, Eötvös Loránd University
H-1186 Budapest, Pázmány P. sétány 1/C, Hungary

Abstract: Horizontal gene transfer is a spontaneous, natural process. It is primarily common among Bacteria and Archea, but has also been found among more developed organisms. Serious hazards may occur when artificial genes spread laterally from genetically modified organisms (GMOs) in natural habitats, with the ability to ruin even eukaryotic gene-pools. However, the very same process, horizontal transfer of catabolic genes, or even that of complete operons may be put into practice for bioremediation, a method yet waiting to be developed. In our work horizontal transfer of tetracycline resistance gene was investigated in river sediment microcosm, which is a medium that has not been researched regarding this question until now. Horizontal gene transfer is reported in the Danube sediment in this work. It has been found that the presence of the donor organism in high numbers is inevitable for the process. The results derived here will be used later in research about transfer of catabolic genes that may be responsible for decomposing xenobiotics.

Key words: *Escherichia coli* XL1-Blue strain, horizontal gene transfer, river sediment, tetracycline resistance

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 77–84, 2004

Az állatkertek természetvédelmi paradigmaváltása

Persányi Miklós

Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium
1011 Budapest, Fő u. 44–50
E-mail: hpersanyi@yahoo.com

Összefoglaló: Az állatkertek hagyományos feladatai nagyot változtak az elmúlt évtizedben. A kezdeti látványosság-felmutatás után a leíró zoológiai, etológiai, fiziológiai és egyéb kutatási és akklimatizációs célok mellé később felzárkóztak a nevelési szerepkörök, majd megjelentek a veszélyeztetett fajokat megőrző törekvések. Számos állatfaj ennek köszönheti azt, hogy túlélte a 20. századot. A dolgozat szemelvényeket mutat fel ebből a munkából, majd bemutatja a vezető modern állatkertek törekvéseit a természetmegőrzésben, amelyet kontinentális, sőt szélesebb együttműködésben valósítanak meg természetvédelmi célú tenyésztéssel, széles körű szemléletformáló munkával, illetve legújabb tendenciaként az élőhelyek megőrzésébe történő bekapcsolódással. E folyamat várható eredménye az, hogy egy-két évtizeden belül a vezető néhány száz állatkert a világ egyik legnagyobb természetvédelmi hálózatává szerveződik, és az *in situ* tevékenység jelentős szellemi és anyagi donorává lesz. A dolgozat a trendek mellett konkrét külföldi és hazai példákat mutat be a folyamatok jellemzésére.

Kulcsszavak: állatkertészet, állatokhoz való viszony, domesztikáció, *ex situ* és *in situ* fajmegőrzés, természetvédő akciók, természetvédő szemlélet

Az állatokkal kapcsolatos szemléletváltozás

Az ember számára a történelem kezdetétől az állat zsákmány, ellenfél, de egyenrangú lény volt, amely gyakorta egyúttal isteni, felsőbbrendű kapcsolatokat is képviselt. Az újkor során gyökeresen változott a szemléletmód: az ember magát már egyértelműen úgy fogta fel, mint aki „úr a természet felett". E szemléletmódban a háziállatok ipari produktumokká váltak, a vadállatokat vagy hasznosaknak, vagy károsaknak sorolták be – az ember igényei szerint. A szemléletváltozás folyamatának sajátos ikonográfiai tükröződése is van. A társadalom uralkodó felfogásában az állat riasztó fenevadból, szörnyű bestiából infantilizált karikatúrává, antropomorf mesefigurává lett (Persányi 1998).

E szemléletbeli átalakulás tükrözi az emberi uralom kiteljesedését a természet felett. 1600 óta kb. 300 emlős- és madárfajt pusztított ki az ember. Manapság a kipusztulás üteme tovább gyorsult. Mégis akadnak olyan állatfajok, amelyek elődeik sorsában osztoztak volna, és eltűntek volna a Földről, ha tudatos fajmegőrző munka eredményeként fent nem tartják őket. Néhány példa e fajokra: európai bö-

lény (*Bison bonasus*), arábiai oryx (*Oryx leucoryx*), oroszlán-majmocskák (*Leontocebus rosalia*), kaliforniai kondor (*Gymnogyps californianus*), mauritiusi vércse (*Falco punctatus*), Bali seregély (*Leucopsar rothschildi*), Wyoming varangy (*Bufo baxteri*), Partula csigák (*Partula* spp.) stb. (Tudge 1991).

Az állatokkal kapcsolatos szemléletváltozás tehát nagyon látványos. De mit várhatunk új századunktól? Gyorsuló globalizációt, az invázió növekedését és robbanásszerű domesztikációt.

A „Természet bekerítésének" korát éljük: az emberi zónák között egyre zsugorodnak az ökoszisztéma-töredékek, a megmaradó „természetes" élőhelyeket – gyakran a szó szerinti értelemben is – bekeríti az ember. Sokszor azért, hogy a kívülről érkező rombolást fékezze, de sokszor csupán azért, hogy a természetes maradványok lakóit, vadon élő állatokat fizikailag is bezárja rezervátumaiba, nehogy benne, terményeiben, állataiban kárt tegyenek. De valójában kis arányokról van szó: a szárazföldek 4–6%-a, a tengerek 0,5%-a áll védelem alatt (Conway 1999). Ezeket a területeket egyre inkább állatkerti módszerekkel kell kezelni ahhoz, hogy fenntarthatóak legyenek. Ilyen módszerek például a kis populáció menedzsment, tervezett szaporodás, fogamzásgátlás, egyéb állományszabályozási, altatási, befogási, szállítási, állategészségügyi módszerek, zárttéri állatkezelési technikák stb.

Az állatkertek küldetésének változásai

Az ókori állattartó kertek az uralkodók hatalmi jelképének, kincseknek számítottak, és az uralkodó által meghódított térségek nagyságát, illetve az általuk legyőzött vad természetet képviselő vadállatok feletti uralmat is szimbolizálták. Persze volt tudományos jelentőségük is, hiszen az ókori Kínában a „Tudás Kertjeinek" is tekintették az állatgyűjteményeket.

A középkori vadasparkok és menazsériák mutattak ugyan némi rokonságot ókori elődeikkel, hiszen itt is a hatalom szimbólumairól van szó. A vadászati célú vadaskertek esetében a főúri kényelem és luxus is fontos szempont volt, hiszen így a vadászat sokkal eredményesebb lehetett az élvezője számára. Az egzotikus állatok bemutatása olykor köznépi látványosság is lehetett, hiszen a felfedezések és a gyarmatosítás révén egyre több egzotikus állat került Európába. Az újkorban az állatgyűjtemények a polgárok látványosságaivá váltak, hiszen a feltörekedett polgárság a régi főúri rend minden privilégiumában részesedni akart – miért éppen a menazsériák maradtak volna ki a sorból. A modern állatkertek tehát éppúgy a polgári társadalom kultúrintézményeiként jöttek létre – jórészt a 19. század folyamán –, mint a nyilvános múzeumok, a népszínházak vagy az állami operaházak.

Tehát a modern állatkertekről a 19. századtól beszélhetünk, és bár akad két még ma is létező régebbi állatkert (a Tierpark Schönbrunn és a Menagerie des Jardin des Plantes), a legelső valóban modern szándékkal létrehozott állatkert a London Zoo volt a Regent's Park-ban, amelyet 1826-ban nyitott meg a London Zoological Society azzal a céllal, hogy ott tudományos kutatást végezzenek, elsősorban természetleírási és akklimatizációs célok érdekében (Kisling 2000).

A 20. század a szisztematikus zoológusok és akklimatizátorok korával kezdődött az állatkertek számára, majd a század végére a tudományos fajmegőrzés vált a fő törekvéssé, amelynek kezdetei 1923-ig vezethetők vissza.

Korunk állatkertjei változatos képet mutatnak. A világon összesen kb. tízezer állatkert van, és ezeket mintegy 600 millió látogató keresi fel évente – a Föld lakosságának egytizede. Közülük a természetvédelem, az oktatás, a tudomány iránt elkötelezett hálózatba szervezett kb. 1500 intézmény, amelyekben kb. 8–10 ezer zoológus, állatorvos, kutató, egyéb diplomás szakember dolgozik (IUDZG–CBSG 1993). Ezek között az intézmények között nagyon kiterjedt nemzetközi kapcsolatrendszer működik, és tevékenységük számos elemét, de különösen a természetvédelmi és a fajmegőrzési munkát alaposan összehangolják.

A világhálózat központi eleme az Állatkerti Világszövetség (WAZA: World Association of Zoos and Aquariums). Emellett működnek regionális és kontinentális szervezetek, mint például Európában az Európai Állatkertek és Akváriumok Szövetsége (EAZA: European Association of Zoos and Aquaria), illetve ettől függetlenül más európai állatkerti szakmai szervezetek, EUAC (The European Union of Aquarium Curators), EAZWV (European Association of Zoo and Wildlife Veterinarians), EZE (European Zoo Educators).

Az állatkertek modern küldetését általában 4 fő tevékenységi körben szokták meghatározni: (1) szemléletformálás, oktatás és nevelés, (2) természetvédelmi feladatok, (3) tudományos kutatások és (4) értékes szabadidős program. Valamennyi között a döntő jelentőségű a szemléletformálás, oktatás és nevelés érdekében végzett állatkerti munka (Persányi 1993). Néhány szemléletes példa a budapesti állatkert 2001. évi oktatási tevékenységéről: tanórai látogatás keretében 87 ezer óvodás és iskolás látogatott el az állatkertbe, tanórán kívüli programok keretében 14 szakkör működött 280 résztvevővel, graduális pedagógusképzés keretében 299 főt fogadtunk, gyakorlaton 219, fakultáción 48 főt. Az akkreditált pedagógusképzés 3 csoportjában, 94 óvónő, tanító, tanár vett részt. A nyári „Zoo-Táborokban" 900 gyerek töltött el egy-egy hetet.

A kutatás, fejlesztés terén a régóta végzett leíró rendszertani, etológiai, fiziológiai, vadállatok kezelésének módszereire irányuló stb. kutatások mellett az utóbbi két évtizedben megerősödtek, és mára túlsúlyba kerültek a szaporodásbiológiai,

populációgenetikai, a kis egyedszámú állományok menedzsmentjével kapcsolatos, kutatások. Az állatkerti kutatást és fejlesztést ma már nemzetközi tudományos folyóiratok, konferenciák, szakkönyvek sokasága szolgálja.

Új fogaskerék a természetvédelmi gépezetben

Az állatkertek természetvédelmi tevékenységének jellemző formái a következők: (1) szemléletformálás, oktatás, nevelés, (2) mentő tevékenység, (3) *ex situ* fajmegőrzés: természetvédelmi tenyésztés nemzetközi koordinációval, (4) természetvédelmi célú kutatás-fejlesztés, (5) élőhelyek megőrzésének támogatása, (6) természetvédelmi propaganda, nyomásgyakorlás.

A mentőmunka jellegzetes példája a sérült, vadon élő állatok befogadása, gyógyítása vagy az elárvult állatok felnevelése. A budapesti állatkert pl. 2001-ben 51 védett madárfaj 267 sérült egyedét fogadta, kezelés után pedig 175 egyedet lehetett visszatelepíteni. A mentőmunka sajátos formája a természetvédelmi hatóságok támogatása, amely elsősorban a csempészektől vagy illegális állattartóktól elkobzott állatok elhelyezését, kezelését, ellátását jelenti. 2001-ben pl. 306 görög teknőst fogadtak a magyar állatkertek, zömük 2002-ben visszakerült élőhelyükre. A természetvédelem állatorvosi vonatkozásairól pedig 2003-ban tudományos konferenciát is szervez a budapesti állatkert.

Az *ex situ* fajmegőrzés lehetőségét és gyakorlati hasznosságát egy-két évtizeddel ezelőtt gyakorta megkérdőjelezték, pedig hosszú múltra visszatekintő tevékenységről van szó. A jól dokumentált kezdetek 1923-ra nyúlnak vissza, amikor európai zoológusok és állatkertészek (ami annak idején szakemberek szét nem választható körét jelentette) alapították meg a Nemzetközi Bölénymentő Társaságot. Törzskönyvezéssel, összehangolt tenyésztéssel végül ennek az erőfeszítésnek volt köszönhető, hogy Európa legnagyobb ősi állatfaja túlélte a második világháborút. Azóta több tucat állatfaj köszönheti fennmaradását hasonló *ex situ* tevékenységeknek.

Emiatt is került a Biodiverzitás Egyezménybe (Rio de Janeiro 1992) – amely az élővilágra vonatkozó legnagyobb és legszélesebb spektrumú nemzetközi egyezmény – olyan rendelkezés, amely az úgynevezett *ex situ* megőrzés, tehát az élővilág-megőrzés nem a szabad környezetben, hanem ilyen céllal létesített intézményekben, génbankokban, állatkertekben, botanikus kertekben, arborétumokban történő formáiról szól. Előírja ez az egyezmény, hogy az egyes országoknak létesíteniük kell és fenn kell tartaniuk ilyen intézményeket a növények, állatok és mikroorganizmusok megőrzésére és a velük kapcsolatos kutatásokra, különösen azon országokban, ahol a kérdéses szervezetek természetesen is előfordultak vagy elő-

fordulnak. Ez aláhúzza az ilyen génmegőrző központoknak, így az állatkertnek is azt a szerepét, amit az úgynevezett őshonos fajok fenntartásában játszhatnak, ill. be kell tölteniük. Rendelkezik az egyezmény arról is, hogy olyan intézkedésekről kell gondoskodjanak az országok, amelyek a veszélyeztetett fajok természetes élőhelyeikre történő visszatelepítését vagy állományának erősítését szolgálják (IUDZG–CBSG 1993).

Ma a világ több kontinensén állatkertek gondosan összehangolt regionális tenyésztési programjai működnek. Pl. Európában 140 EEP-program és 95 törzskönyv, továbbá 40 TAG (taxon-tanácsadó csoport) szolgálja a fajmegőrzés fő kereteit. Nézzünk egy konkrét példát, az Amur tigrisekből (*Panthera tigris altaica)* vadonban 150–250 egyed él, miközben 141 állatkertben 396 egyed van, ebből fogságban született 95%. Ez a populáció biztosítani képes az Amur tigris fennmaradását akkor is, ha a vadonban élő állomány összeomlana. (Igaz ez még akkor is, ha figyelembe veszzük azt, hogy a ragadozók visszatelepítése sokkal bonyolultabb, mint például növényevő fajoké. A követendő módszereket az IUCN irányelvei rögzítik, és ezekhez az állatkerti tenyésztési programok mindenkor szigorúan ragaszkodnak.)

Az *ex situ* állományok kezelésének központi szereplője az ISIS rendszer (International Species Information System). 6 kontinensről, 54 országból, 576 intézmény a tagja a rendszernek, amely kb. 8000 állatfaj 1,44 millió egyedéről tart adatot, közöttük kb. 350 ezer ma élő állatról. Az adatokból például kiderül, hogy az új állatkerti emlősök 92%-a, madarak 71%-a állatkerti születésű (Kleinmann 1996).

A természetvédelmi szemléletformálás újszerű eszközei az állatkertek, illetve szövetségeik által szervezett védelmi célú konferenciák, kampányok, amelyekből nemzetközi szinten több százat lehetne említeni (Robinson 1989). Magyarországon ez a tevékenység még a kezdeteknél tart, de megemlíthetjük a Fővárosi Állat- és Növénykert által 2001-ben indított rákosi vipera projektet, amely forráskutatást, nemzetközi populáció- és élőhelyfelmérő szemináriumot, tudományos kiadványok összeállítását és kiadását, illetve egy tenyésztő állomás – szaporító és megfigyelő labor – létesítését jelentette. Érdemes felidézni az EAZA Tigris Kampányt is, amely éppen 2002 folyamán állítja e fajt európai érdeklődésbe. A kampány során gyűjtött adományokból a következő *in situ* projekteket támogatják majd: Szumátrán az orvvadászat csökkentését, az Élővilág Elleni Bűnüldözési Központ működését, és olajpálma-ültetvények ökológiai folyosóvá tételét, Oroszországban tűzoltóbrigádok működését a határvidék tigrisélőhelyein, évenkénti tigrisfesztivál megrendezését két Amur vidéki városban, Thaiföldön egy Vadvédelmi Tréning Központ létesítését, Indiában járművek beszerzését a vadőröknek tigrises védett területeken, az ember–tigris konfliktusok rendezését szolgáló tigris-áttelepítéseket és betelepedett emberek kitelepítését a Kudremukh védett területről.

Az állatkertek által végzett *in situ* programok is sokrétűek lehetnek. Hagyományosabbak a kutatások, pl. az Amboseli Nemzeti Parkban (Kenya) a páviánok ökológiája, etológiája tárgykörben a chicagoi Brookfield Zoo, az Etióp-magasföld természetes vegetációja és fenntartásának lehetőségei témában a London Zoo, a fehér gólya gyűrűzési programban a spanyolországi Jerez Zoo munkatársai működtek az utóbbi években. De több száz hasonló projektet lehetne említeni! Az *in situ* állatkerti tevékenység viszonylag új formája az, amikor valamely állatkert nem tudományos, hanem társadalmi vonatkozású kezdeményezést tesz, így pl. nemrég a Kongó-medence esőerdejének védelme érdekében a helyi lakosság megnyerésére indított programot a Brookfield Zoo. A Wildlife Conservation Society a Bronx Zoo-ban (New York) létesített Kongó-kiállítás éves bevételéből 1 millió dollár adományt ad át évente a Kongó vidék védelmét szolgáló akciókra.

Az állatkerti szponzoráció azonban nemcsak pénzzel történik, hanem befolyással és különösen szaktudással, amit egyébként pénzzel sem lehetne megszerezni. Hazai állatkertek esetében is van már példa az *in situ* természetvédelmi akciókra. Így a Fővárosi Állat- és Növénykert az adriai Cres szigetén már második éve működik együtt egy horvát természetvédelmi szervezettel az Eco-Center Beli-vel az Adriai Fakó Keselyű Programban. Ez a munka sokféle: védelmi és mentő létesítmények építése, műszerek adományozása, nemzetközi szervezés és tudományos kutatómunka formájában valósul meg. Egy másik hazai akció az, hogy a Fővárosi Állat- és Növénykert mintegy hat éve dolgozik a Vidra Alapítvánnyal és a Somogy Természetvédelmi Szervezettel a Vidra Programon, amely szintén számos elemből tevődik össze, pl. monitoring, havária felmérés, mentés, az élőhelyvédelem, ökoturizmus és oktatás támogatása.

Jó példa tömegek informálására és egyidejű politikai nyomásgyakorlásra az EAZA Esőerdő és Dzsungelhús Kampánya. Az előbbit az atlanti (brazil) esőerdők védelmére 2001–2002 során szervezték. Eredményeként 20 országból 92 állatkertben kiállítások, rendezvények, médiaakciók szerveződtek és 200 ezer eurót gyűjtöttek elsősorban ökológiai folyosók létesítéséhez. A szervezett élőhely-rekonstrukciós költségek alapján minden euróból 1 négyzetméter erdő újratelepítése volt lehetséges. Például a Szegedi Vadaspark 1500 eurót gyűjtött, és éppúgy büszke eredményére, mint azok a szegedi emberek, akik ehhez a célhoz hozzájárulhattak. Az EAZA Dzsungelhús Kampánya során pedig közel 2 millió aláírás gyűlt össze, amelyet az Európai Unióhoz juttatott el, követelve az Unió intézkedését a pusztítás megfékezéséhez. Az aláírások közül 116 ezer Magyarországról került Brüsszelbe.

Az állatkertek természetesen nem önmagukban próbálják természetvédelmi küldetésüket teljesíteni. A különböző nemzetközi, nemzeti, állami vagy nem kormányzati természetvédő szervezetek sokaságával működnek együtt akár az egyes

állatkertek akcióit, akár a nemzetközileg koordinált tevékenységeket tekintjük. Persze vannak állandó partnerek is, mint például az IUCN (CBSG) Természetvédelmi Tenyésztési Bizottsága vagy az SSC (Fajok Túlélési Bizottsága) (Seal 1996).

William Conway a hajdani New York Bronx-i állatkertet fenntartó társaságból szervezte meg egy évtizede a Wildlife Conservation Society-t, mely mára a világ egyik legjelentősebb nemzetközi természetvédő donor szervezetévé vált, és sok száz projektet támogat öt kontinensen. Ő írta a következőket, amely jelen dolgozat mottója is lehetne: „A 21. századi állatkert legyen az élővilág elszegényedése elleni végvár; egy időgép, amely folyamatosságot vásárol a Vadon fogyatkozó lakóinak; és jobban, mint valaha, legyen az emberek számára a vadvilág elsődleges megismertetője, a környezetvédelmi ismeretek terjesztője, és a természetvédők toborzó központja." (Conway 1999).

Tehát az állatkertek természetvédelmi paradigmaváltásának idejét éljük. Ennek oka részben az, hogy az állatokkal kapcsolatos szemlélet korunkra döntően megváltozott. E korban kultúrtörténeti szükségszerűség az állatkerteknek nemcsak a léte, de az átváltozása is. Az állatkertek modern küldetése pedig az, hogy a természetvédelmi gépezet fontos alkotórészévé alakuljanak.

Irodalomjegyzék

Conway, W. (1999): *The changing role of zoos in the 21st century.* – Keynote for the Annual Conference of the WZO, Pretoria, 18 October 1999, Wildlife Conservation Society, Bronx, New York (kézirat).

IUDZG–CBGS, The World Zoo Organization and The Captive Breeding Specialist Group of IUCN/SSC (1993): *The World Zoo Conservation Strategy.* – Chicago Zoological Society, Brookfield, 76 pp.

Kisling, V. N. Jr. (ed.) (2000): *Zoo and aquarium history: Ancient animal collections to zoological gardens.* – CRC Press, Boca Raton, 415 pp.

Kleinmann, D. G. (ed.) (1996): *Wild animals in captivity: principles and techniques.* – The University of Chicago Press, Chicago–London, 639 pp.

Persányi, M. (1993): Környezetkultúra – állatkertkultúra. – *Környezet és Fejlődés* **4**(1–2): 7–17.

Persányi, M. (1998): „Az állatkertben lehet látni a társadalom minden sajátosságát". Interjú Sükösd M. & P. Szűcs J. – *Mozgó Világ* **4**: 61–78.

Robinson, M. H. (1989): The zoo that is not: education for conservation. – *Conservation Biology* **3**(3): 213–215.

Seal, U. (1996): *Budapest Zoological and Botanical Garden: A conservation planning overview.* – CBSG (Conservation Specialist Group SSC/IUCN), Minnesota, 13 pp.

Tudge, C. (1991): *Last animals at the zoo: How mass extinction can be stopped.* – Hutchinson Radius, London, 266 pp.

Zoos shift their paradigms towards conservation

Persányi, M.

Hungarian Ministry of Environment and Water
H-1011, Budapest, Fő u. 44–50, Hungary

Abstract: The traditional role and image of zoos has substantially changed during the last few decades. In the first stage of the history of modern zoos the main goal was leisure attraction linked to scientific goals such as studying systematics, ethology, physiology as well as acclimatisation of exotic animals. Conservation of endangered animal species became an increasingly important objective in the 20th century zoos and the survival of numerous species was made possible only by captive breeding. This paper reviews several examples and the results of these activities, then gives an introduction into the conservation activities of leading contemporary zoos. These conservation activities now include conservation breeding and rescue of important specimens of protected species as well as awareness raising in the wide public for the protection of nature and, as a newest trend, the participation in the conservation of wildlife habitats. The expectable result of this trend is that some hundreds of the top zoos of the world organise themselves into one of the largest and most important conservation network of the world, which becomes an essential professional and financial donor of conservation projects all around the world. The paper gives specific international and Hungarian examples and analyses trends of this process.

Key words: conservation actions, conservation awareness, domestication, *ex situ* and *in situ* conservation of species, human-animal relationship, zoo theory

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 85–92, 2004

Zoopedagógia és környezeti nevelés a védett és fokozottan védett állatfajok védelme érdekében a Jászberényi Állat- és Növénykertben

Orbán Zoltán, Fercsik Péter és Sárközy Tamás

Jászberényi Állat- és Növénykert
5100 Jászberény, Fémnyomó u. 3, E-mail: jaszoo@vnet.hu

Összefoglalás: A jászberényi állatkertben 2001-ben indítottunk el egy élmény- és szemléltetés-központú zoopedagógiai kísérleti programot, száznál több védett és fokozottan védett állatfaj bemutatásával. Erre a szemléltetésre épül a látogatók környezeti nevelése. Ennek alapját az élőszóval kísért előadások és foglalkozások jelentik, melyet az állatkert ingyenes szolgáltatásként biztosít. A program ideje alatt a látogatólétszám 39,5%-kal, 43 000 főről 60 000 főre, a vezetett csoportok száma 50-ről 240-re, a foglalkozásokon részt vettek száma 2374-ről 8500-ra nőtt. 2001-ben a látogatók 4,7%-a, 2002-ben 14,1%-a vett részt zoopedagógiai foglalkozásokon. Eredményeink igazolják, hogy az állatkerti közönség bevonható az élményközpontú környezeti nevelésbe. Így a magyar állatkertek évi 3 000 000 látogatójukkal a környezeti nevelés elsődleges, ezáltal a természet- és környezetvédelem legfontosabb társintézményei lehetnek.

Kulcsszavak: csoportvezetés, fenntarthatóság, ismeretterjesztés, környezetgazdagítás, környezeti nevelés, látványetetés, természetvédelem, zoopedagógia

Bevezetés

A természetvédelem törvényi szabályozás, finanszírozás, infrastruktúra, kutatómunka, szakembergárda, mindenekelőtt azonban környezettudatos társadalmi bázis kérdése (Palmer & Neal 2000). Magyarországon a természetvédelem központi, irányító apparátusa kiépült, a lakosság környezettudatossága azonban elmarad a kívánatostól. A közvetlen természetvédelmi munka mellett ezért nem lehet eléggé hangsúlyozni a környezeti nevelés, mint közvetett természetvédelmi tevékenység fontosságát. A környezeti nevelés, legalábbis az elvárás szintjén megjelenik a közoktatásban (NAT 1995, NKNS 2001), de a szakszerű, tervezett pedagógiai munka elengedhetetlenül részét kell képezze az egyes faj- és területvédelmi programoknak is (Szabó *et al.* 2000, Standovár & Primack 2001).

Mindazonáltal a természetvédelem nevelési aspektusai nem kapnak kellő hangsúlyt, illetve szakmailag nem kellően megalapozottak a természetvédelmi munkában. Az okok között minden bizonnyal szerepel az, hogy a nevelés összetett folyamat révén csak hosszabb távon fejti ki hatását és eredményei a természettudo-

mányokénál nehezebben mérhetők. Általános hiányosságnak tekinthető még, hogy a nevelési és pszichológiai szakemberek gyakran egyáltalán nem jutnak szerephez a faj- és terület szintű védelmi tevékenységek kidolgozásában. Ez részben abból ered, hogy gyakorlati értelemben a lakosság még mindig kívülállóként, s nem partnerként van jelen természetvédelmi gondolkodásunkban. Az új évezred környezetkezelési paradigmaváltása, a fenntarthatóság problematikája talán a társadalom szerepének megítélésében, a pedagógia, a nevelés terén fejti ki legkevésbé kritizált módon jótékony hatását. A fenntarthatóság kérdéskörében központi szerepet kap a közösség érdekében cselekedni képes, akaró és tudó polgár (Palmer & Neal 2000), mely szemlélet a modern neveléselméletekben és a környezetpszichológiában egyaránt jelentkezik (Bábosik 1999, Nahalka 2002, Rókusfalvi 2002).

A természetvédelem nevelési stratégiáinak kidolgozásához meg kell ismerni azokat a hatásokat, melyek az egyén környezettudatosságát alakítják. Kutatások szerint (Palmer & Neal 2000) környezettudatos felnőttek életében kimutathatók olyan meghatározó élmények, melyek befolyásolják az egyén későbbi életvitelét. A legtöbb ilyen nagy formáló erővel bíró élmény a természethez, szülőkhöz és közeli rokonok személyéhez kapcsolódik (Palmer & Neal 2000).

A környezeti nevelésnek a környezetben, a környezetről és a környezetért kell történnie, szemléletének középpontjában a közvetlen tapasztalás és a megélhető élmény áll (Palmer & Neal 2000). Ezen feltételeknek a 45 perces időkeretben gondolkodó, tantermi munkára épülő közoktatás kevéssé tud megfelelni, ezért a környezeti nevelés elsősorban tanórán kívüli óvodai és iskolai tevékenység (Szerényi 1994, Labancz 2001), illetve külső, iskolát segítő tereptanulmányi intézmények (Legány 1993, Hortobágyi 1995, Palmer & Neal 2000), köztük az állatkerti zoopedagógia (Pintér *et al.* 1997, Pies-Schulz-Hofen 2000) feladata lehet.

A modern állatkerteknek hármas szerepe van: védett és fokozottan védett állatfajok megőrzése, kutatás, nevelés (IUDZG/CBSG 1993, Kleiman *et al.* 1997, Standovár & Primack 2001). A 12 magyar állatkert és állatkert jellegű intézmény évi három millió látogatója (Magyar Állatkertek Szövetsége közlése) egyedülállóan nagy számú, költséghatékonyan elérhető közönséget jelent a környezeti nevelés számára. A jászberényi állatkertben 2001-ben indítottunk el egy hosszú távú, zoopedagógia központú állatkert fejlesztési kísérletet, melynek középpontjában a környezeti nevelés áll.

Módszerek

A program első lépéseként az állatkert *ex situ* és *in situ* (IUDZG/CBSG 1993) fajvédelmi programokhoz csatlakozott. Új szemléletű állatkerti környezetet

és állatkifutókat alakítottunk ki. Kidolgoztuk az egyes állatfajok újszerű fogságban tartási és bemutatási technikáit. Új tájékoztató táblákat helyeztünk ki, tanösvényeket alakítottunk ki. Átalakítottuk az állatkert belső működését, megteremtve a kert környezeti nevelési, pedagógiai szolgáltató infrastruktúráját. Erre épült a nevelési munka, melynek középpontjában az állatok és környezetük közvetlen bemutatása áll. Az eredmények méréséhez vizsgáltuk a látogatólétszám változásait és korösszetételét, a csoportvezetéseken részt vettek életkori megoszlását és arányukat a mindenkori látogatólétszámhoz.

Eredmények

Zoopedagógiai szemlélet

Az állatkert arculatát meghatározó vezetői csoport alapvetően pedagógiai szemléletű. A zoopedagógus tagja a vezetésnek, így rálátása és beleszólása van a kert működésébe és a tervezésbe. Legalább ilyen fontos, hogy a gondozók is elfogadják és támogatják a zoopedagógiai munkát. 2001-ben egy zoopedagógusunk volt, 2002 második félévétől egy külön zoopedagógiai munkacsoport alakult három fővel. Feladatuk a látványetetések fejlesztése, illetve az erre épülő csoportvezetések, foglalkozások megtartása.

Állatgyűjtemény összetétele

A kert kis területe (4,5 ha) nem teszi lehetővé a klasszikus nagy testű állatok tartását. Szinte teljesen felszámoltuk a patás állományt, és az így felszabadult helyre telepítettük a ragadozókat. Az állatállomány egyre jelentősebb része származik természetvédelmi hatóságok által elkobzott állatokból. 2001-ben és 2002-ben a Természetvédelmi Hivatal kobzásából származó papagájok, 2002-ben fokozottan védett, kobzott hiúz érkezett hozzánk a Duna–Dráva Nemzeti Park területéről.

Az állatkert, mint madármentő állomás

Az állatállomány összetételének folyamatosan változó részét képezik a befogadott, sérült vagy elárvult, védett és fokozottan védett hazai állatfajok. 2002-ben 15 faj 31 egyedét fogadtuk be, illetve részesítettük állatorvosi ellátásban. A felnövekvő, illetve felgyógyuló madarakat gyűrűzés után elengedjük.

Információs rendszer

Az érdekesen bemutatott állatok képezik az alapját a kert komplex zoopedagógiai tevékenységének. Ennek közvetett eszköze a négy típusból álló ismeretterjesztő táblarendszer, melynek eddig több mint száz elemét készítettük el és helyeztük ki.

Az alábbi táblafajtákat alkalmazzuk. Fehér fajtáblák: összetett ismereteket közölnek, mindegyiknek van természetvédelmi fejezete is. Érdekességek zöld táblája: aktualitások, érdekességek az egyedekről. Itt válaszolunk a vendégkönyvben feltett látogatói kérdésekre is. Tájékoztató sárga táblák: figyelmeztetések, elsősorban a látványetetések időpontjáról és az állatokat védő látogatói etetési tilalomról. Állatkert a környezet- és természetvédelem szolgálatában: kék táblák, az állatkert gyakorlati állat-, faj-, természet- és környezetvédelmi tevékenységét mutatják be. Az élő szóval kísért csoportvezetéseknél a közvetlen pedagógiai munkát rádióadós fejmikrofonból és akkumulátoros rádióvevős hangszóróból álló mobil hangosítás segíti.

Madárvédelmi mintakert tanösvény

Az állatkert arborétumi részén kialakított gyakorlati természetvédelmi tanösvény 41 állomáson, 50 információs táblán, 96 védett és fokozottan védett, elsősorban madárfaj színes képével kiegészítve, 66-féle madár- és állatvédelmi eszközt és módszert mutat be. Az információs táblák kihelyezési, alkalmazási és fenntartási tanácsokat is adnak, illetve tájékoztatnak az elkészítéshez szükséges méretekről is. Az intézmény ezzel egyben bekapcsolódott a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Madárbarát Kert programjába.

Új szemléletű állatbemutatás

Állataink mintegy 50%-át sikerült új kifutókba helyezni. Ezek nemcsak nagyok (200–1100 m^2), de biotóp jellegűek is. Az állatok, a domborzat, a növényzet, a mindenütt kialakított vízfolyások és tavak egységes látványt képeznek. Az így közvetített ökológiai szemléletet fokozzák az együtt tartott állatfajok. Eddig a gázló, bukó és úszó madarak, a vaddisznók (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758), gímszarvasok (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758) és vízi madarak, tengerimalacok (*Cavia procellus* Linnaeus, 1758) és sziklapapagájok (*Cyanoliseus patagonicus* Vieillot, 1818) együtt tartását sikerült megoldani. Ezenkívül hazánkban egyedül nálunk látható barnamedvékkel (*Ursus arctos* Linnaeus, 1758) együtt élő farkas (*Canis lupus* Linnaeus, 1758) falka.

Látványetetési program

A program keretében a ragadozóknak, a mindenevőknek és a majmoknak a természetes táplálékszerzésnek megfelelően úszniuk, mászniuk, ugraniuk kell a táplálékért, illetve meg kell keresniük azt. A programba eddig az európai barnamedvéket, farkasokat, hiúzokat (*Lynx lynx* Linnaeus, 1758) és vadmacskát (*Felis silvestris* Schreber, 1775), a vaddisznókat, a fehér gólyákat (*Ciconia ciconia* Linnaeus, 1758), rózsás gödényeket (*Pelecanus onocrotalus* Linnaeus, 1758) és kormoránokat (*Phalacrocorax carbo sinensis* Blumenbach, 1798), a mosómedvéket (*Procyon lotor* Linnaeus, 1758) vontuk be. A látogatók 2002-től hét helyszínen, napi 11 alkalommal vehetnek részt a látványetetéseken.

Állatok akcióban állatbemutató

Az első évben, 2001-ben egy, 2002-ben 30 bemutatót tartottunk uhuval (*Bubo bubo* Linnaeus, 1758), erdei fülesbagollyal (*Asio otus* Linnaeus, 1758), kuvikkal (*Athene noctua* Scopoli, 1769), vörös vércsével (*Falco tinnunculus* Linnaeus, 1758), zöldszárnyú arával (*Ara chloroptera* Linnaeus, 1758), lámával (*Lama lama* Linnaeus, 1758) és vadászgörénnyel (*Mustela putorius* Linnaeus, 1758). Miközben az állatok szabadon mozognak a látogatók előtt és között, előadás hangzik el tulajdonságaikról, védelmi helyzetükről.

Csoportvezetések

A vizsgálatot megelőző évekről nincs adat. 2001-ben 50, előre bejelentkezett csoport, 2374 fő vett részt zoopedagógiai foglalkozásokon. A csoportmegoszlás az alábbi volt: óvodai 30 (60%), általános iskolai 16 (32%), középiskolai 3 (6%), főiskolai 1 (2%). Az életkori megoszlás az alábbiak szerint alakult: gyerek 2157 (90,9%), felnőtt 217 (9,1%). A látogatók 5,26%-a vett részt csoportfoglalkozásokon.

2002. október 31-ig 240 csoport, 8500 fő vett részt zoopedagógiai foglalkozásokon, melyből 138 (57,5%) látványetetéshez kapcsolódott. 198 (82,5%) szervezett csoportunk volt: óvodai 131 (66,2%), általános iskolai 60 (30,3%), középiskolai 3 (1,5%), főiskolai 4 (2%). 42 (17,5%) nem szervezett látogatói csoportunk volt. Az összes csoport tekintetében az életkori megoszlás: gyerek 5800 (68,2%), felnőtt 2700 (31,8%) volt. A látogatók 14,17%-a vett részt csoportvezetéseken.

Nyári zoo-tábor

Az első zoo-tábort 2002 nyarán szerveztük. Nyolc héten át, heti öt napos turnusokban, nem bentlakásos rendszerben 15, összességében 120 általános iskolás gyereket fogadtunk. A táborozókkal a zoopedagógus mellett három főiskolai hallgató, valamint az állatkert dolgozói közösen foglalkoztak. A gyerekek részt vettek az állatkerti munkákban, a látványetetési programokon, illetve bemutató madárgyűrűzésen az állatkert mögötti védett Zagyva-ártéren.

A képzők képzése

A vizsgálat első évében, 2001-ben 217 pedagógus vett részt állatkerti zoopedagógiai foglalkozásokon. Szakmai továbbképzésen további 50 állatkerti szakember számára tartottunk előadást. 2002. október 31-ig 551 pedagógus és 2149 szülő vett részt állatkerti foglalkozásokon. Szakmai továbbképzéseken, konferenciákon, kihelyezett foglalkozásokon, pedagógiai egyetemi és főiskolai előadásokon 433 magyar és külföldi hallgató, nevelési és állatkerti szakember számára tartottunk előadásokat a zoopedagógia és a környezeti-, természeti nevelés témakörében. Állatkerten kívül tartott zoopedagógiai foglalkozásokon további 1000 gyerek is részt vett.

Látogatottság

Az állatkerti látogatólétszám 1999–2000 között 4000-rel, 39000-ről 43000-re nőtt. 2000–2001–2002. október 31. között a növekedés megkétszereződött, a látogatólétszám mindkét évben 8000-rel nőtt (2001: 52 000, 2002. október 31.: 60 000).

2001–2002-ben a vezetett csoportok 44, illetve 41%-a volt jászberényi; 56, illetve 59%-a környező településekről, illetve az ország más területéről érkezett hozzánk. A környék legnagyobb településéről, a megyeszékhelyről (Szolnok); 2001–2002-ben a csoportok 4–6%-a érkezett.

Megvitatás

Az alkalmazott környezetgazdagítási és látványetetési technikák, az állatok viselkedési visszajelzései alapján alkalmasak a fogságban élő vadállatok tartási körülményeinek javítására. Ezáltal a biotóp környezetben mozgó, természeteshez hasonló viselkedést mutató állatok érdekesebb élményt jelentenek a látogatók számára. Növelik az állatkert társadalmi elfogadottságát, mely ezáltal a növekvő számú látogató számára hiteles környezeti- és természeti nevelő közeget jelent.

Az állatkert a hazai és nemzetközi védelem alá eső állatfajok tartásával, befogadásával, a velük kapcsolatos ismeretterjesztő munkával sikeresen bekapcsolódott több *ex situ* faj- és természetvédelmi programba. A madárvédelmi mintakert, a zoo-tábor, valamint a nemzeti parkokkal és a Természetvédelmi Hivatallal történő együttműködés révén *in situ* természetvédelmi tevékenységet is folytatunk.

Az állatkert két év alatt nemcsak regionális, de országos környezeti nevelési feladatot is ellát, a csoportvezetéseken részt vettek többsége nem helyből érkezik. A hat évvel ezelőtt bezárás előtt álló, lepusztult, elhanyagolt intézmény látogatottsága a vizsgálati idő alatt ugrásszerűen nőtt. A 29 000 lakosú kisvárosban az állatkert a vizsgálat második évében már több mint 60 000 látogatót fogad.

A megélhető természeti élmény vonzó a kikapcsolódni kívánó látogatók számára. Ez az érdeklődés olyan természetes, a környezeti nevelhetőséget segítő motivációt jelent gyerekek és felnőttek számára egyaránt, hogy egyre nagyobb számban vesznek részt zoopedagógiai foglalkozásokon.

A környezettudatos szocializáció legfőbb letéteményesei a szülők és az elhivatott környezeti nevelők. A környezeti nevelés legfontosabb színtere maga a környezet. Kísérletünk bebizonyította, hogy élmény-, állat- és gyermekközpontú zoopedagógiai munkával a szülők és a pedagógusok is bevonhatók a környezeti nevelésbe. Ezáltal megvalósul a legfőbb szocializáló tényezők szemléletformálása, a nevelők nevelése. A természetvédelem, a védett és fokozottan védett állatfajok megmentése elképzelhetetlen a legnagyobb szelekciós nyomást jelentő környezeti tényező, az ember, gyerekek és felnőttek párhuzamos nevelése, szemléletformálása nélkül. E munka egyik legfontosabb, leghatékonyabb és leginkább költséghatékony színtere az állatkert lehet.

Irodalomjegyzék

Bábosik, I. (1999): *A nevelés elmélete és gyakorlata.* – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.

Hortobágyi, K. (szerk.) (1995): *Környezeti nevelés az erdei iskolában.* – Alapítvány a Magyarországi Környezeti Nevelésért, Budapest.

IUDZG/CBSG (IUCN/SSC) (1993): *Az állatkertek természetmegőrzési világstratégiája. A világ állatkertjeinek és akváriumainak szerepe a Föld természeti értékeinek megőrzésében.* – Fővárosi Állat- és Növénykert, Budapest.

Kleiman, D. G. (ed.) (1997): *Wild mammals in captivity.* – The University of Chicago Press, Chicago and London.

Labancz, Gy. (szerk.) (2001): *Óvodások környezeti nevelése.* – Alapítvány a Magyarországi Környezeti Nevelésért, Budapest.

Legány, A. (szerk.) (1993): *Környezeti nevelés a táborban.* – Alapítvány a Magyarországi Környezeti Nevelésért, Budapest.

Nahalka, I. (2002): Irányzatok találkozása – természettudományos nevelés a harmadik évezred elején. – In: Bábosik, I. & Kárpáti, A. (szerk.): *Összehasonlító pedagógia.* BIP, Budapest, pp. 168–185.

NAT, Nemzeti Alaptanterv (1995) – MKM.
NKNS, Nemzeti Környezeti Nevelési Stratégia (2001) munkaanyag. – Magyar Környezeti Nevelési Egyesület.
Palmer, J. & Neal, P. (2000): *A környezeti nevelés kézikönyve.* – Körlánc Környezeti Nevelési Program.
Pies-Schulz-Hofen, R. (2000): *Az állatkerti állattartás alapjai.* – Magyar Állatkertek Szövetsége és a Fővárosi Állat- és Növénykert.
Pintér, T., Ilosvay, Gy. & Özvegy, J. (szerk.) (1997): *Körlánc Könyvek 5. Pedagógiai lehetőségek az állatkertekben, zoopedagógia.* – Körlánc Szegedi Munkacsoportja.
Rókusfalvy, P. (2002): *A környezetpszichológia alapkérdései.* – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
Standovár, T. & Primack, R. B. (2001): *A természetvédelem biológiai alapjai.* – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
Szabó, Á., Szemethy, L., Firmánszky, G. & Heltai, M. (2000): A visszatelepülő nagyragadozók természetvédelmi és vadgazdálkodási problémái. – In: Csányi, S. & Szemethy, L. (szerk.): *A Vadgazdálkodás Időszerű Tudományos Kérdései (VITáK) 1. kötet. Ragadozók: Az ökológiai szerep és a vadgazdálkodási hatás ellentmondásai.* Gödöllő, pp. 62–72.
Szerényi, G. (szerk.) (1994): *Környezeti nevelés a szakkörön.* – Alapítvány a Magyar Környezeti Nevelésért, Budapest.

Zoopedagogical and environmental education in order to protect endangered and highly endangered species in the Zoological and Botanical Garden of Jászberény

Orbán, Z., Fercsik, P. and Sárközy, T.

Zoological and Botanical Garden of Jászberény
H-5100 Jászberény, Fémnyomó u. 3, Hungary

Abstract: In 2001 we started an experience- and demonstration-centred experimental zoopedagogical programme in the Jászberény Zoo, introducing more than 100 endangered and highly endangered species of animals. The environmental education of the visitors is built on this demonstration. The basis for this are lectures and activities provided as free service by the zoo. During the programme the number of visitors has increased with 39.5% (from 43,000 to 60,000), the number of guided groups from 50 to 240, the number of people attending the activities from 2374 to 8500. In 2001 4.7% of the visitors, while in 2002 14.1% of the visitors took part in the zoopedagogical activities. Our results support the fact that zoo visitors can be made interested in the experience-oriented environmental education. Consequently the Hungarian zoos with their yearly 3,000,000 visitors can become the main co-institutes of the environmental education and so the most important co-institutes of nature and environment protection.

Key words: enrichment of the environment, environmental education, group guidance, information, protection of the nature, spectacular feeding, sustainability, zoopedagogy

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 93–105, 2004

Aktuális és tájtörténeti élőhelytérképezés Csongrád környékén

Deák József Áron

Szegedi Tudományegyetem, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék
6722 Szeged, Egyetem u. 2
E-mail: aron@geo.u-szeged.hu

Összefoglaló: Csongrád és környéke eltérő karakterű kistájak (Dél-Tisza-völgy, Kiskunsági-lösszöshát, Pilis–Alpári-homokhát, Tiszazug, Körösszög) találkozásánál fekszik, így számos – az Alföldre jellemző – élőhelytípussal bír. A vizsgált területen 4 védett terület (Kiskunsági Nemzeti Park: Tőserdő–Szikra–Alpári-rét, Körös–Maros Nemzeti Park: Körös-völgy, Csongrád-Nagyréti Természetvédelmi Terület, Kónyaszéki Természetvédelmi Terület) található. A fennmaradt természeti területek pontos dokumentálása élőhelytérképek segítségével országos feladat. A CORINE Élőhely-térképezés (CÉT) kertében 2001-ben elkészítettem Csongrád város környékének 1 : 50 000-es CLC-CÉT típusú élőhelytérképét. E térkép továbbgondolásaként egy tájtörténeti térképsorozatot készítettem régi térképek alapján, amely a táj változását mutatja be az elmúlt 200 év során a 18. század végétől napjainkig. A térképsorozaton láthatjuk többek közt a folyamszabályzás, a 19. század végi gabonakonjunktúra, a szocialista mezőgazdaság és a privatizáció természeti területekre gyakorolt hatását, az egyes élőhelyfoltok térbeli átrendeződését.

Kulcsszavak: élőhely-térképezés, tájökológia, tájtörténet, vizes élőhelyek

Bevezetés

A táj történetének feltárása földrajzi, biológiai és néprajzi szempontból egyaránt fontos. Magyarország ugyan még mindig értékes természeti területekkel bír, de a régi feljegyzések és térképek tanulmányozásából kiderül, hogy az elmúlt 200 év alatt mit vesztettünk már el. Az aktuális és történeti tájökológiai vizsgálatok számára napjainkban újabb igényt, de egyben kihívást is jelentenek az európai uniós csatlakozás igényei, a mezőgazdasági túltermelési válság, a szeszélyesebbé váló éghajlat és vízjárás, az emelkedő árvízi vízszintek és az egyre gyakrabban felmerülő élőhelyrekonstrukciós igények.

A növénytakaró a tájökológiai rendszerek szerves része. A vegetáció térképezése kezdetben egyenlő volt a cönológiai (növénytársulástani) térképezéssel, azaz a növénytársulások térképezésével. Az élőhelyek térképezése azonban lehetővé teszi például a gyakran nehezen azonosítható társulások, zavart növényzetű területek, települések, agrárélőhelyek, invazív fajokkal fertőzött területek térképezését is, azaz egy-egy táj komplex térképezését.

Jelenleg három főbb élőhelytérképezési kategóriarendszer létezik hazánkban. A felhasználó igénye és a térképezni kívánt terület nagysága (a térkép méretaránya) dönti el azt, hogy melyik kategóriarendszert célszerű alkalmazni.

Az m-ÁNÉR (módosított Általános Nemzeti Élőhelyosztályzási Rendszer, Molnár & Horváth 2000) az ÁNÉR (Fekete *et al.* 1997) továbbfejlesztett változata. A kategóriarendszer a természet oldaláról közelíti meg a vegetációt, de nemcsak a természetes és természetközeli, hanem a zavart gyepekre, erdőkre, agrár- és antropogén élőhelyekre is tartalmaz kategóriákat.

A CLC (CORINE Land Cover) kategóriarendszer (FÖMI 2000) és a CÉT-kategóriarendszer (CORINE Élőhelytérkép) (Molnár 2000) egymást egészíti ki. A CLC rendszerben a természetes és természetközeli élőhelyek kategóriái túl általánosak, a társadalmi igények, az emberi tájhasznosítás irányából közelít a tájhoz. A CÉT viszont önmagában csak természetes vagy féltermészetes élőhelyeket tartalmaz. A CÉT-kategóriarendszer általánosabb az m-ÁNÉR-nél, de finomabb a CLC-nél. A CLC és CÉT együtt használandó tájökológiai térképezésre úgy, hogy a természetes-féltermészetes élőhelyekre a CÉT, az antropo-agrár élőhelyekre CLC kategóriákat használunk.

Az m-ÁNÉR 1 : 25 000-es méretaránynál, a CLC- CÉT pedig 1 : 50 000-es méretaránytól 1 : 200 000-ig áttekintő térképek készítésére alkalmazható legjobban.

Módszerek

A történeti térképsorozat elkészítéséhez az általánosabb CLC- és CÉT-kategóriarendszerek együttes alkalmazása volt a legcélszerűbb, mert időben visszafelé egyre kevésbé áll rendelkezésre megbízható információ a vegetációról.

A történeti vegetációtérkép elkészítését régi térképek segítették: a 18. sz. végi térkép az első katonai felmérés (Magyar Királyi Térképészeti Intézet 1764–1787) és Vertics térképei, a 19. század közepi térkép Lányi (1845) és Friedrich (1858) alapján, a 19. század végét bemutató térkép pedig a harmadik katonai felmérés alapján készült (Magyar Királyi Térképészeti Intézet 1872–1887). A konkrét erdő-, illetve gyeptípusok megállapítását segítette Rónai (1974) felszíni üledékeket bemutató térképe. A szocialista mezőgazdaságot, a tsz-esítést közvetlen megelőző állapotokat az 1955-ös katonai térképek alapján jellemezhetjük. A szocialista mezőgazdaság és a privatizáció együttes hatását a 2000-es aktuális vegetációtérkép mutatja, ami saját terepbejárásomon, az 1 : 25 000-es Gauss–Krüger katonai topográfiai térképeken (1992), az Állami Erdészeti Szolgálat üzemtervein (1998*a*) és üzemtervi térképein (1998*b*) valamint SPOT-4 műholdfotó interpretáción (CNES 1998) alapul.

Eredmények

A csongrádi táj a folyamszabályzás előtt

A táj 18. század végi és 19. század közepi képe közt nem sok különbség van. A tájhasználat ezen időszak alatt nem változott jelentősen, legalább is nem annyira, hogy ez a tájon bármilyen jelentős nyomot hagyott volna. Ez talán a Habsburg Birodalom kereteibe betagozódott magyar gazdaság változatlanságával magyarázható.

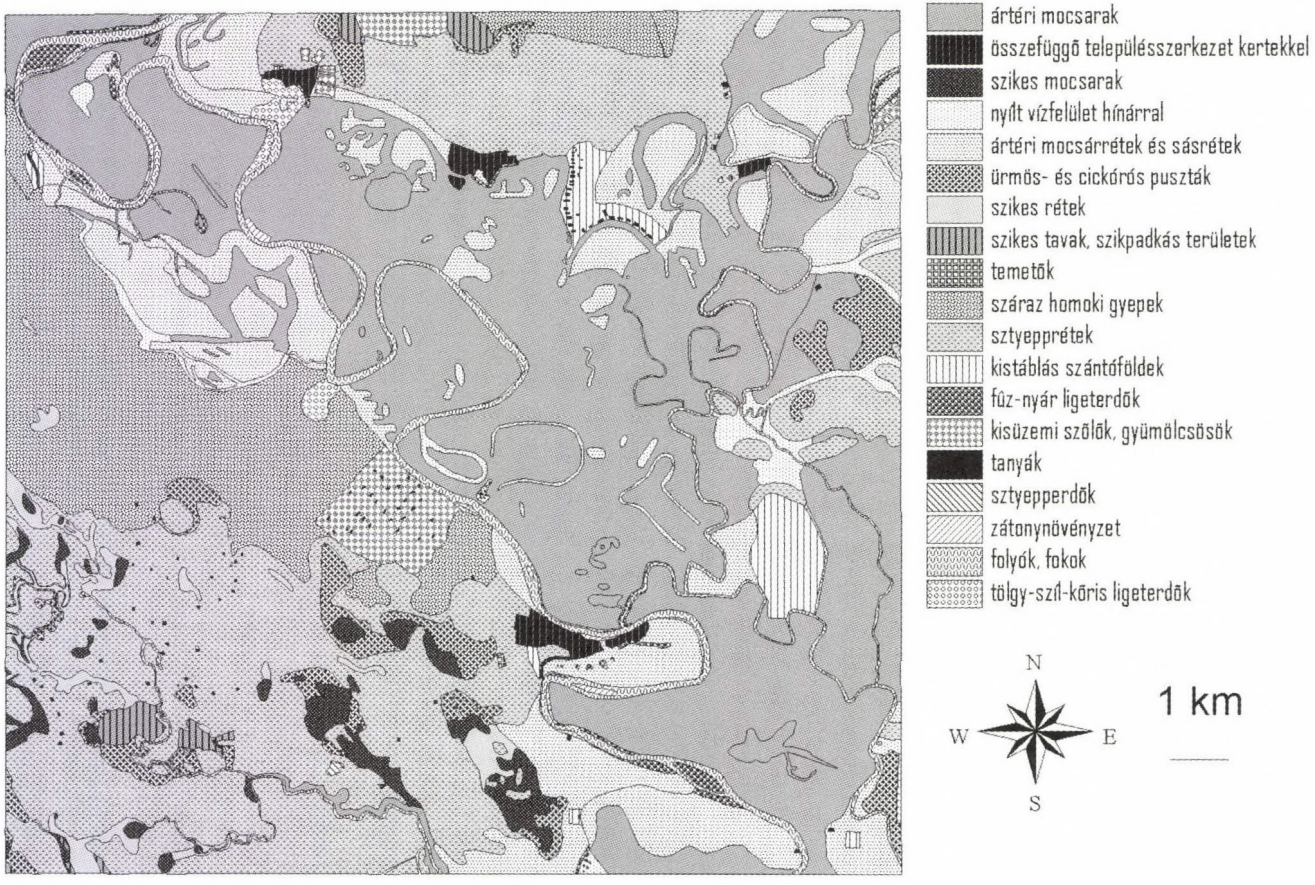
A 18. század végi rekonstruált vegetációtérképen látható, hogy a hidrogeográfiai helyzet gyökeresen különbözött a jelenkori állapotoktól, s emellett a táj és annak használata sokkal közelebb állt a természeteshez.

A Tisza és a Körös folyók szabadon kanyarogtak keresztülfolyva a jelenlegi holtágakon. A folyó szigeteket épített. A lassú folyású, lomhán kanyargó folyó kanyarulatainak belső oldalát szinte mindenhol zátonyok, homokpadok zátonynövényzete kísérte.

Több természetes módon lefűződött holtág létezett ekkoriban Bokros-pusztán és a Nagyrétben. Az allúvium medernyomait a helyi népnyelv laposoknak nevezi. A terjeszkedő szántóföldi művelés eltüntette gyakran még e formák nyomait is, ám belvizes években, mint pl. 1999-ben, újra megtelhetnek vízzel ezek a medernyomok újra felélesztve az egykori tiszai táj képét. Sövényházy (1896) összegezte a Csongrád környékén előforduló laposok neveit, amelyek egy részét Deák József (1978) azonosította, és térképen ábrázolta.

Az ártéren számos fokot is megfigyelhetünk. A természetes fok nem más, mint árvízi kapu, amelyen keresztül a mögötte húzódó ér és a főmeder közt vízcsere történhet. Fokok természetes úton háromféle módon jöhetnek létre. Leggyakrabban (1) lefűződő meanderekből (folyókanyarokból), amikor a meander felvízi része gyorsabban töltődik fel, s így az elkülönül a főmedertől, míg az alvízi résznél az egykori kanyarulat még az élő vízhez kapcsolódik (pl. Csiga-ér a Körösön). Egy másik foktípus (2) esetén az ártérről visszahúzódó víz lineáris eróziója vájja ki a fokot (Bokros-puszta). A (3) típus az, amikor egy nagyobb árvíz levonulását követő partfalszakadás alkalmával egy övzátonyon rés nyílik, s a mögöttes, mélyebb fekvésű területet elönti a víz (pl. Szajolnál). A fokok mesterségesek is lehetnek, amennyiben egy elhagyott meandert kapcsolnak mesterségesen az élő vízhez (Pitypál-fok).

A Körösszög területén mellékágak ágaztak ki a Körös folyó főmedréből (pl. a Kurca), amelyek a Körös árvizeit vezették le csökkentve az árvizek magasságát. Összességében a Nagyrét és a Körösszög egyetlen nagy belső deltát alkotott.



1. ábra. Csongrád város környéke a 18. század végén.

E kiterjedt mocsárvilág természetes növénytakarója feltehetően a Lányi által leírt „kákás" lehetett (tavi kákás (*Schoenoplectetum lacustris*) (laposok), virágkákás-lándzsás hídőr társulás (*Butomo-Alismatetum lanceolati*) vagy virágkákás (*Butomo-Alismatetum plantaginis-aquaticae*) (alacsony övzátonyok)). Az alacsony ártérből kiálló, árvízmentes kiemelkedéseket típusos alföldi mocsárrétek uralhatták, peremterületeiken magassásosokkal (feltehetően éles sásos (*Caricetum gracilis*)).

Az ártéren ebben az időszakban a fokgazdálkodás volt jellemző. A vízállásokat, vízfolyásokat halászták, a mocsarakat, mocsárréteket legeltették, a füzeseket csonkolták (kosárfonás), s a magas ártérre gyümölcsösöket telepítettek (Bellon 2000). Főleg magyar szürke marhával, juhokkal és bivallyal legeltettek (Sövényházy 1896).

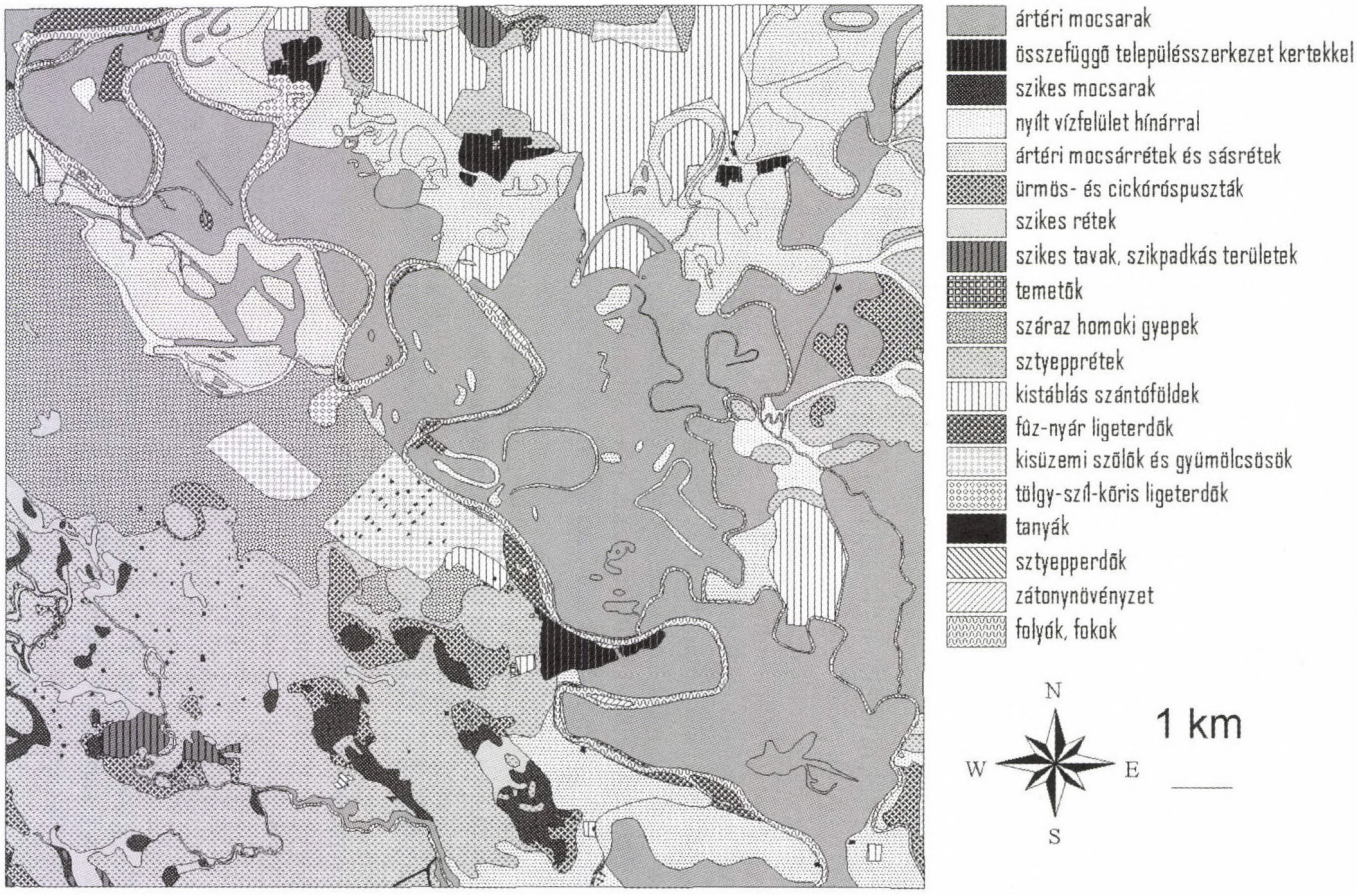
A Tisza és a Körös menti puhafaligetek (fűz-nyár ligeterdők (*Salicetum albae-fragilis*) kisebb kiterjedésűek voltak jelenlegi állapotukhoz képest. A legnagyobb erdők ebben az időszakban az Ellésparti Holt-Tisza felső fokánál, az Ugi-réten, a Kelem területén (Tiszaalpár közelében), és az Alsó-Serházzugnál voltak. Több, kisebb tiszai tölgy–kőris–szil liget (*Fraxino pannonicae-Ulmetum*) is létezett még ebben az időszakban a mai Alpári Holt-Tisza mentén, Tiszasastól délre, a csongrádi Erzsébet-erdőnél (legnagyobb folt) és a Györfösnél.

Az árvízmentes területeket óriási gyepek jellemezték. Száraz nyílt homoki gyepek a Pilis–Alpári-homokháton és a Tiszazugban, sztyepprétek a Tiszazug déli peremén, a Kiskunsági-löszösháton voltak dominánsak, míg a buckaközi mélyedések sziki vegetációval (szikes puszták, rétek, vakszikek, szikfokok) bírtak. Igazi ősi szikesek és szikes mocsarak a Csépai Fertőnél, a bokosi Kis- és Nagy-Sóstónál, Kónyaszéken voltak.

A löszösebb területeket valószínűleg néha felszánthatták. A szántók zöme a Dél-Tiszazugra, Csongrád város közvetlen nyugati határára és Magyartés infúziós löszhátjára korlátozódott. A Csongrádtól nyugatra elhelyezkedő térséget csak igen kevesen lakták még ekkoriban, ami az extenzív juh-, szarvasmarha- és lótartás színhelye volt.

Az 1600-as évek során a homoki erdők utolsó hírmondói is eltűntek a bokrosi Szőlőhegyről, helyüket homoki legelők foglalták el, amelyeket azonban túllegeltettek, ezért a homok mozgásba lendült. A 18. század végén ezért szőlőt telepítettek, létrehozván a csongrádi borvidék magját az Öregszőlőket. A Tiszazug futóhomokos területein, Csépától északra is telepítettek szőlőt nyílt homoki gyepek helyére.

A 19. század közepére a táj nem sokban változott. Eme 50 évre mindössze a bokrosi és a szelevényi Halesz szőleinek telepítése és a Dél-Tiszazug településkörnyéki sztyepprétjeinek felszántása esik.



2. ábra. Csongrád város környéke a 19. század közepén.

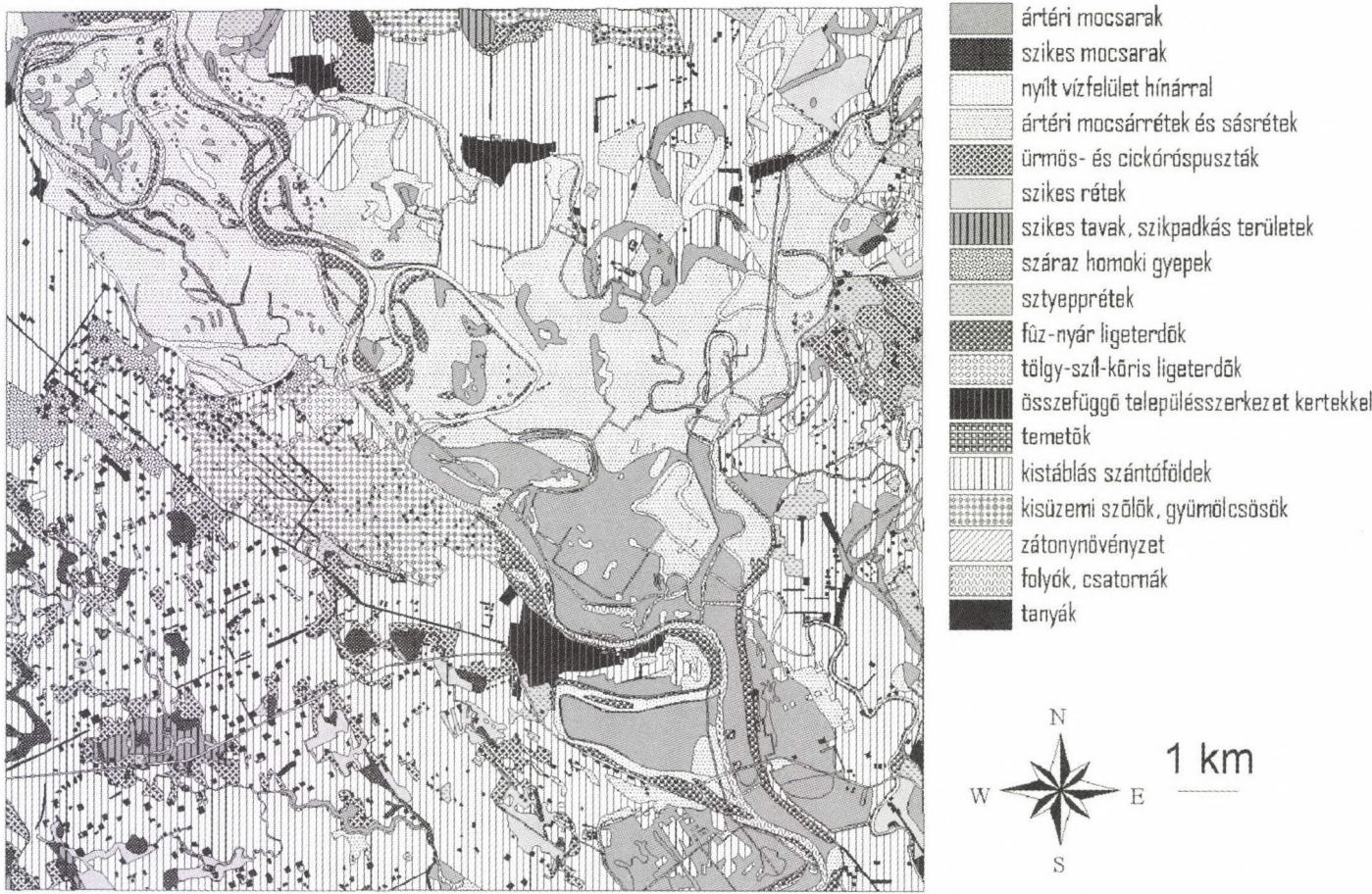
A csongrádi táj a 19. és a 20. sz. fordulóján

A csongrádi táj és az itt élő lakosság életében drámai változást hozott a folyamszabályozás. A folyamszabályozás alapjában változtatta meg a Tisza és a Körös hidrogeográfiai viszonyait. A folyamszabályozás során levágták a folyók jelentősebb kanyarjait gyorsítva az árvizek levonulását. A folyó mentén gátakat építettek, amik az árteret hullámtérre és mentett oldalra osztották. Innentől kezdve beszélünk mentett oldali és hullámtéri holtágakról. A gát építéséhez szükséges föld kitermelése során kubikgödrök keletkeztek, amelyeket árvízvédelmi céllal erdősítettek azért, hogy a gátat a hullámveréstől megvédjék. Az ilyen ún. kubikerdők rőzsét is szolgáltattak, botolták őket, fejesfa-üzemmóddal művelték. Egyes területek spontán erdősültek, fűz-nyár ligeterdők alakultak. E holtágak és a részben telepített, részben regenerálódott fűz-nyár ligeterdők lettek menedékhelyei a régi vízi világnak.

A gát, ha agyagos, vályogos anyagból épült, akkor mocsárrétek, ha löszös anyagból, akkor löszsztyepprétek fajainak menedékhelye lett. Érdekes mikroklimatikus adottságainak köszönhetően (kiemelkedés, ugyanakkor ködzuggal is bír) eltérő igényű fajok túlélését biztosította. Jellemző példa a Csongrád környéki gátakon a kontinentális sztyeppfajnak minősített, védett réti iszalag (*Clematis integrifolia*) és a boreális északi galaj (*Galium boreale*) együttes előfordulása.

A vízrajzi viszonyok átalakítása az ártéri élőhelytípusok, tájhasználati formák átalakulását hozta, ami sok faj kipusztulásához vezetett. Az 1830-as évekhez képest a halmennyiség drasztikus csökkenését is tapasztalták az itteni halászok.

A Sövényházy (1896) által leírt fajok közül az egész országból kipusztult a rózsás gödény (*Pelecanus onocratus*). A 20. század jelentős részében kipusztultnak tekinthető halászsas (*Pandion haliaëtus*) első állomány e terület közelébe, Cserebökényre települt vissza (Bod). A batla (*Plegadis falcinellus*) azonban térségünkből teljesen kipusztult. A haris (*Crex crex*) szintén kipusztult vidékünkről, de a 2000-es belvíz idején egy évig ideiglenesen visszatelepült. A pólingok (*Numenius* sp.), a lilék (*Charadrius* sp.), a daru (*Grus grus*), a havasi partfutó (*Calidris alpina*), a sárszalonka (*Gallinago gallinago*), a lúdfélék (*Anser* sp.) már csak átvonulók. A múlt században gyakoribb réti sas (*Haliaëtus albicilla*) ma csak téli vendég. A kormorán (*Phalacrocorax carbo*), a különféle réce- (*Anas* sp.), vöcsök- (pl. kis (*Podiceps ruficollis*), búbos (*P. cristatus*)), gémfajok (pl. törpe (*Ixobrychus minutus*), üstökös (*Ardeola ralloides*), szürke (*Ardea cinerea*), vörös gém (*A. purpurea*), bakcsó (*Nycticorax nycticorax*), kis (*Egretta garzetta*) és nagy kócsag (*E. alba*), bölömbika (*Botaurus stellaris*))- és gólyafajok (fehér (*Ciconia ciconia*) és fekete gólya (*C. nigra*)), a kanalasgém (*Platalea leucorodia*), a bíbic (*Vanellus vanellus*), a vízityúk (*Gallinula chloropus*), a szárcsa (*Fulica atra*) viszont megmaradtak a területen. Kiemelendő a Csongrád-Nagyréti Természetvédelmi Terüle-



3. ábra. Csongrád város környéke a 19. század végén.

ten a fekete gólya költése (2 pár). A vidra (*Lutra lutra*) azonban megritkult. A megmaradt fajok azonban, így is nagy fajgazdagságról tanúskodnak: a Köröszugban pl. 124 védett fajt figyeltem meg, amelyből 90 madár, s közülük is 17 fokozottan védett.

Az árterek felszántása, kiszárítása nem ment gyorsan. E folyamat leggyorsabb, legdrasztikusabb a Körösszögben volt, ahol másodlagos szikesedés is történt, míg a Köröszug és a bokros–alpári ártéri öblözet területén továbbra is meghatározó maradt az extenzív állattenyésztés.

A Csongrádtól nyugatra elhelyezkedő területeken a szikesedő mélyedések kivételével az összes termékeny talajú löszös részt felszántották. Ezzel párhuzamosan jelentősen nőtt a tanyák száma. Sztyepprétek csak a szikes mélyedésekbe ékelt szigetszerű kiemelkedéseken maradtak meg (pl. Kónyaszék), de sok helyen e löszös hátakat is felszántották. A gyepterületek csaknem jelenlegi kiterjedésükre zsugorodtak, határaik az elmúlt 100 év alatt keveset változtak.

A bokrosi Szőlőhegyen a 19. század végére kialakult a Bokros és Csongrád közti összefüggő borvidék. A száraz homoki gyepek Bokros északnyugati határára szorultak vissza.

Csongrád környéke az 1950-es években

A 20. század közepére nemcsak a mentett oldali ártér, hanem a hullámtér jelentős része is művelés alá került. A természetes vegetáció jelentősebb elpusztulása így a 20. század első felében történt meg. A hullámtéren a folyópartig lenyúló szántók mellett gyümölcsösök is voltak különösen a Tisza mentén. A hullámtéri mocsárrétek leginkább a Körös mentén és a Tisza szentesi szakaszánál maradtak fenn. A fűz-nyár ligeterdők kiterjedése valamelyest nőtt elsősorban a kubikgödrök mentén, valamint a folyópartokon (hajóvontatás megszűnése). A tölgy–szil–kőris ligeterdők a györfösi állománytól eltekintve eltűntek a területről.

Az ártér mentett oldali része megjelenésében hasonult a többi Csongrád környéki agrártájhoz, a „rétek" elvesztették rét jellegüket: a tájat gyümölcsösökkel körülvett tanyák és kistáblás mozaikok jellemezték, de a szocialista mezőgazdaság hatására a nagytáblás szántóföldek is megjelentek (Magyartés). A szocialista mezőgazdaság jegyében a szelevényi Tó-köze öblözetben és a magyartési Csárdáson még rizsföldeket is létesítettek (mára felszámolták őket). Az egykori árterület gyepei csak Bokros-pusztánál, Kistőkénél maradtak meg, amelyek jelentős része másodlagosan szikesedett.

A csongrádi táj 2000-ben

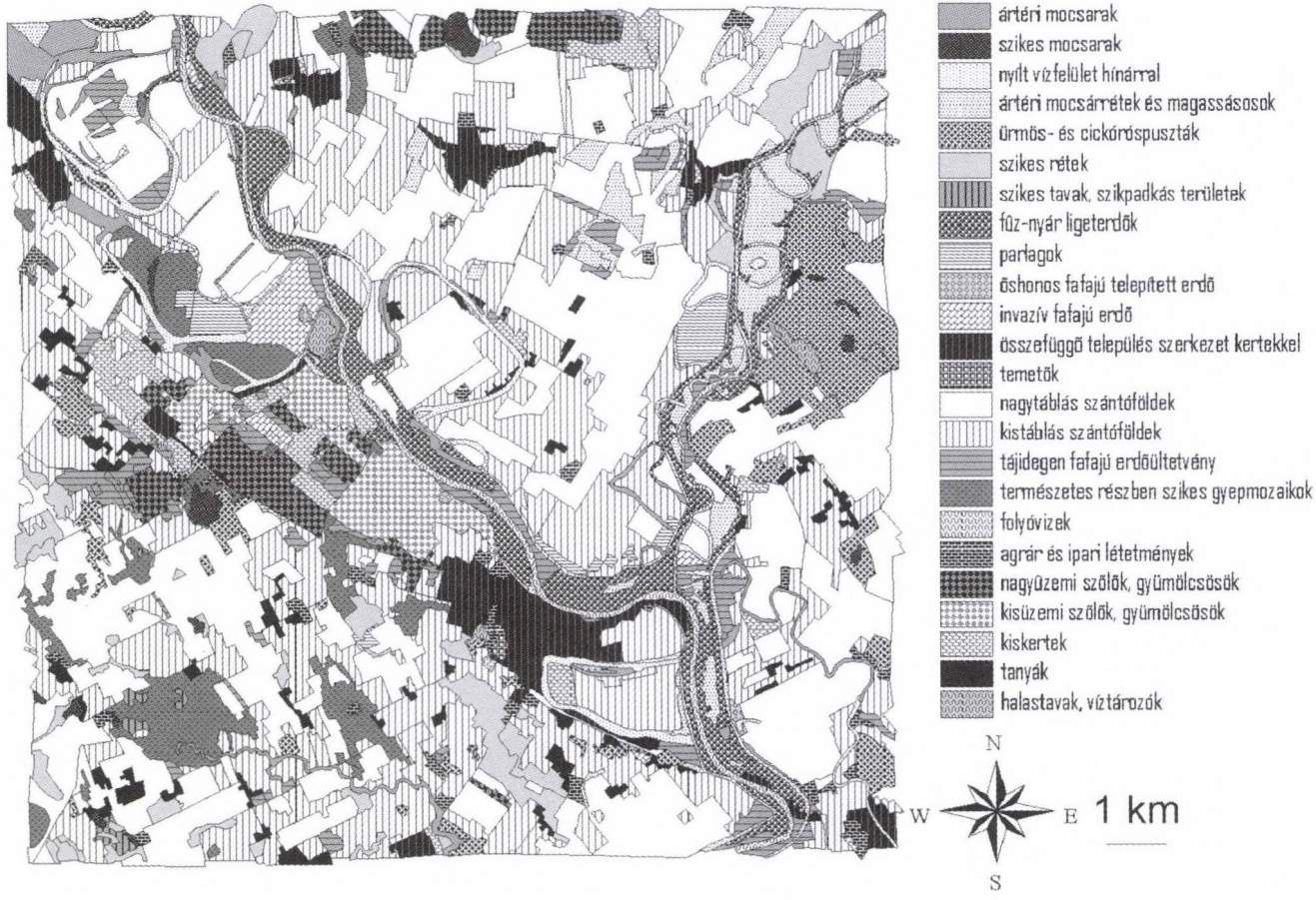
A jelenlegi állapotok felmérését már a szerző végezte el topográfiai, erdészeti üzemtervi térképek és műholdfotók értékelésével, amit jelentős terepi munka is kiegészített. A 2000-es állapotok egyszerre mutatják a szocialista mezőgazdaság és a privatizáció hatásait, amely elsősorban a kis- és nagytáblás szántóföldek, gyümölcsösök, szőlők arányaiban jelentkezik. A szocialista mező- és erdőgazdálkodás számos „új élőhelytípust" adott a tájnak. Ezek kis diverzitásúak, tájidegenek, nem szolgálják teljes mértékig az őshonos vegetáció túlélését, sőt annak ellenségei.

Az iparszerű termelési módszerek bevezetésével a szocializmus évtizedei alatt a meglévő szántókat és gyümölcsösöket monokultúrákká alakították, s mára már e területek képezik az Alföld alapmátrixát. Ezzel párhuzamosan újabb nagytáblás gyümölcsös- és szőlőtelepítések is zajlottak.

Az elmúlt 50 évben a hullámtér az erdőgazdálkodás színtere lett. A hullámtéri szántókat, gyümölcsösöket felhagyták. Az értékes fajták miatt viszont elhibázott volt az ártéri „dzsungelgyümölcsösök" kivágása. A hullámtéri erdőtelepítésekben Csongrád környékén az őshonos fafajok aránya ugyan jelentősebb az országos átlaghoz képest, de foltokban végig a két folyó mentén tájidegen nemes nyárasokat is telepítettek. A fűz-nyár ligeterdők egy része természetes sarjeredetű. Elléspartnál tölgy–szil–kőris ligeterdő rekonstrukciója is történt, de az erdőbe csak a kocsányos tölgyet ültették, aljnövényzete igen szegényes. A privatizáció idején a Körös-zugban a Környezet- és Természetvédők Csongrád Városi Egyesületének sikerült több fűz-nyár ligeterdőt megmenteni a véghasználattól.

A hullámtéri mocsárrétek a területen főleg a Körös mentén maradtak meg. Ezeket nemcsak a nemes nyárassal való betelepítés, hanem az új, agresszív, behurcolt gyomfafajok, mint a gyalogakác (*Amorpha fruticosa*), amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*), zöld juhar (*Acer negundo*) terjeszkedése is veszélyezteti, amelyek ma a hullámtér legnagyobb természetvédelmi problémáját jelentik. E fajok akadályozzák a fűz-nyár ligeterdők természetes felújulását is. A mentett oldalon Bokros-pusztán találunk még mocsárréteket, de ezek szikesednek, degradálódnak (gyalogakácosodás, csillagpázsitosodás). A területet juhokkal és szarvasmarhákkal legeltetik, ám az állatállomány jelentősen megcsappant (ez is hozzájárulhatott a gyalogakác elterjedéséhez). A Nagyrét óparlagjai azonban mocsárrétekhez közeli állapotot értek el, de sajnos a privatizáció idején a szarvasmarha-legeltetés megszűnése e gyepek jó részének feltöréséhez vezetett.

Drasztikusan visszaszorultak az ártéri mocsarak. A legveszélyeztetettebb helyzetben talán a virágkákás-lándzsás hídőr társulás (*Butomo-Alismatetum lanceolati*) (Elléspart, Ugi-rét), a tavi harmatkásás (*Glycerietum maximae*) (Mámai-rét felső fok, rázsonyi Holt-Körös, bokrosi holtágak) és a tavi kákás (*Schoenoplec-*



4. ábra. Csongrád város környéke 2000-ben.

tetum lacustris) (Karabata-tó, Takács-rét, Kelem) van. A nádasok és a gyékényesek a holtágak partján maradtak meg leginkább. A Csongrád-Nagyréti Természetvédelmi Terület Nagy-Gombás nevű hullámtéri holtágának parti zonációjában egy eddig ismeretlen növénytársulást találtam meg: az általam virágkákás-zsiókásnak elnevezett társulás egy hullámtéri nem szikes zsiókás asszociáció: a cönológiai felvétel alapján a vegetáció 80%-ban zsiókával (*Bolboschoenus maritimus*), 5%-ban virágkákával (*Butomus umbellatus*) borított, mellettük ártéri mocsári fajok vannak jelen (pl. közönséges lizinka (*Lysimachia vulgaris*), fekete nadálytő (*Symphytum officinale*).

A különféle hínártársulásoknak szintén a holtágak biztosítanak refúgiumot. A védett fajok dominálta társulások közül a tündérrózsa-vizitök hínár (*Nymphaeetum albo-lutae*) az Alpári Holt-Tiszában, a tündérfátyolos (*Nymphoidetum peltatae*) a bokros-pusztai Téfölösben, a sulymos (*Trapetum natantis*) Bokros-puszta holtágaiban és a Köröszug holtágaiban, valamint a Körös hullámtéri holtágaiban, a vízipáfrány-társulás (*Salvinio-Spirodeletum*) a Nagy-Gombásban és a Szakadásban, esetenként Bokros-pusztán vagy a Tisza menti kubikgödrökben fordul elő.

Különösen a homoki területeken, Bokros környékén telepítettek akácosokat, erdei- és feketefenyveseket, nemes nyárasokat, illetve különböző tűlevelűekkel elegyített lomboserdő-ültetvényeket. Ezek ugyan hozzájárultak az erdősültség növekedéséhez, de a jövőben kívánatos lenne őshonos fafajokat ültetni (kocsányos tölgy, fehér nyár).

Értékelés

Az aktuális térkép természeti területeit kiemelve leolvashatjuk, hogy a Tisza, a Körös és a Vidre-ér és a hozzá kapcsolódó szikfokrendszer a terület legfontosabb zöldfolyosói. A Tisza és a Körös hullámtéri erdőket, gyepeket, holtágakat, míg a faágszerűen szétágazó Vidre-ér és szikfokrendszere szikes pusztákat, szikes mocsarakat fűz fel. Ezek azok a magterületek, amelyeket érdemes lehet természetvédelmi oltalom alá helyezni. A térkép segítheti az ökológiai hálózatok kijelölését.

A fent bemutatott tájtörténeti leírás kiindulópont lehet a jövőbeni fenntartható tájhasználat megvalósításához, rádöbbenthet bennünket arra, hogy mi mindent vesztettünk már el, de arra is, hogy milyen sok megóvni való értékkel büszkélkedhet a Csongrád környéki táj.

Irodalomjegyzék

Állami Erdészeti Szolgálat (1998*a*): *Erdészeti üzemtervi térképek*. Méretarány: 1 : 20 000. – Szeged.

Állami Erdészeti Szolgálat (1998*b*): *Kistelek-Sándorfalvi körzet erdészeti üzemterve*. Méretarány: 1 : 20 000. – Szeged.
Bellon, T. (2000): *Életmód a Tiszatájon (történeti-néprajzi vázlat)*. – Kézirat.
CNES (1998): SPOT4-műholdfelvételek. – MTA–ÖBKI, Vácrátót.
Deák, J. (1978): *Csongrád város bel- és külterületének nevei*. – Kézirat.
Fekete, G., Molnár, Zs. & Horváth, F. (szerk.) (1997): Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (II.): Magyarországi élőhelyek. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 374 pp.
FÖMI, Földmérési és Távérzékelési Intézet (2000): *CORINE Felszínborítás CLC50 nomenklatúra 1.4*. – Kézirat.
Friedrich, B. (1858): Situations Plan des rechtuferigen Kilenczes-Felgyőer Consortiums in der Csongradiner Ufen Theiss-Fluss-Section. 1 : 57 000. – K.K. Sectiones Ingenieurum, Szeged.
Lányi, S. (1845): A Tisza folyó és árhatárának térképe Tettes Nemes Heves Vármegyében. –In: Sugár, I. (1989): *A Közép-Tiszavidék két kéziratos térképe*. Dobó István Vármúzeum, Eger.
Magyar Honvédség (1992): Katonai térképek (L 34–41-a, b, c, d). Méretarány: 1 : 25 000. – Tóth Ágoston Térképészeti Intézet, Budapest.
Magyar Királyi Térképészeti Intézet (1764–1787): Első katonai felmérés térképei. Méretarány: 1 : 28 000. – Hadtörténeti Múzeum Térképtára, Budapest.
Magyar Királyi Térképészeti Intézet (1872–1887): Harmadik katonai felmérés térképei Méretarány: 1 : 75 000. – Hadtörténeti Múzeum Térképtára, Budapest
Molnár, Zs. (2000): A CORINE Élőhelytérkép jelkulcsa. – Kézirat. MTA ÖBKI, Vácrátót.
Molnár, Zs. & Horváth, F. (2000): m-ÁNÉR élőhelylista. – *Gólyahír* **3**(13): 8–10.
Rónai, A. (1974): Surface geology map, scale 1 : 200.000. – In: Rónai (szerk.): *Geological map of the Great Hungarian Plain*. – Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest, p. 2.
Sövényházy, A. (1896): Adatok Csongrád monographiájához. – *Csongrádi Állami Polgári Fiúiskola Évkönyve*, Csongrád, pp. 1–17.
Vertics, S. (XVIII. század vége): Tiszán inneni részeken lévő Károlyi birtokok térképe. Méretarány: 1 : 14 000. – Szentesi Levéltár, Szentes.

Actual and landscape historical biotop-mapping around Csongrád

Deák, Á. J.

Department of Climatology and Landscape Ecology, University of Szeged
H-6722 Szeged, Egyetem u. 2, Hungary

Abstract: Csongrád and its surroundings lay at the meeting point of landscapes with different features (South-Tisza Valley, Pilis–Alpár Sandlands, Kiskunság Loess-lands, Köröszug, Körösszög), so it has several typical biotopes of the Great Hungarian Plain. The studied area contains 4 nature reserves: Kiskunság National Park: Tőserdő–Szikra–Alpári-rét, Körös–Maros National Park: Körös Valley, Csongrád-Nagyréti Nature Reserve, Kónyaszék Nature Reserve. I created a 1 : 50,000 actual and historical biotope map-series according to the CORINE system with the help of old maps, satellite images, local researches, which show the change of the biotopes of the landscape during the last 200 years.

Key words: actual and historical biotope-mapping, landscape ecology, wetlands

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 107–116, 2004

A debreceni Nagyerdő növényzeti arculatának vizsgálata

Török Péter és Tóthmérész Béla

Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék
4010 Debrecen, Pf. 71, E-mail: edulis@freemail.hu, tothmerb@delfin.klte.hu

Összefoglaló: 2001 nyarán három eltérő intenzitású és minőségű emberi zavarástól terhelt mintaterületen készítettünk klasszikus cönológiai felvételeket (városi park, városközeli erdő, természetközeli erdő). Az egyes mintaterületek növényzete a fajösszetétel és a borítás adatok alapján is jól elkülönült sokváltozós módszerekkel. Meghatároztuk a területek életformaspektrumát, Borhidi-féle szociális magatartástípus eloszlását, számítottuk a nitrogénigény és a relatív talajnedvesség ökológiai indikátor értékeinek kvázi-átlagát és mediánját. Megállapítottuk, hogy az invázív, tájidegen fajok részaránya egyenesen arányos, míg a relatív talajnedvesség és a nitrogénigény fordítottan arányos a bolygatottság mértékével. Eredményeink azt mutatják, hogy a növényzet heterogenitása a zavarás nagyságával nő.

Kulcsszavak: Braun-Blanquet-féle cönológiai felvétel, életformaspektrum, ordináció, szociális magatartástípusok, urbanizáció hatása

Bevezetés és irodalmi áttekintés

Alföldi erdőállományaink jelentős hányada emberi települések közvetlen közelében helyezkedik el. Az urbanizáció, a városok, falvak közelségéből adódó zavarások, a nem természetszerű erdőgazdálkodás, illetve a közvetve az ember által előidézett, abiotikus változások mind hozzájárulnak az eredetileg természetközeli erdőállományok struktúrájának, fajkészletének reverzibilis vagy irreverzibilis átalakulásához.

Debrecen és a Nagyerdő flórájával már régóta foglalkoznak. A legkorábbi Debrecenhez kötődő botanikai írások szerzői, úgymint Méliusz-Juhász Péter („Herbárivm Az Faknac Fvveknec nevekről, természetekről és hasznairól" 1578), Csapó József („Új füves és virágos magyar Kert" 1775), Diószegi és Fazekas („Magyar Füvészkönyv" 1807) nem tekinthettek el Debrecen flórájának ismeretétől. Azonban Méliusz munkájának célja nem a flóra és a vegetáció ismerete volt, hanem ahogyan Máthé és Soó (1940) fogalmaz: „Debrecen lánglelkű püspöke életét emésztő harcai közepette időt, s kedvet talált arra, hogy az egyszerű magyar nép testének is adjon gyógyító útmutatót".

Az első tudományos igényű felsorolások Rapaics (1913, 1916), illetve Tamássy (1927) tollából származnak. Bár Kitaibeltől (1796, 1803, 1815) kezdve

Hazslinszky (1842–43), Janka (1864–72), Simonkai (1871), Bernátsky (1900–01), Hayek (1906, 1916), Thaisz (1907) és Tuzson (1915) kutatott e területen, ennek egészen Tamássyig még nincs nyoma. Ő (Tamássy 1927) készítette el az oly régóta áhított szintézist, megírta „Hajdúvármegye és Debrecen sz. kir. Város növényzete" című munkáját, amelyben az itt előforduló növényfajok rövid, közlésszerű megjegyzésekkel tűzdelt felsorolását adja közre. Rapaics (1916) összesen 821, míg Tamássy (1927) már 955 fajt nevez meg Hajdú megye területéről, sok helyütt utalásokkal a nagyerdei előfordulásokra.

Az egyetemi Növénytani Intézet (1927) megalakulása jelentette a florisztikai és cönológiai kutatások fellendülését (Soó 1932*a*, 1932*b*, 1934, 1936, 1937, Máthé & Soó 1940, Máthé 1934). Nagyon fontos Soó 1937-es munkája, amelyben a Nagyerdőben készített 13 cönológiai felvétel tabellája is szerepel. Nem figyelmen kívül hagyható Boros (1933) munkája sem. Mindezidáig kevés – a terület gomba-, moha- és zuzmóflórájával, illetve epiphyta vegetációjával foglalkozó munka látott napvilágot, itt csupán Felföldy (1941) és Ubrizsy (1943) egy-egy megjelent írását emelném ki.

A háborút követően az általunk feldolgozott irodalmak alapján Fintha (1974), Jakucs (1989), Papp (1989), Nagy & Nagy (1981), Bartha (1992) és Matus *et al.* (2000) cikkeit és közleményeit említjük. Munkánkra inspirálólag hatottak Horánszky (1998) és Borhidi (1999) cikkei, melyek többek között rámutattak e terület növényzeti összetételének, természeti állapotának hiányzó kritikai értékű feldolgozására.

Módszerek

2001 nyarán három, különböző intenzitású és minőségű emberi zavarásoktól terhelt mintaterületen végeztünk mintavételt. Az 1. terület a Debreceni Egyetem Főépületétől DK-re fekvő gondozott park mintegy 38–40 ha területű tömbje, amelyet 1860-ban a Nagyerdő területéből alakítottak ki, így magán viseli az eredeti növényzet egynémely sajátságát. A területen rendszeres parkrendezés folyik. A 2. terület (városközeli erdő) a debreceni tüdőklinika mögött elhelyezkedő erdőrészleteket foglalja magában. A 3. területet (természetközeli erdő) a városközponttól mintegy 3–4 km-re található természetközeli erdőrészletek alkotják. Ez a vizsgálati hely védett terület, ezért a területen csak korlátozott erdészeti gazdálkodás folyhat.

A kvantitatív elemzésekhez mindegyik mintaterületen 20 darab 10 m × 10 m-es kvadrátban becsültük a növényfajok százalékos borítását. A borítás becslése szintenként történt. A növényfajok meghatározása során a Magyarországi edényes flóra határozójának 1. kiadását vettük alapul (Simon 1992). Meghatároztuk az egyes

mintaterületek borítással súlyozott életformaspektrumát, illetve a Borhidi-féle szociális magatartástípus spektrumát. A Borhidi-féle WB és NB értékeket (Borhidi 1993) az aljnövényzet alapján borítás arányosan számítottuk (Bartha 1995), figyelembe véve a lombkorona- és cserjeszintben található fajok magoncait is.

A vizsgált élőhelyek növényzetének hasonlóságát az ordinációhoz a súlyozott bináris különbözőséggel jellemeztük (Tóthmérész 1996*a*) prezencia-abszencia adatok esetén és a Bray-Curtis különbözőséget használtuk a borítás adatok feldolgozásakor. A hasonlósági-különbözőségi struktúrát nem-metrikus sokdimenziós skálázással (MDS) jelenítettük meg a NuCoSA programcsomag segítségével (Tóthmérész 1996*b*). A vizsgált területek növényzetének hasonlóságát a kapcsoltsági aránnyal (Sokal–Michener-féle hasonlóság) is kiszámoltuk, mivel ebben az esetben a százalékos hasonlóság értéke közvetlen biológiai interpretációval rendelkezik (az összehasonlított minták közös fajainak és egyaránt hiányzó fajainak aránya a teljes fajszámhoz).

Eredmények és megvitatásuk

Vizsgálati mintaterületeink a nyírségi gyöngyvirágos tölgyes társulásba (*Convallario-Quercetum roboris* Soó (1939), 1957) tartoznak. A társulásra jellemző, hogy a lombkoronaszintben a *Quercus robur* dominál, kísérő fajként megjelenik a *Pyrus pyraster*, *Ulmus minor*, *Acer campestre*, *Populus tremula*, *Tilia tomentosa*, *Betula pendula*. A cserjeszintben gyakori a *Crataegus monogyna*, a *Cornus sanguinea*, *Ligustrum vulgare*, *Prunus spinosa*, *Euonymus europaeus* és a *Sambucus nigra*. A gyepszint jellemző fajai a *Convallaria majalis*, a *Polygonatum latifolium*, a Nyírségben pl. a *Geranium phaeum*, a *Bromus ramosus*, *Cephalaria pilosa* és a *Stellaria holostea* (Borhidi 2003).

A városi parkban 4 szintet különítettünk el: felső- és alsó lombkoronaszintet, cserjeszintet és gyepszintet (továbbiakban A1, A2, B és C), melyet az alábbi magassági és borítási értékek jellemeztek: A1 szint 19–24 m és 60%, A2 szint 14–18 m és 7%, B szint 1,2–12 m és 60%, illetve C szint 0,25–1,5 m és 70%. Az A1 szint domináns faja a *Quercus robur* (41%) volt. Mellette megfigyelhettük még: *Fraxinus excelsior* (3%), *Taxodium distichum* (3%), *Tilia tomentosa* (2%) és *Pyrus pyraster* (1,7%). Az A2 szintben *Quercus robur* (2%) és *Ulmus minor* (2%) dominált. A B szintben nagy borítással a *Celtis occidentalis* (22%) és az *Acer platanoides* (11%) fordult elő. Számos beültetett cserje (pl. *Hibiscus syriacus*, *Lonicera* sp., *Euonymus* sp.) képviseltette magát a vegetációban. A C szint meghatározó lágyszárú fajai voltak (legalább 2%): *Geum urbanum* (7,1%), *Impatiens parviflora*

(6,9%), *Brachypodium sylvaticum* (4,4%), *Bromus sterilis* (3,3%), *Chelidonium majus* (2,9%).

A városközeli élőhelyen a szintezettség a következőképpen alakult: A1 szint 20–24 m és 65%, A2 szint 12–18 m és 38%, B szint 1–10 m és 74%, C szint 0,15–1 m és 60%. Az A1 szint domináns fajai a *Quercus robur* (32%), a *Robinia pseudo-acacia* (22%) és a *Cerasus avium* (10%) voltak. Az A2 szintben az uralkodó faj az *Acer campestre* (21%) volt, mellette *Robinia pseudo-acacia* (7,8%), *Corylus avellana* (5,6%) és *Acer tataricum* (1,4%) fordult még elő jelentősebb borítással. A B szintben a lombkoronaszint domináns fajai: *Corylus avellana* (17%), *Acer campestre* (11%), *Robinia pseudo-acacia* (6%) mellett *Padus serotina* (23,7%) és *Sambucus nigra* (5%) fordult elő. A C szintben frekvens lágyszárú volt a *Impatiens parviflora* (19%), *Hedera helix* (15%), *Chelidonium majus* (5%), *Convallaria majalis* (3%) és a *Polygonatum latifolium* (2,6%).

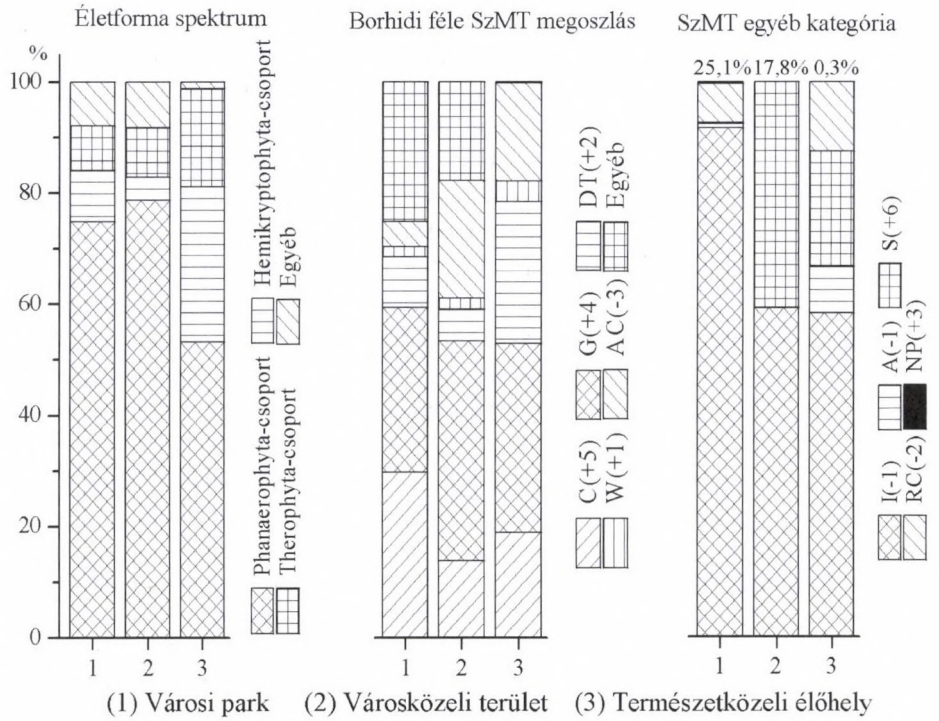
A várostól távoli élőhelyen: A1 szint 20–26 m és 52%, A2 szint 11–18 m és 38%, B szint 2–6 m és 22% és C szint 0,3–1,6 m és 80%. Az A1 szint fajai voltak: *Quercus robur* (22%), *Acer campestre* (11,5%), *Tilia tomentosa* (10%), *Ulmus minor* (2%). A második szintben az *Acer campestre* (23%), a *Tilia tomentosa* (9,5%), illetve az *Ulmus minor* (1%) mellett a *Robinia pseudo-acacia* (5%) is megjelent. A cserjeszintben (B) domináltak a lombkoronaszint fajai és ezek mellett a *Crataegus monogyna* (10%) és a *Sambucus nigra* (3,5%). A C szintben a leggyakoribb volt az *Urtica dioica* (35%) és az *Impatiens parviflora* (28%), ezek mellett a *Chelidonium majus* (7%), *Viola hirta* (5%), *Chaerophyllum temulum* (4%), *Geranium robertianum* (3,5%), *Brachypodium sylvaticum* (3%), *Bromus ramosus* (3%) és *Galeopsis pubescens* (2,5%) fordult elő.

Az életformaspektrum felosztásánál négy csoportot képeztünk (1. ábra). A fásszárúakat, mérettartománytól függetlenül a Phanerophyta-csoportba soroltuk. A Therophyta-csoport a therophytak és hemitherophytak összevonásával keletkezett. A Hemikryptophyta-csoportba csak a hemikryptophytakat soroltuk, míg a többi életformából egy egyéb kategóriát hoztunk létre. Az utóbbi kategória kialakítását az a tény indokolta, hogy az első három csoportba, mindhárom területnél a spektrum több mint 90%-a esett, és az egyéb tartományon belül egyik életforma részaránya sem haladta meg az 5%-ot.

A Phanerophyta-csoport részaránya az 1. és 2. mintaterületen jóval magasabb volt (1: 74,8%, 2: 78,71%), mint a várostól legtávolabbi 3. területen (53,2%). A csoport összfajszáma a városi parkban adódott a legmagasabbnak (54 faj), míg a várostól távolodva a fajszám csökkent (rendre 30 és 15 faj). A lombkoronaszintet alkotó fajok száma a parkban a legmagasabb (22 faj), a külső területeken hasonló (rendre 12 és 11 faj). A cserjeszint fajgazdagsága a várostól távolodva csökken (32, 18 és 4 faj). Ennek oka feltehetően az eltérő kezelésben keresendő. Míg a park

területén a magas fásszárú arányt a viszonylag sok, beültetett, kis és közepes részesedésű cserje és fa, illetve a *Celtis occidentalis* magas borítása (13,9%) eredményezi, addig a városhoz közeli élőhelyen két gazdaságilag fontos fafaj, a *Robinia pseudo-acacia* (13,9%) és a *Padus serotina* (10,1%) magas részaránya okozza. A tájidegen fásszárúak aránya a parkban a legmagasabb és a várostól távolodva egyre csökken az arányuk.

A Therophyta-csoport részesedése a feltételezett természetességi gradiens mentén növekszik (rendre 8%, 8,8% és 17,6%). Az *Impatiens parviflora* részesedése rendre 2,9%, 7,2% és 11,56%. A borítás növekedésének több oka is lehet. Mivel a legkülső mintaterület esik legközelebb az első jelzett előforduláshoz (Tamássy 1927 és Soó 1934), ezért – ha a terjedés egyenletes volt – akkor ezt a területet érte el legelőször a faj. Egyrészt az eredmények lehetnek esetlegesek is, hiszen az egyévesek állományait igen erős belső fluktuáció jellemzi, még egyazon termőhelyen két különböző évben is nagyok lehetnek az egyedszám- és denzitásbeli különbségek. A tapasztalt eltérések vízgazdálkodásbeli különbségekre, eltérő kezelésekre is utalhatnak, ezért ezek az eredmények fenntartásokkal kezelendők.



1. ábra. Borítással súlyozott Raunkier-féle életformaspektrum és a Borhidi-féle szociális magatartástípus spektrum (SzMT).

A Hemikryptophyta-csoport esetében különösen markáns különbség figyelhető meg az 1–2., illetve a harmadik terület között (8 és 4,2, illetve 28%). Ennek oka a harmadik területen tapasztalt igen magas *Urtica dioica* részarány (14,5% az összborításhoz képest, 31,2%-os a részesedése a lágyszárú borításban).

Meghatároztuk a Borhidi-féle WB és NB értékeket az aljnövényzet alapján. (1) Ezzel kizárhattuk a mesterséges telepítésből származó hibát. (2) A fásszárúak esetében mindhárom területen számos olyan faj volt, amelyhez nem tartozott ökológiai mutatószám, míg a lágyszárúak esetében ez csak egy területen fordult elő, csekély részesedéssel. (3) Az aljnövényzet általában magas egyedszámmal reprezentált, ezért egyetlen egyed súlya a borítás arányában jóval kisebb, mint a fásszárúaknál, így jobban jellemzik a termőhely átlagparamétereit.

A nitrogénigény mértéke (NB) a városi parkban és a városközeli erdőben nem különbözött jelentősen. A természetközeli élőhelyen ez az érték magasabb volt, mint a két másik területen. A vízellátottság mértéke (WB) a természetességi gradiensnek megfelelően növekedett (1. táblázat). A kapott eredményekhez, különösen a nitrogénigény miatt, szeretnénk kontrollként laboratóriumi talajvizsgálatot végeztetni.

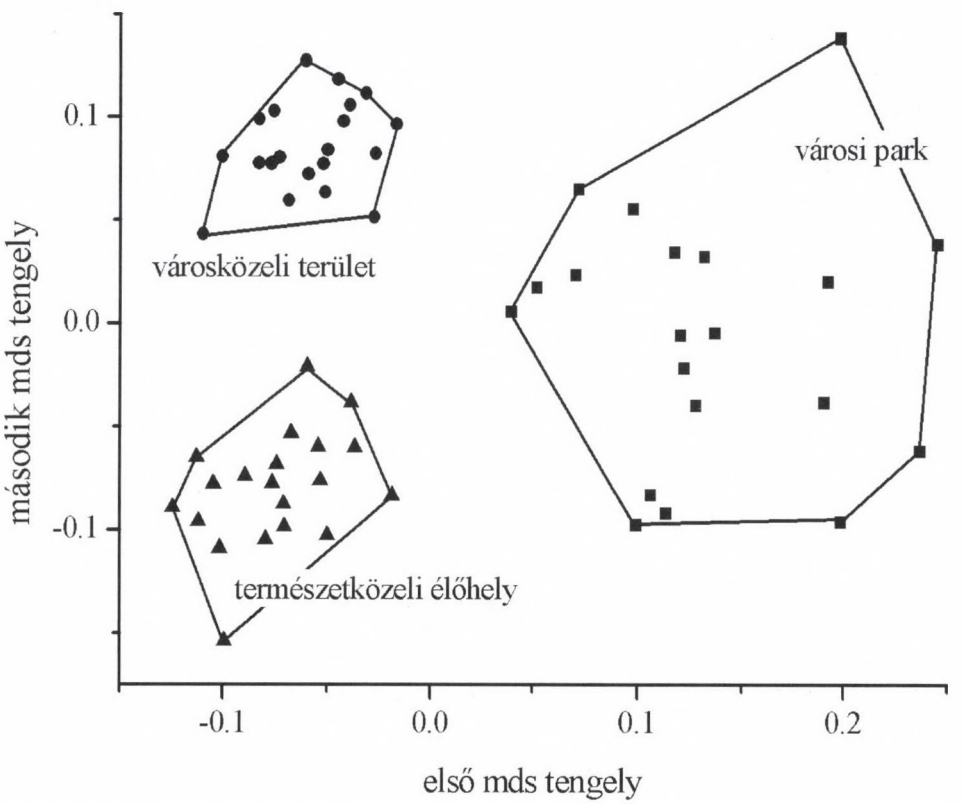
Elvégeztük a felvételeinkben előforduló fajok Borhidi-féle (1993) szociális magatartástípusokba (a továbbiakban SzMT) sorolását. Borhidi (1993) két kategóriába osztotta a magatartástípusokat: A. Természetes termőhelyek magatartástípusai (S+6, C+5, G+4, NP+3) és B. Bolygatott másodlagos és mesterséges termőhelyek növényeinek magatartástípusai (DT+2, W+1, I–1, A–1, RC–2, AC–3). A városi parkban az A/B arány 59/41, a városszéli erdőben rendre 62/38, a természetközeli erdőben 53/47. Ennek megfelelően a legbolygatottabbnak a természetközeli állomány tűnik. A paradoxon feloldását a csoportokon belül, az egyes magatartástípusok megoszlásának vizsgálata jelenti. A 1. ábrán látható a három mintaterület SzMT megoszlása. Az egyéb kategória bevezetését ábrázolástechnikai okok tették szükségessé. Az „egyéb" kategória – ezen belül is a meghonosodott idegen fajok (I–1) részaránya – jelentősen csökken a feltételezett természetességi gradiens mentén (városi park egyéb: 25,08% ezen belül I–1 22,96%; városszéli élőhely: rendre 17,84% és 10,55%; természetközeli erdő rendre 0,25% és 0,15%).

1. táblázat. Ökológiai indikátor értékek. A Borhidi-féle nitrogénigény (NB) és relatív talajvíz – illetve talajnedvesség (WB) indikátorszámok értékspektrumára számított borítással súlyozott kvázi-átlagok és a mediánok értékei.

Mintaterületek	Nitrogénigény (NB)		Relatív talajnedvesség (WB)	
	„Kvázi átlag"	Medián	„Kvázi átlag"	Medián
Városi park	6,0	6	5,1	5
Városközeli erdő	6,1	6	5,5	6
Természetközeli erdő	7,1	8	6,0	6

Az agresszív tájidegen inváziós fajok (AC–3) aránya a bolygatás mértékével fordítottan korrelál. Két faj, a *Robinia pseudo-acacia* és az *Impatiens parviflora* borítása döntően meghatározza a kategória területenkénti arányát. A Nagyerdőben gyakran választják a *Robinia*-t célállománynak, ezért az elegyetlen akácos-foltok környezetében levő „természetközeli" faállományokban a *Robinia pseudo-acacia* (jelentősen) nagyobb arányban van jelen, mint egy kezelt, gondozott parkban, ahol jelenléte nem kívánatos.

Az SzMT vizsgálata alapján úgy tűnik, hogy a városhoz közeli vizsgálati terület egy köztes állapotot jelenthet a két másik mintaterület között. A természetes generalisták (G+4) és a specialisták (S+6) mindkét másik területnél nagyobb aránya jellemzi, ami arra enged következtetni, hogy valaha „jó" *Convallario-Quercetum* állt ezen a területen is. Itt a legmagasabb az adventív kompetítorok (AC–3)



2. ábra. A mintavételi kvadrátok növényzetének ordinációja nem-metrikus skálázással, a fajösszetételen alapuló súlyozott különbözőség alapján.

részesedése, ami az erős leromlás biztos jele. A köztes helyzetet az életforma-megoszlás is mutatja.

Nem-metrikus sokdimenziós skálázás segítségével elemeztük, hogy a kutatott területek növényzete milyen mértékben különbözik. A prezencia-abszencia (fajlista) adatok és a borítás adatok elemzése is azt mutatja, hogy a vizsgált területek növényzete határozottan elkülönül az ordináció alapján (2. ábra). A borítás alapján a különbségek nagyobbak, mint a fajlista adatok alapján. A városközeli erdő és a természetközeli erdő növényzete a fajösszetétel és a borítás adatok alapján is jobban hasonlít egymáshoz, mint a városi park növényzetéhez. A városközeli erdő és a természetközeli erdő növényzetének hasonlósága a kapcsoltsági aránnyal számolva 63%, míg ezek növényzetének hasonlósága a városi park növényzetéhez mindkét esetben kisebb, mint 40%. A borítások alapján a városközeli erdő és a természetközeli erdő növényzetének hasonlósága a Bray-Curtis-féle különbözőség hasonlósági komplemensével számolva csak 50%, míg a városi park növényzetéhez való hasonlóság csak mintegy 30%-os. Főképpen a fajösszetétel alapján végzett ordináció esetében jól látható, hogy a városi park esetében a növényzet kvadrátról kvadrátra nagyobb mértékben változik, mint a városközeli erdő és a természetközeli erdő esetén. Ezt jól mutatja, hogy a 2. ábrán a konvex burok jóval nagyobb területű a városi park esetén, mint a másik két esetben.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönet illeti a Déri Múzeum és a Debrecen megyei levéltár munkatársait az irodalmazás során nyújtott segítségükért. Dr. Matus Gábor a növényhatározásokban és az irodalmazás során segített nekünk, köszönet érte. Köszönjük Arany Ildikónak a kézirat átolvasása során tett kritikai észrevételeit. Az első szerző munkáját a Hajdúsági Agráripari Rt. „Pro Regione" hallgatói ösztöndíja és a DE Tehetséggondozó Program és a Pro Renovanda Cultura Hungariae alapítvány támogatta.

Irodalomjegyzék

Bartha, D. (1992): A Nyírség növényvilágának kutatói. A flóra és vegetációkutatás története 1945-ig. – *Debreceni Déri Múzeum Évkönyve* **1989–1990**: 87–98.

Bartha, D. (1995): Ökológiai és természetvédelmi jelzőszámok a vegetáció értékelésében. – *Tilia* **1**: 17–184.

Borhidi, A. (1993): *A magyar flóra szociális magatartás-típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai.* – KTM-JPTE, Pécs, 95 pp.

Borhidi, A. (1999): Az ismételt társulásfelvételezés buktatói, avagy megjegyzések Horánszky András cikkéhez. – *Kitaibelia* **4**: 357–366.

Borhidi, A. (2003): Gyöngyvirágos tölgyesek. – In: *Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 464–467.*

Boros, Á. (1933): *A Nyírség flórája és növényföldrajza.* – Debreceni Tisza I. Tud. Társ. Honismertető Biz. kiadványai **25–26**.

Felföldy, L. (1941): A debreceni Nagyerdő epiphyta vegetációja. – *Acta Geobot. Hung.* **4**: 35–73.

Fintha, I. (1974): Debrecen környékének tűnő növényritkaságai, s pusztulásuk okai. – *Debreceni Déri Múzeum Évkönyve* **1974**: 5–12.

Horánszky, A. (1998): Alföldi tölgyeseink problémái a gyakorlati erdészet és természetvédelem, valamint az elmélet szemszögéből. – *Erdészeti Kutatások* **88**: 67–80.

Jakucs, P. (1989): A Nagyerdő vegetációja. – *Calandrella, Nagyerdei különszám*: 6–18.

Máthé, I. (1934): Hajdú megye flórája ismeretének mai helyzete. – *Debreceni Szemle* **8**: 376–378.

Máthé, I. & Soó, R. (1940): Hajdú vármegye és Debrecen növényvilága. – In: *Vármegyei szociográfiák. Debrecen sz. kir. város és Hajdú vármegye.* Budapest, Debreceni Szemle **1941**: 67–68.

Matus, G., Novák, T. & Török, P. (2000): Dudatönk (Physocaulis nodosus (L.) Tausch, Syn.: Myrrhoides nodosa (L.) Cannon) Debrecenben. – *Kitaibelia* **5**: 227–230.

Nagy, M. & Nagy, J. (1981): Akácerdő aljnövényzetének diverzitása. – *Acta Biol. Debrecina* **18**: 7–20.

Papp, L. (1989): A debreceni Nagyerdő növénytársulásai és flórája. – *Calandrella, Nagyerdei különszám*: 19–32.

Rapaics, R. (1913): Adatok Debrecen flórájához. – *Természettudományi füzetek* **37**: 105–120.

Rapaics, R. (1916): Debrecen flórája. – *Erdészeti kísérletek* **18**: 28–80.

Simon, T. (1992): *A magyarországi edényes flóra határozója.* – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 892 pp.

Soó, R. (1932*a*): Debrecen Növényvilágának kutatása. – *Debreceni Szemle* **6**: 216–225.

Soó, R. (1932*b*): Újabb adatok Hajdú megye flórájához. – *Bot. Közlem.* **29**: 86–87.

Soó, R. (1934): Nyírség-kutatásunk florisztikai eredményei. – *Bot. Közlem.* **31**: 218–252.

Soó, R. (1936): Adatok Debrecen adventív flórájához. – *Debreceni Szemle* **10**: 14–147.

Soó, R. (1937): A nyírségi erdők a növényszövetkezetek rendszerében. – *Acta Geobot. Hung.* **5**: 315–351.

Tamássy, G. (1927): *Hajdúvármegye és Debrecen sz. kir. város növényzete.* – A szerző kiadása, Debreceni Újság nyomdája, 71 pp.

Tóthmérész, B. (1996*a*): Weighted dissimilarity measures for binary data. – *Abstracta Botanica* **20**: 105–108.

Tóthmérész, B. (1996*b*): NuCoSA 1.0: Number cruncher for community studies and other ecological applications. – *Abstracta Botanica* **17**: 283–287.

Ubrizsy, G. (1943): Virágos epiphyták a debreceni Nagyerdőből. – *Bot. Közlem.* **40**: 221–228.

Botanical survey of the Nagyerdő Forest

Török, P. and Tóthmérész, B.

Ecological Institute, University of Debrecen
H-4010 Debrecen, P. O. Box 71, Hungary

Abstract: The vegetation of the Nagyerdő Forest, located in the neighbourhood of Debrecen was studied. Three sampling sites were selected: (1) urban habitat, (2) suburban habitat and (3) rural habitat. Percentage cover of the vegetation was recorded in 10 by 10 plots; there were 20 plots in each site. Ordination of species composition and percentage cover suggested that the vegetation of the sampling sites were different. We demonstrated that the proportion of the invasive species was positively, while soil moisture and nitrogen affinity scores were negatively correlated with the level of disturbance. Our results also suggested that the heterogeneity of the vegetation also increased with the level of disturbance.

Key words: urbanisation, Braun-Blanquet coenology, life-form spectra, social behaviour types, ordination

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 117–125, 2004

Antropogén hatásoknak kitett dolomitgyepek fennmaradási esélyei

Süle Szilvia[1,2], Penksza Károly[1], Turcsányi Gábor[2] és Sümegi András[3]

[1]Szent István Egyetem, Környezetgazdálkodási Intézet, Tájökológia Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1, E-mail: szisu@freemail.hu
[2]Szent István Egyetem, Környezetgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1, E-mail: tgabor@ns.vvt.gau.hu
[3]Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar
1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1/A, E-mail: sumegia@freemail.hu

Összefoglaló: Munkánk során különböző antropogén hatásoknak – legeltetés, taposás, ill. tüzérségi tevékenység – kitett két dolomitgyepben végeztünk cönológiai vizsgálatokat, 2 m × 2 m-es mintanégyzeteket használva. Mivel viszonylag érintetlen területek is rendelkezésünkre álltak, mintáinkat összehasonlítottuk az ökológiai mutatók, a cönotaxonok és a természetvédelmi értékek alapján. Az eredmények azt mutatják, hogy a legeltetés sokkal inkább megviseli a dolomitgyepeket, mint a tüzérségi tevékenység. A két vizsgált asszociáció közül a *Chrysopogono–Caricetum humilis* lényegesen nagyobb mértékben degradálódott legeltetés hatására, mint a *Stipo eriocauli–Festucetum pallentis* társulás. A vizsgált tüzérségi terület nagy részét a természeteshez közel álló árvalányhajas dolomitgyep borítja, amelyben csak néhány négyzetméteres degradáltabb foltokat találtunk.

Kulcsszavak: antropogén hatás, dolomit-sziklafüves lejtő, dolomitsziklagyep, katonai tevékenység, legeltetés

Bevezetés

Az elmúlt években számos, dolomit alapkőzeten kialakult gyepben végeztünk cönológiai vizsgálatokat. A munka során olyan térszíneken is dolgoztunk, amelyeket intenzív antropogén hatás (legeltetés, katonai tevékenység stb.) ért. Az alább ismertetett vizsgálataink során arra a kérdésre kerestük a választ, hogy a különböző emberi tevékenységek hatása hogyan jelentkezik a dolomitvegetációban.

Vizsgálatainkat Sóly község határában és a Magyar Honvédség Központi Gyakorló- és Lőterének várpalotai területén végeztük el. Mindkét mintaterületet jelentős antropogén hatás érte, ill. éri ma is: Sóly mellett az egykori katonai tevékenység okozta taposás nyomai, és kiváltképp az azt követő és jelenleg is folyó intenzív legeltetés növényzetátalakító hatásai figyelhetők meg. A zavart állományok közelében találhatók zavarástól mentesek is, amik jó összehasonlítási lehetőséget nyújtanak. Várpalotán a napjainkban is folyó tüzérségi tevékenység hatása tanulmányozható.

Földrajzi értelemben mindkét mintaterület a Bakonyhoz tartozik (Bulla 1964), amelynek flóráját Rédl (1942) írta le. Utóbbi a kéziratos műveket és a herbáriumi adatokat is feldolgozta. Munkájában Sóly neve nem fordul elő, de számos adat tartalmaz Hajmáskér vagy Öskü helymegjelölést, amelyek a vizsgált területekhez közel fekvő települések. Várpalotáról viszont az említett szerző közölt adatokat.

A Bakonyra vonatkozó cönológiai és vegetációkutatás eredményeit Fekete (1964) foglalta össze. Általánosítható megállapításokra törekvő műve jó támpontot nyújtott a további fitocönológiai kutatásokhoz. Fekete és Zólyomi (1966) a Bakony zonális társulásait vázolta fel. Újabb adatokat Várpalota környékéről Mészáros (1997) közölt.

Módszerek

A cönológiai felvételezéseket Sólyon 1994-ben, illetve 2002 júniusa és szeptembere között, Várpalotán 2002 májusa és augusztusa között végeztük. 1994-ben Braun-Blanquet (1964) felvételezési módszerét követtük, a 2002-es felmérés során százalékos borítást becsültünk. A terepi munka során 2 m × 2 m-es mintanégyzeteket használtunk. Állományonként tíz felvételt készítettünk, kivéve a lőtéri gyep kis, degradáltabb foltjait, amikben csak öt-öt felvétel fért el. A közel természetes és az antropogén hatásoknak kitett társulásokban egyaránt felvételeztünk. Vizsgálataink a táj arculatát leginkább meghatározó gyeptársulásokra – Sólyon az árvalányhajas dolomitsziklagyepre (*Stipo eriocauli–Festucetum pallentis*), a dolomit-sziklafüves lejtőre (*Chrysopogono–Caricetum humilis*) és ennek erősen leromlott, helyenként a jellemző fajokat sem tartalmazó állományaira, Várpalotán pedig a nyílt dolomitsziklagyepre (*Seseli leucospermo-Festucetum pallentis*) és az árvalányhajas dolomitsziklagyepre (*Stipo eriocauli-Festucetum pallentis*) – irányultak. A tüzérségi területen vizsgálataink egyik részét *Seseli leucospermi–Festucetum pallentis* társulásban végeztük, ami a környéken egyetlen, 1,5–2 ha-os területen található. Mintáink másik részét egy dolomitháton vettük fel, amely néhány éve még intenzív tüzérségi használatnak volt kitéve. Itt négyféle növényzettípust különböztettünk meg uralkodó fajuk, illetve habitusuk alapján: az első egy árvalányhajas dolomitsziklagyep, a második ennek egy lényegesen kevesebb *Stipa*-t és több *Carex humilis*-t tartalmazó, a dolomithát peremén végighúzódó változata. A harmadik és a negyedik típus az elsőbe foltszerűen beékelődő, kis kiterjedésű *Stipa capillata* L., illetve *Teucrium chamaedrys* L. uralta állomány.

A táblázatok készítésekor a cönoszisztematikai besorolást, illetve a természetvédelmi értékek vizsgálatát Simon (2000) alapján végeztük. Az ökológiai mutatók és a szociális magatartásformák alapján elvégzett értékelés Borhidi (1993)

munkáját követi. A fajnevek Simon (2000), a társulásnevek Soó (1980) nómenklatúráját követik.

Eredmények

A legeltetés hatása

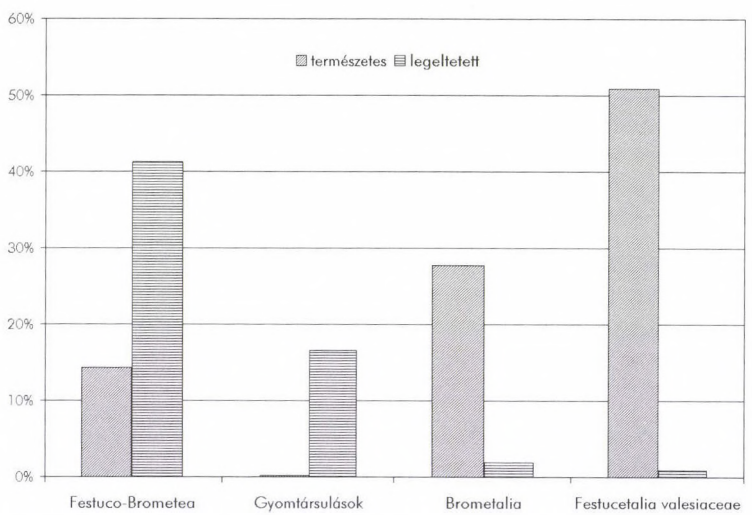
A legeltetett terület növényzetében új fajok jelentek meg, és az odaillő tipikus fajok visszaszorultak, ill. eltűntek. Az árvalányhajas dolomit-sziklagyepi állományok fajösszetétele a legeltetés hatására kisebb mértékben módosult. Szembetűnő változást jelentett, hogy amíg a nem legeltetett területeken a délvidéki árvalányhaj (*Stipa eriocaulis* Borb.) konstans faj, borítási értéke gyakran elérte a 25%-ot, addig a legeltetett térszíneken csak egy-egy felvételi négyzetben fordult elő, akkor is csak csekély borítási értékkel. Számos védett és fokozottan védett taxon is hiányzik a legeltetett állományokból, például a fali kövirózsa (*Sempervivum tectorum* L.), a Szent István-szegfű (*Dianthus plumarius* L. subsp. *regis-stephani* (Rapcs.) Baksay) és a sárga kövirózsa (*Jovibarba globifera* (L.) J. Parnell subsp. *hirta* (L.) J. Parnell). Néhány faj (tavaszi hérics (*Adonis vernalis* L.), ezüstös útifű (*Plantago argentea* Chaix), selymes peremizs (*Inula oculus-christi* L.) stb.) csak a legeltetett állományokban jelent meg. Mindkét társulásra jellemző volt a ezüstös hölgymál (*Hieracium pilosella* L.) megjelenése a legeltetett állományokban. A zárt gyepben a legeltetés hatására nagyobb mértékű eltérés jelentkezett. Az eredetileg dolomit-sziklafüves lejtő állományai nagymértékben degradálódtak, a társulásalkotó fajok előfordulása esetlegessé vált, de konstans fajként megjelent a sovány csenkesz (*Festuca pseudovina* Hack. ex Wiesb). Nagy mennyiségben voltak megtalálhatók a gyomtársulások fajai (közönséges galaj (*Galium mollugo* L.), magyar zsálya (*Salvia aethiopis* L.), mezei katáng (*Cichorium intybus* L.), madárkeserűfű (*Polygonum aviculare* L.), útszéli bogáncs (*Carduus acanthoides* L.), vadrezeda (*Reseda lutea* L.)) is.

A 1. ábra az egyes cönotaxonokhoz tartozó fajok arányait mutatja a *Chrysopogono–Caricetum humilis* társulásban. A Festuco–Brometea fajok borítási értéke ugrásszerűen megnőtt a legeltetés hatására, ami összhangban van Kovács (1985) megállapításával. Ugyanez tapasztalható a *Stipo eriocauli-Festucetum pallentis* társulásban. A természetes társulásokban a Festuco–Brometea fajok összborítottsága 10% körül mozog, míg a legeltetett térszínek társulásaiban ez 25% fölötti, sőt a *Chrysopogono–Caricetum humilis* leromlott állományaiban az 1994-es felvételekben a 40%-ot is meghaladja! A dolomit-sziklafüves lejtő társulásban látványos eltérést figyelhetünk még meg a gyomtársulások (Chenopodietea, Secalietea, Ono-

pordetalia, Cynodonto-Festucion, Plantaginetalia és Polygonion avicularis) fajaiban.

A legeltetés következtében egyes cönotaxonok fajainak aránya nagymértékben csökkent. A *Stipo eriocauli-Festucetum pallentis* társulásban a Bromo–Festucion pallentis fajokat viselte meg leginkább az antropogén beavatkozás. A *Chrysopogono-Caricetum humilis* társulásban a Brometalia és a Festucetalia valesiaceae cönotaxonok fajainak borítási aránya csökkent nagymértékben.

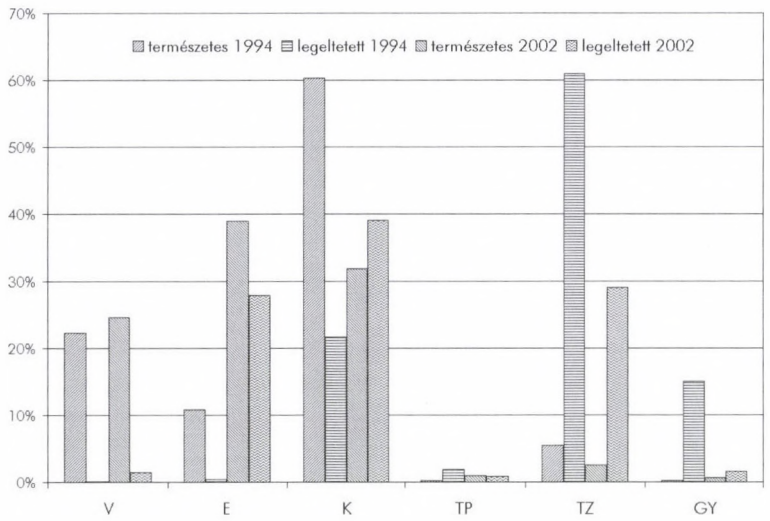
Az 1. ábra eredményeit támasztja alá a Borhidi-féle szociális magatartásformák eloszlása a vizsgált társulásokban. Mindkettőben feltűnő a természetes zavarástűrő – főként Festuco-Brometea – fajok részarányának növekedése és a specialisták előfordulásának csökkenése. Társulásonként eltérő a generalisták és a kompetítorok borítási értékének változása. A *Stipo eriocauli-Festucetum pallentis* társulásban a legeltetés inkább a generalisták és a kompetítorok, mint a zavarástűrők előretörését eredményezte. A *Chrysopogono-Caricetum humilis* társulásban az 1994-es felvételek szerint nemcsak a specialisták, hanem a generalisták és a kompetítorok is visszaszorultak a zavarástűrő fajok dominanciája (47%-os előfordulása) mellett. A 2002-es adatok szerint a zavarástűrők viszonylag kis (6%-os) aránya mellett a generalisták száma nőtt meg, a kompetítorok aránya pedig valamelyest csökkent.



1. ábra. A *Chrysopogono-Caricetum humilis* társulás fontosabb cönotaxon-változásai (Sóly, 1994). A Festuco-Brometea fajok és a gyomtársulások (Chenopodietea, Secalietea, Onopordetalia, Cynodonto-Festucion, Plantaginetalia és Polygonion avicularis) fajainak borítási értéke ugrásszerűen megnőtt a legeltetés hatására, míg a Brometalia és a Festucetalia valesiaceae cönotaxonok fajainak borítási aránya nagymértékben csökkent.

A Simon-féle természetvédelmiérték-kategóriák eloszlását is megvizsgáltuk a sólyi társulásokban (2. ábra). Minden esetben azt tapasztaltuk, hogy a természetes állapotokra utaló fajok borítási értéke lecsökkent, míg a degradációra utalók borítási aránya megnőtt. A *Stipo eriocauli-Festucetum pallentis* társulás közel természetes állományaiban igen nagy a védett fajok aránya (a társulás mindkét uralkodó faja védett). Itt a legeltetett területeken a védett fajok nagyarányú csökkenése mellett a kísérő fajok felszaporodása jellemző. A *Chrysopogono-Caricetum humilis* társulásban lényegesen nagyobb a változás mértéke, hiszen közel természetes állományaiban a degradációra utaló fajok összborítottsága csak néhány százalékot ért el, míg a legeltetett állományaiban 8 évvel korábban csaknem elérte a 80%-ot és 2002-ben is 30% körül volt.

Az ökológiai mutatókat vizsgálva azt találtuk, hogy a legelt területeken a hőmérsékleti igényt mutató átlagértékek mindenütt kisebbek, a vízigényt jellemzőek pedig nagyobbak, mint a természetes gyepekben. A zárt gyepben számottevően nagyobbak a nitrogénigény-értékek. A fényigény tekintetében nem alakult ki jelentős különbség a gyepek között. Csak a *Chrysopogono-Caricetum humilis* társulás legelt területein végzett 2002-es felvételezések mutatnak a többinél nagyobb értéket. A kontinentalitási érték a legelt részeken – különösen a nyílt gyep esetében – az óceáni területek fajaira jellemző érték irányába tolódik el. Úgy tűnik tehát,



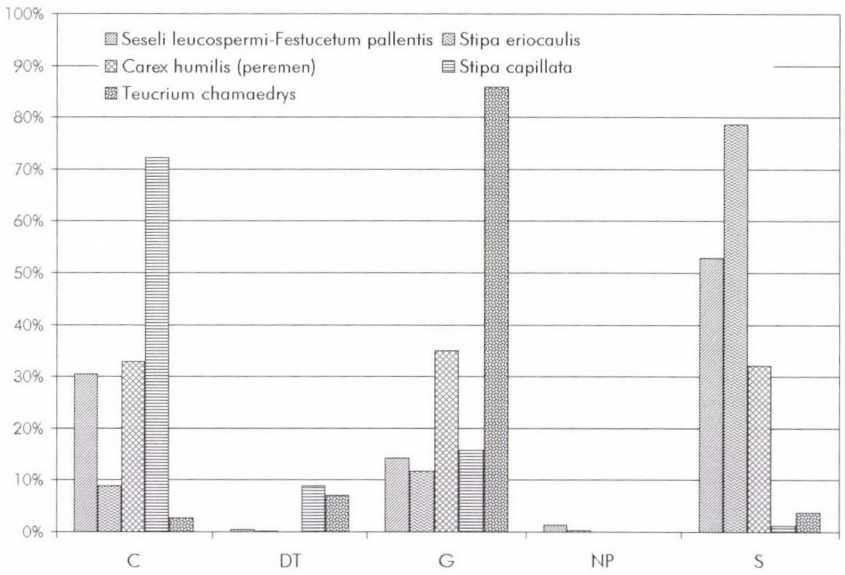
2. ábra. A Simon-féle természetvédelmi értékek időbeli változása a *Chrysopogono-Caricetum humilis* társulásban Sólyon. V = védett fajok, E = társulásalkotó fajok, K = kísérőfajok, TP = pionírfajok, TZ = zavarástűrő fajok, GY = gyomfajok.

hogy a legelés következtében mezofilabb, kevésbé xeroterm és több nitrogént igénylő fajok jelentek meg.

A tüzérségi terület növényzete

A fajösszetételt elemezve a vizsgált nyílt dolomitsziklagyep-állományokat a *Seseli leucospermi-Festucetum pallentis* társulás *Stipa eriocaulis*-os szubasszociációjának tekinthetjük, de zártabb gyepi és lejtősztyepfajok is megjelennek benne. Megvizsgálva az egyes cönotaxonokhoz tartozó fajok arányát azt találtuk, hogy szemben a legeltetett területekkel, itt a degradációra utaló Festuca-Brometea fajok aránya nem nagy: a nyílt dolomitsziklagyepben néhány százalék, és a legmagasabb értéket (15%-ot) a peremen lévő növényzetben éri el.

A Borhidi-féle szociális magatartásformák eloszlásában (3. ábra) feltűnő a nyílt dolomitsziklagyepben és különösen az árvalányhajas dolomitsziklagyepben a specialisták igen magas aránya. A peremen lévő növényzetben a specialisták, a generalisták és a kompetítorok aránya körülbelül egyforma. A harmadik és a negyedik

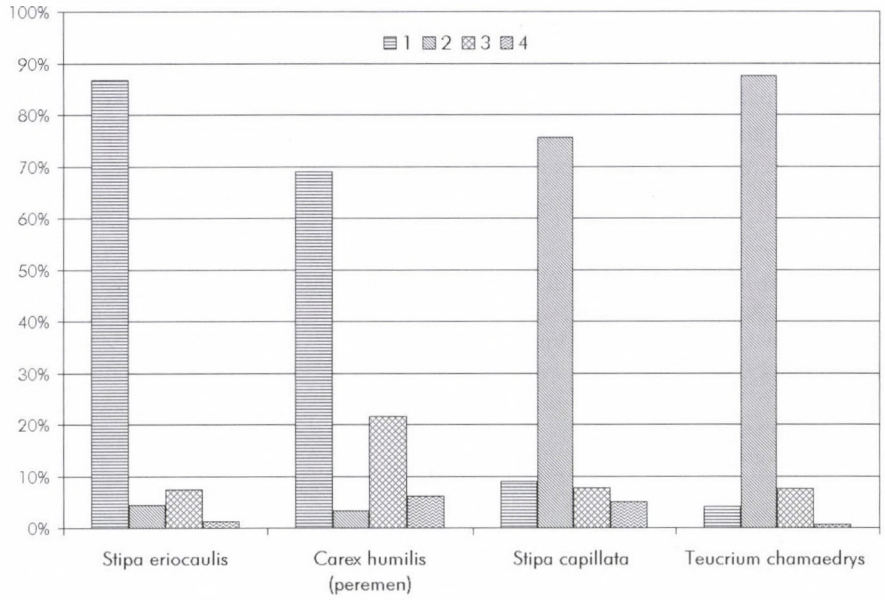


3. ábra. A lőtéri növényzet Borhidi-féle szociális magatartásformájának spektruma. A vizsgált dolomitháton lévő különböző növényzetű foltokat uralkodó fajukkal jelöltük. C = kompetítorok, DT = természetes zavarástűrők, G = generalisták, NP = természetes pionírok, S = specialisták. A terület legnagyobb hányadát kitevő folttípusokban a specialisták vannak többségben, a peremen elhelyezkedő foltban kevesebb specialista és több generalista, illetve kompetítor faj található. A zavarástűrők száma csak a kisebb foltokban közelíti meg a 10%-ot.

típusba sorolt kisebb foltokban a specialisták eltűntek, de viszonylag nagy a zavarástűrők aránya.

A Simon-féle természetvédelmi értékek vizsgálata is alátámasztja a fenti eredményeket. A degradációra utaló fajok aránya a kis foltokban sem éri el a 10%-ot; ugyanitt a védett fajok borítása minimálisra csökken, míg a *Stipo eriocauli-Festucetum pallentis* gyepben eléri a 80%-ot.

Az ökológiai mutatók közül a hő- és a vízigény vizsgálata során kiderült, hogy – hasonlóan a Sólyon tapasztaltakhoz – a degradáltabb állományok (elsősorban a kis foltok, de némileg a dolomitperemi gyep is) átlagos hőigényértéke kisebb, vízigényértéke pedig nagyobb, mint az árvalányhajas és a nyílt sziklagyepé. A nitrogénigény tekintetében (4. ábra) a vizsgált állományok között feltűnő eltérés mutatkozik: a *Stipa capillatá*-s és *Teucrium*-os állományokban a súlypont egy teljes értékkel eltolódik fölfelé, míg a peremen lévő növényzet esetében kisebb mértékű nitrogénigény-növekedést tapasztalunk. A *Seseli leucospermum-Festucetum pallentis* társulás nitrogénigénye az árvalányhajas sziklagyepéhez áll közel.



4. ábra. A nitrogénigény eloszlása az egyes növényzettípusokban a lőtéren. A vizsgált dolomitháton lévő foltokat uralkodó fajukkal jelöltük. 1 = steril, szélsőségesen tápanyagszegény talajok növényei, 2 = erősen tápanyagszegény termőhelyek növényei, 3 = mérsékelten oligotróf termőhelyek növényei, 4 = szubmezotróf élőhelyek növényei. A kis, degradáltabb növényzetű foltokban a nitrogénigény-értékek magasabbak.

Értékelés

Vizsgálataink során kiderült, hogy az intenzív legeltetésre a dolomit-sziklafüves lejtő társulás érzékenyebb. Faji összetétele jelentősen megváltozott, jellemző fajainak egy része eltűnt, helyettük gyomok jelentek meg. Ezzel szemben az árvalányhajas dolomitsziklagyep kevésbé változott meg, de megnőtt a Festucetalia valesiaceae fajok aránya, ami egy jellegtelenebb szárazgyep irányába történő eltolódásra utal.

A tüzérségi célterületen lévő állományok közül a nyílt és az árvalányhajas sziklagyepben meglepően nagy a védett fajok, ill. a specialisták aránya. A vizsgált dolomitháton lévő négyféle növényzettípus közül a kis foltokban elhelyezkedő *Stipa capillata*, illetve *Teucrium chamaedrys* uralta állományok degradáltabbak. Ezekben jelennek meg zavarástűrő és gyomfajok, nitrogénigény-értékük is degradáltságra utal. Feltehető, hogy e foltok a lövedékek becsapódása következtében alakultak ki. Ezek hatása néhány négyzetméterre korlátozódik, mellette megmarad a védett fajokban gazdag, árvalányhajas gyep. A plató peremén lévő eltérő, élesen lehatárolt növényzet kialakulásának magyarázatával csak további vizsgálódás, a katonai használat jellegének részletesebb elemzése tud majd szolgálni. Itt és a kicsiny foltokban egyaránt szükséges a különbségek mögött esetlegesen meghúzódó abiotikus okok feltárása, különös tekintettel a talajjellemzők eltéréseire. Az időközben divatossá vált terepmotorozás új és jelentős antropogén hatásként jelentkezik a várpalotai mintaterületen. Következményeinek elemzése a meglévő és a majdan felvett mintáink összevetésével válik lehetővé.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk Fodor Lajos vezérezredes úrnak, hogy engedélyezte a Magyar Honvédség Központi Gyakorló- és Lőterének területén való kutatómunkát, valamint Fürst Tamás ezredes és Farkas Attila őrnagy úrnak segítőkész együttműködéséért. A vizsgálatokat az OTKA T034238 anyagi támogatásával végeztük.

Irodalomjegyzék

Borhidi, A. (1993): *A magyar flóra szociális magatartásformái.* – KTM Term. Hiv. és JPTE Kiadv., Pécs.

Braun-Blanquet, J. (1964): *Pflanzensociologie II.* – Springer-Verlag, Wien.

Bulla, B. (1964): *Magyarország természeti földrajza.* – Tankönyvkiadó, Budapest.

Fekete, G. (1964): *A Bakony növénytakarója. A Bakony cönológiai-növényföldrajzi képe.* – A Bakony természettudományi kutatásának eredményei I. Veszprém.

Fekete, G. & Zólyomi, B. (1966): Über die Vegetationszonen und pflanzengeographische Charakteristik des Bakony-Gebirges. – *Ann. Mus. Nat. Hung.* **58**: 197–205.

Kovács, M. (1985): A Sár-hegy növénytársulásai. – *Fol. hist. nat. Mus. Matr.* **1**: 47–62.
Mészáros, A. (1997): Adatok Várpalota környékének flórájához. – *Kitaibelia* **2**(1): 51–55.
Rédl, R. (1942): *A Bakony-hegység és környékének flórája.* – A veszprémi Kegyesrendi Gimnázium kiadványa, Veszprém.
Simon, T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója.* – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
Soó, R. (1980): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani – növényföldrajzi kézikönyve. 6. köt.* – Akadémai Kiadó, Budapest.

Chances of the survival of grasslands on dolomite under anthropogenic impacts

Süle, Sz.[1,2], Penksza, K.[1], Turcsányi, G.[2] and Sümegi, A.[3]

[1]Department of Landscape Ecology, Institute of Environmental Management
Szent István University, H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1, Hungary
[2]Department of Nature Protection, Institute of Environmental Management
Szent István University, H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1, Hungary
[3]Faculty of Science, Eötvös Loránd University
H-1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1/A, Hungary

Abstract: The phytosociological composition of two grasslands on dolomites under different anthropogenic impacts, such as grazing, trampling and artillery use, were investigated within 2 m × 2 m sampling quadrates. As relatively unaffected areas were also available, the samples were compared on the basis of their ecological indicator values, coenotaxa, as well as nature conservation values. Of the two investigated communities the *Chrysopogono-Caricetum humilis* community was much more degraded under the influence of grazing, than the *Stipo eriocauli-Festucetum pallenstis* community. A great part of the investigated artillery range is covered by the *Stipo eriocauli-Festucetum pallenstis* community, in which only patches of the size of some square metres are degraded.

Key words: anthropogenic impact, *Chrysopogono-Caricetum humilis* community, grazing, military activity, *Stipo eriocauli-Festucetum pallenstis* community

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 127–137, 2004

Vizsgálható-e erdeink természetessége az aljnövényzet ökológiai szempontú elemzésével?

Kenderes Kata és Standovár Tibor

ELTE, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C
E-mail: kinderes@ludens.elte.hu

Összefoglaló: Lomberdeink természetesség-értékelésének egy olyan új módszerét keressük, amellyel eltérő fajösszetételű közösségek is összevethetők. E cél érdekében a természetes bolygatások révén létrejövő, és az emberi beavatkozás hatásainak kitett erdők aljnövényzetének ökológiai viselkedésében jelentkező eltéréseket értelmezzük. Magyarország erdei, erdőszéli, indifferens és gyomfajait csoportosítottuk lombozatuk, életformájuk, klonális viselkedésük, virágzásuk, magasságuk, magsúlyuk és terjedésük szerint globális optimalizáció, főkoordináta- és diszkriminanciaanalízis módszerével. Eredményeink alapján hat fajcsoportot hoztunk létre: *Geranium robertianum* (A), *Sonchus asper* (B), *Cephalanthera* (C), *Corydalis* (D), *Viola sylvestris* (E), *Stachys sylvatica* (F) csoport. A fajcsoportok viselkedését a Kékes környéki erdőkben gyűjtött adatokon vizsgáltuk. A gazdasági erdőállományokban az egységnyi területre eső összfajszám jelentős csökkenése mellett a lágyszárúak között az A, B, C, D fajcsoportok részesedése hasonló az erdészeti kezeléstől mentes erdőrezervátumban megfigyeltekhez. Azonban az E és F csoport részesedése szignifikánsan különbözik a két területen. A rezervátumban a heterogénebb lombkorona-szerkezet miatt a gyepszint bővebb fényellátottságú, ami a magasra növő és nyártól őszig lombos fajoknak kedvez. Mindazonáltal feltételezzük, hogy a növényfajok ökológiai viselkedésének értelmezésén alapuló módszer elsősorban a fajok tömegarányát is kifejező mintavételek alkalmazásával lehet használható a természetesség vizsgálatára.

Kulcsszavak: fajcsoportosítás, globális optimalizáció, ökológiai tulajdonság, természetességvizsgálat

Bevezetés

Napjainkban széleskörűen elterjedtek azok a módszerek, amelyek a növények ökológiai tulajdonságai alapján vizsgálnak életközösségeket. Ezen vizsgálatokban sok szerző kimutatta, hogy ezek a tulajdonságok nem függetlenek egymástól (Givnish 1982, Graae & Sunde 2000, Leishman *et al.* 1995, Thompson & Rabinowitz 1989, Thompson *et al.* 1998). Azt is megfigyelték, hogy a vegetatív tulajdonságok egymással jobban korreláltak, mint a reproduktív tulajdonságokkal, és viszont (Díaz *et al.* 1998, Grime *et al.* 1997, Leishman & Westoby 1992, Shipley *et al.* 1989). Az előbbiekből következik, hogy ökológiai tulajdonságaik alapján a fajok nagy valószínűséggel csoportosíthatók (Gitay & Noble 1997,

Mucina 1997). Több szerző foglalkozott azzal, hogy a tulajdonságok mely kombinációi valósulnak meg a fajokban és ezek alapján hogyan lehet fajcsoportokat létrehozni (Díaz *et al.* 1998, Grime *et al.* 1997, Lavorel *et al.* 1997, 1998, 1999, Leishman & Westoby 1992). A fajcsoportosítás célja általában a globális klímaváltozás (Woodward & Cramer 1996) vagy az emberi eredetű zavarás hatásainak (Lavorel *et al.* 1999) detektálása, illetve dinamikus vegetációs modell létrehozása (Epstein *et al.* 2001).

Munkánk keretében ilyen típusú fajcsoportosítást végeztünk. Majd azt vizsgáltuk, hogy az általunk létrehozott, ökológiai szempontok alapján elkülönített fajcsoportok (továbbiakban fajcsoportok) használhatók-e lomberdeink természetességének értékelésére. A fajok csoportosításához igyekeztünk oly módon kiválasztott nem florisztikai tulajdonságokat felhasználni, hogy a növény életének minden szakaszáról azonos súllyal legyen információnk. A csoportképzést segítendő egymással jól korreláló tulajdonságokat vettünk figyelembe. Arra törekedtünk, hogy kevés számú, egyszerűen meghatározható tulajdonságon alapuló módszert dolgozzunk ki, hogy a későbbiekben újabb fajok besorolása is egyszerű legyen. Reményeink szerint módszerünk hozzájárulhat mind a természetvédelem, mind az erdőgazdálkodás igényeinek megfelelő állapotfelmérések, tájléptékű vizsgálatok kidolgozásához (Margóczi *et al.* 1997, Standovár & Primack 2001).

Módszerek

A jelen vizsgálatban 666 lágyszárú fajt vizsgáltunk. Ezek kiválasztása Borhidi (1995) cönoszisztematikai besorolása alapján történt: a Magyarországon előforduló fajok közül a lomberdei, az erdőszéli és az indifferens besorolásúakat vontuk be a vizsgálatba, valamint néhány gyomfajt, amelyek terepi mintavételeinkben gyakran szerepeltek. A fajok 7 ökológiai tulajdonságát vizsgáltuk: a Raunkiaer-féle életformát (Horváth *et al.* 1995), a klonális viselkedést (Klimes *et al.* 1997), a növény magasságát (Rothmaler 1988, Simon 1992), a lombozat fenológiáját (Lindacher 1995), a virágzás kezdetét (Simon 1992, Soó 1964), valamint a mag (spóra) súlyát (Csontos 2000) és terjesztőjét (Csontos *et al.* 2002). A jellemzők kódolása az 1. táblázatban látható. A fajok csoportosítását a 7 változó együttes figyelembevételével főkoordináta-analízis és globális optimalizáció módszerével végeztük. A fajok közötti különbség mértékének számításához a Gower-formulát használtuk, mivel ez a módszer alkalmas kevert típusú változók (nominális, ordinális és intervallumskálán mért adataink egyaránt vannak) együttes kezelésére (Podani 1997). Ebbe a vizsgálatba csak azt az 551 fajt vontuk be, melyeknek legfeljebb 1 adata hiányzott. A főkoordináta-analízis tengelyei és a változók kapcsolatát nominális vál-

1. táblázat. A vizsgált tulajdonságok és kódolásuk, a forrásmunkák feltüntetésével.

Tulajdonság (forrás)	Kódolás
Raunkiaer-féle életforma (Horváth *et al.* 1995)	Kamefiton
	Hemikriptofiton
	Geofiton
	Terofiton
	Hemiterofiton
A lombozat fenológiája (Lindacher 1995)	örökzöld
	áttelelő
	tavasztól őszig lombos
	tavasztól nyárig lombos
Klonalitás (Klimes *et al.* 1997)	nem klonális
	„Trifolium pratense" típus
	„Alliaria petiolata" típus
	„Rumex acetosella" típus
	„Ranunculus ficaria" típus
	„Lycopodium annotinum" típus
	„Festuca ovina" típus
	„Rumex obtusifolius" típus
	„Rumex alpinus" típus
	„Dactylis glomerata" típus
	„Aegopodium podagraria" típus
	„Fragaria vesca" típus
	„Caltha palustris" típus
	„Galium odoratum" típus
	„Calystegia sepium" típus
	„Lycopus europaeus"és "Adoxa moschatellina" típus
	„Corydalis solida" típus
	„Corydalis cava" típus
	„Galanthus nivalis" típus
	„Tulipa sylvestris" és *"Allium montanum"* típus
	„Dentaria bulbifera" típus
Magterjedés (Csontos *et al.* 2002)	Zoochoria
	Hydrochoria
	Autochoria
	Endozoochoria + hydrochoria
	Endozoochoria + autochoria
	Endozoochoria + myrmecochoria
	Endozoochoria + anemochoria
	Endozoochoria
	Epizoochoria + anemochoria
	Epizoochoria
	Epizoochoria + hydrochoria
	Epizoochoria + autochoria
	Epizoochoria + myrmecochoria
	Myrmecochoria + hydrochoria

1. táblázat (folytatás)

Magterjedés (Csontos *et al.* 2002)	Myrmecochoria + autochoria
	Myrmecochoria + anemochoria
	Myrmecochoria
	Nem specifikus terjedés (kettőnél több terjesztő ágens)
	Emberi közvetítéssel + bármely más módon
	Anemochoria
Magsúly [g/1000 mag] (Csontos 2000)	spóra, vagy mérhetetlenül kis mag
	< 0,21
	0,21–0,50
	0,51–1,00
	1,01–2,00
	2,01–4,00
	4,01–10,00
	10,01–50,00
	> 50,00
A virágzás kezdete (Soó 1964, Simon 1992)	Február
	Március
	Április
	Május
	Június
	Július
	Augusztus
Magasság (Rothmaler 1988, Simon 1992)	a forrásban megadott intervallum középértéke
	(ha csak egy értéket közölt, annak a 0,75-szöröse)

tozó esetén Kruskal–Wallis-teszttel, ordinális és intervallum változó esetén Spearman rangkorreláció-számítással vizsgáltuk. A létrejött csoportokat egyváltozós statisztikákkal jellemeztük, ehhez a Statistica 5.1 programot használtuk. Ugyanezen programcsomag diszkriminanciaanalízisének segítségével ellenőriztük a változók csoportmeghatározó erejét, a fajok besorolását.

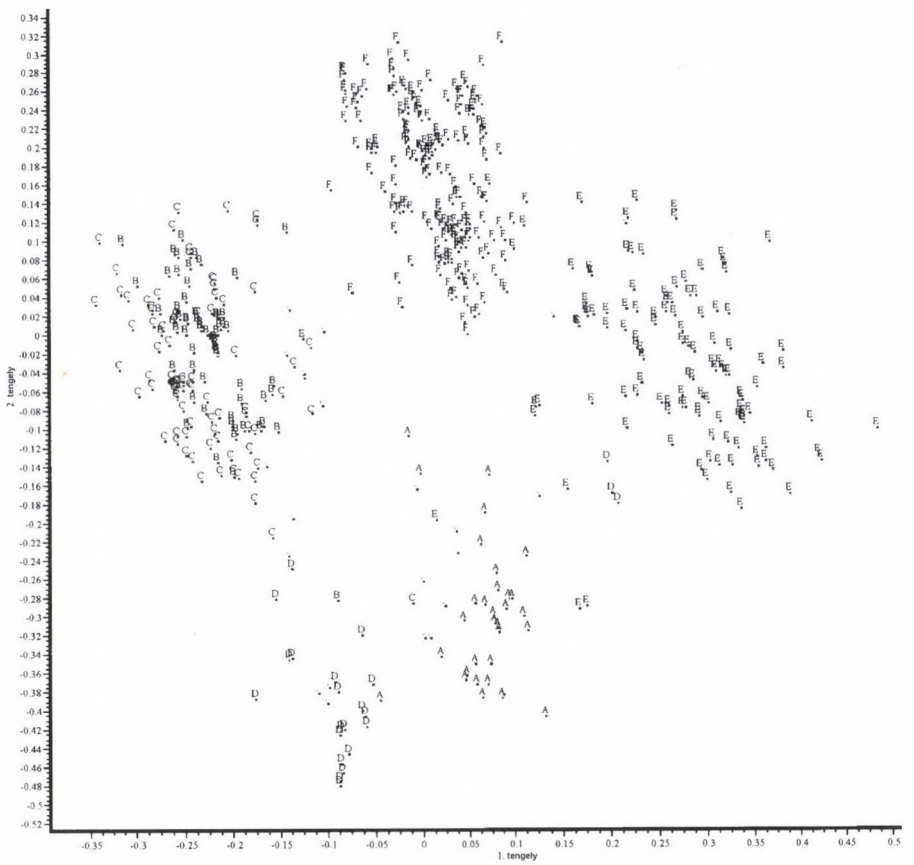
Utólag a Grime-féle CSR-besorolást (Grime *et al.* 1988) is teszteltük a csoportokban. Grime a növényfajok ökológiai viselkedésének egy más szempontú jellemzésére dolgozta ki az ökológiai stratégia típusokat. A termőhelyet jellemző stresszhez és bolygatáshoz való alkalmazkodás alapján különítette el típusait. A növényfajokat a kompetítor, stressztűrő és ruderális fő stratégiák, valamint ezek kombinációi (pl. stressztűrő-ruderális) alapján létrehozott csoportokba sorolta.

Eredmények

A főkoordináta-analízis (1. ábra) eredményeként kapott ordinációs diagramon a változók lineáris kombinációjával létrehozott, két legnagyobb varianciahá-

nyadot lefedő tengelyt ábrázoltuk. A tengelyek és az ökológiai változók korrelációvizsgálata szerint mind a két tengely minden változóval erősen korrelál ($p < 0{,}001$). Kivételt képez a magsúly, ami csak az első tengellyel, és a magasság, ami csak a második tengellyel korrelál. Így e két tulajdonság jól értelmezhető az ordinációs diagramon. A magsúly az első tengely mentén változik, a magasság a második tengely mentén nő. Például a második tengelyen kis értékekkel szereplő D és A csoport alacsony fajokat tartalmaz, magasságuk 20–40 cm. Míg az F csoportba, melybe nagy y koordinátájú fajok vannak, kifejezetten magas növények tartoznak 60–70 cm.

A globális optimalizáció a főkoordináta-analízishez hasonló eredményt hozott (1. ábra). A két elemzés alapján 5–5 csoportot alakítottunk ki. Voltak fajok, melyek a két módszerrel más-más csoportba kerültek (109 faj). Ebből 65 faj két



1. ábra. A fajok ordinációs diagramja. A betűjelek a későbbi (ld. 2. táblázat) csoportbesorolást mutatják.

2. táblázat. A fajcsoportok jellemzése. (A csoportosító változók a csoport meghatározó erejük sorrendjében szerepelnek. F: a lépésenkénti diszkriminanciaanalízis F értéke.)

Változók	A „*Geranium robertianum*" csoport	B „*Sonchus asper*" csoport	C „*Cephalanthera*" csoport	D „*Corydalis*" csoport	E „*Viola sylvestris*" csoport	F „*Stachys sylvatica*" csoport
A lombozat fenológiája (F = 672,70)	Áttelelő	Nyártól őszig lombos	Nyártól őszig lombos	Tavasztól nyárig lombos	Áttelelő	Nyártól őszig lombos
Raunkiaer-féle életforma (F = 441,02)	Terofiton vagy Hemiterofiton	Terofiton vagy Hemiterofiton	Geofiton	Geofiton	Hemikriptofiton	Hemikriptofiton
Klonalitás (F = 278,27)	Nincs klonális viselkedés	Nincs klonális viselkedés	Földalatti szár-, vagy gyökérképletek	Hagyma, gumó (vagy rizóma)	Rizóma	Általában rizóma
A virágzás kezdete (F = 189,17)	Korai, április–május	Május–július	Május–június	Korai, március–április	Május–június	Június vagy később
Magterjedés (F = 143,84)	Endozoochor vagy emberi segítséggel terjed	Anemochor, emberi segítséggel terjed, vagy anemo + endozoochor	Endozoochor vagy anemochor	Endozoochor vagy myrmecochor	Endozoochor, anemochor vagy endo + myrmecochor	Endozoochor vagy anemochor
Magasság (F = 115,61)	Közepes (20–40 cm)	Középmagas (40–70 cm)	Közepes (30–50 cm)	Alacsony (20 cm körül)	Kis–közepes (10–50 cm)	Magas (60–70 cm)
Magsúly (F = 97,39)	Közepes (0,2–4 g)	Közepes (0,2–4 g)	Kicsi (0–1 g)	Nagy (2–10 g)	Közepes (0–4 g)	Közepes (0,2–4 g)
Példafajok	*Arenaria serpyllifolia* *Geranium robertianum* *Cardamine impatiens*	*Erigeron canadensis* *Hesperis matronalis* *Sonchus asper*	*Cephalanthera* spp. *Epipactis* spp. *Equisetum sylvaticum*	*Arum maculatum* *Corydalis* spp. *Scilla* spp.	*Galeobdolon luteum* *Ajuga reptans* *Viola sylvestris*	*Stachys sylvatica* *Calamagrostis* spp. *Dryopteris* spp.
Fajszám	34	66	93	31	129	198

adott csoport (A, C) között vándorolt. Tömegességük miatt ezeket a továbbiakban külön csoportként értékeltük. A maradék 44 faj leginkább az A, D és C csoportok valamelyikébe sorolódott mindkét esetben. Az F csoport kizárólag az E-vel cserélt, 3–3 fajt. A globális optimalizáció G értéke 6 csoport esetén 0,62. A lépésenkénti diszkriminanciaanalízis azt mutatta, hogy mind a 7 tulajdonság részt vesz a csoportok képzésében. A változók csoportmeghatározó erejük sorrendjében, az F értékek feltüntetésével szerepelnek a 2. táblázatban. Minden esetben $p < 0{,}001$.

A csoportok jellemzése a 2. táblázatban található. Az A és B csoportba kerültek azok a fajok, amelyek nem viselkednek klonálisan, főként terofitonok vagy hemiterofitonok. Gyakori, hogy emberi segítséggel is terjednek, a CSR rendszerben ruderálisnak vannak feltüntetve. A két csoport közötti legfontosabb eltérés a lombozat fenológiájában és a magasságban mutatkozik. A C és D csoportba a geofitonok tartoznak. A D a kora tavasziak csoportja; a tavasztól őszig lombos, korán virágzó, nagy magsúlyú, alacsony fajok tartoznak ide. A C csoport a nyártól őszig lombos, nyáron nyíló, kis magsúlyú fajokat tartalmazza. Az E és F csoportba a rizómás, hemikriptofiton fajok kerültek, melyek a CSR rendszerben leginkább stressztolerátorok, illetve kompetítor-stressztolerátorok. A két csoport lombozat és magasság alapján válik szét.

Esettanulmány

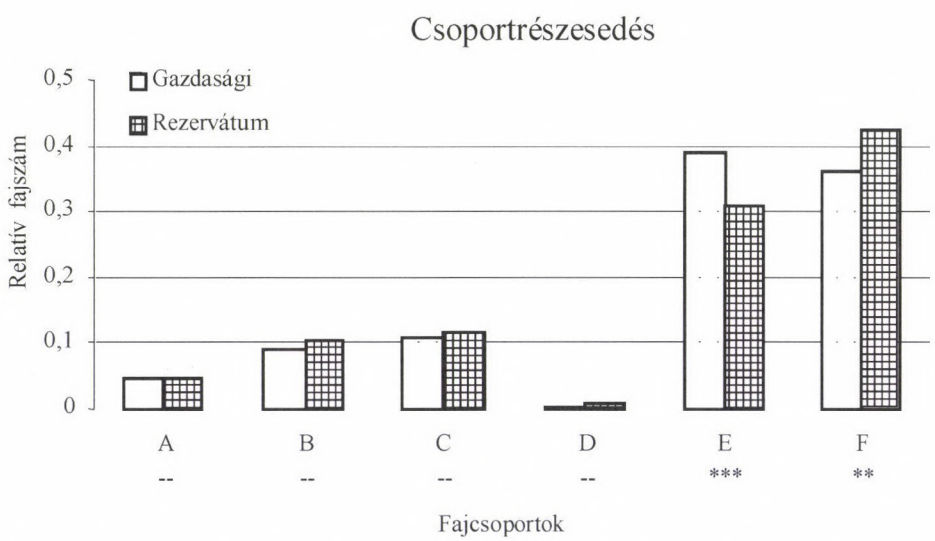
A csoportok viselkedésének jellemzésére egy erdészetileg kezelt, és egy természetközeli bükkös állomány aljnövényzetében gyűjtött adatokat használtuk. A vizsgált terület a Kékes északi oldalán 600–900 m tengerszint feletti magasságban (47°55'É, 20°05'K) található. Az alapkőzet andezit (Székely 1964), melyen átlagosan 40–80 cm mély, gyengén savas barna erdőtalaj található (Kovács 1975). Éghajlata kontinentális, az évi átlaghőmérséklet +5,7 °C. A januári átlaghőmérséklet –4,7 °C, a júliusi átlaghőmérséklet +15,5 °C. Az évi csapadékösszeg 840 mm, ebből a vegetációs időszakban 480 mm hullik. A Kékes északi oldalának vizsgált területén uralkodó növénytársulás a magashegységi bükkös (*Aconito-Fagetum* Soó) és a szubmontán bükkös (*Melittio-Fagetum* Soó) (Kovács 1968, 1975).

Munkánkhoz a Kékes Észak Erdőrezervátumban és a vele közvetlenül szomszédos különböző korú gazdasági állományokban gyűjtött adatokat használtuk. 2000 nyarán az erdészetileg kezelt erdő 62,66 hektáros területén, 11 erdőrészletben fajlistát készítettünk. Az erdőrészletek kiválasztásánál fontos szempont volt, hogy a rezervátummal közvetlenül érintkező, ahhoz hasonló kitettségű, meredekségű és talajú, összefüggő területeket válasszunk. Külön listába vettük az erdőrészleteken belül is az utakhoz, vízfolyásokhoz, tisztásokhoz, kőfolyásokhoz tartozó

fajokat, ezeket a jelen vizsgálatból kizártuk. Csak az erdőszéltől minimum 15 méterrel felvett adatokat használtuk. A rezervátum területén a vegetáció vizsgálatát 1997 nyarán Pászty Gabriella végezte (Pászty 1998). Ő a területet állabokra bontotta. „Minden erdőrészt, melynek záródása fanem-, kor- és növekedés szerint a szomszédos erdőrésztől lényegesen különbözik, állabnak nevezünk." (Vadas 1898). A rezervátumi felvételek közül azon 17 állab adatait használtuk fel, melyek uralkodó fafaja a bükk. A vizsgálatba így bevont rezervátumterület 20,88 ha. Nomenklatúránk a FLÓRA adatbázist (Horváth *et al.* 1995) követi.

Összehasonlítottuk a fajcsoportok relatív részesedését a gazdasági erdőrészletekben és a rezervátum állabjaiban. A fajcsoport-részesedésben levő különbségeket Mann–Whitney U-teszttel vizsgáltuk.

A lágyszárú fajcsoportok csoportrészesedését a 2. ábra mutatja. Az F csoport fajai (*Actaea spicata*, *Aegopodium podagraria*, *Campanula rapunculoides*, *Chelidonium majus*, *Geranium phaeum*, *Heracleum sphondylium*, *Lunaria rediviva*, *Melica uniflora*) nagyobb arányban fordulnak elő a rezervátumban. A gazdasági erdőkben az E csoport részesedése nagyobb (*Ajuga reptans*, *Carex sylvatica*, *Fragaria vesca*, *Hieracium sylvaticum*, *Lysimachia nummularia*, *Ranunculus repens*, *Sanicula europaea*, *Veronica chamaedrys*, *Veronica montana*). A D csoportra vonatkozó eredmény bizonytalan, mivel tavaszi felvételek nem készültek, és a csoportba tartozó fajok nyáron már sokszor nem felismerhető állapotúak.



2. ábra. A fajcsoportok csoportrészesedése a gazdasági és természetközeli erdők aljnövényzetében. A csillagok a Mann–Whitney U-teszt szignifikáns eredményét jelölik (–: nem szignifikáns, **: $p < 0{,}01$, ***: $p < 0{,}001$).

Értékelés

Vizsgálataink azt mutatják, hogy a 7 tulajdonság alapján a fajok csoportosíthatók. Az esettanulmányban bemutatott egyszerű vizsgálatban az E és F csoport részesedése mutatott különbséget a gazdasági és kezeletlen erdő közt. A két csoport leginkább a magasság és a lombozat fenológiája szempontjából különbözik. Valószínű, hogy a rezervátumban a lazább, heterogénebb lombkorona-szerkezet miatt a gyepszint bővebb fényellátottságú. Emiatt nagyobb összborítású aljnövényzet alakulhat ki, amelyben a jó kompetíciós képességű, magasra növő és nyártól őszig lombos fajok sikeresek. A zártabb lombkoronájú gazdasági erdők ritkás aljnövényzetében az alacsony fényintenzitás mellett is életképes, lombozatukat hosszan megtartó specialisták kerülnek előnybe. Közülük többen alacsony termetűek és áttelelő lombbal rendelkeznek (Givnish 1982, Regehr & Bazzaz 1976).

Feltételezzük, hogy a növényfajok ökológiai viselkedésének értelmezésén alapuló módszer elsősorban a fajok tömegarányát és a mintázati különbségeket is kifejező mintavételek alkalmazásával lehet használható a természetesség vizsgálatára. Az is figyelembe veendő, hogy a gazdasági erdők aljnövényzetének összetétele nagyon függ a faállomány korától.

*

Köszönetnyilvánítás – Kritikai észrevételeikért és segítségükért köszönet illeti Mihók Barbarát, Pászty Gabriellát, Gálhidy Lászlót, Ódor Pétert és Ruff Jánost. A terepmunkában László Ildikó volt nagy segítségünkre.

Irodalomjegyzék

Borhidi, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. – *Acta Bot. Hung.* **39**(1–2): 97–181.

Csontos, P. (2000): A magyar flóra ezermagsúly-adatbázisának bemutatása, alkalmazási példákkal. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **11**(1): 51.

Csontos, P., Tamás, J. & Tobisch, T. (2002): A magyar flóra magterjesztési mód adatbázisának bemutatása, elemzési példákkal: a szociális magatartási típusok értékelése. – In: Salamon-Albert, É. (szerk.): *Magyar botanikai kutatások az ezredfordulón – Tanulmányok Borhidi Attila 70. születésnapja tiszteletére.* PTE Növénytani Tanszék és MTA Pécsi Akadémiai bizottság, Pécs, pp. 557–569.

Díaz, S., Cabido, M. & Casanoves, F. (1998): Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. – *J. Vegetation Science* **9**(1): 113–122.

Epstein, H. E., Chapin, F. S., Walker, M. D. & Starfield, A. M. (2001): Analyzing the functional type concept in arctic plants using a dynamic vegetation model. – *Oikos* **95**(2): 239–252.

Gitay, H. & Noble, I. R. (1997): What are the functional types and how should we seek them? – In: Smith, T. M., Shugart, H. H. & Woodward, F. I. (eds): *Plant functional types: their relevance to ecosystem properties and global change.* Cambridge University Press, Cambridge, pp. 3–19.

Givnish, T. J. (1982): On the adaptive significance of leaf height in forest herbs. – *Amer. Naturalist* **120**(3): 353–381.

Graae, B. J. & Sunde, P. B. (2000): The impact of forest continuity and management on forest floor vegetation evaluated by species traits. – *Ecography* **23**: 720–731.

Grime, J. P., Hodgson, J.G. & Hunt, R. (1988): *Comparative plant ecology. A functional approach to common British species.* – Unwin Hyman Ltd, London.

Grime, J. P., Thompson, K., Hunt, R., Hodgson, J. G., Cornelissen, J. H. C., Rorison, I. H., Hendry, G. A. F., Ashenden, T. W., Askew, A. P., Band, S. R., Booth, R. E., Bossard, C. C., Campbell, B. D., Cooper, J. E. L., Davison, A. W., Gupta, P. L., Hall, W., Hand, D. W., Hannah, M. A., Hillier, S. H., Hodkinson, D. J., Jalili, A., Liu, Z., Mackey, J. M. L., Matthews, N., Mowforth, M. A., Neal, A. M., Reader, R. J., Reiling, K., RossFraser, W., Spencer, R. E., Sutton, F., Tasker, D. E., Thorpe, P. C. & Whitehouse, J. (1997): Integrated screening validates primary axes of specialisation in plants. – *Oikos* **79**(2): 259–281.

Horváth, F., Dobolyi, Z. K., Morschhauser, T., Lőkös, L., Karas, L. & Szerdahelyi, T. (1995): *FLÓRA adatbázis 1.2: Taxonlista és attribútum-állomány.* – MTA ÖBKI, Vácrátót.

Klimes, L., Klimesova, J., Hendriks, R. & van Groenendael, J. (1997): Clonal plant architectures: a comparative analysis of form and function. – In: de Kroon, H. & van Groenendael, J. (eds): *The ecology and evolution of clonal plants.* Backhuys Publishers, Leiden, pp. 1–29.

Kovács, M. (1968): Die Acerion pseudoplatani-wälder (Mercuriali-Tilietum und Phyllitidi-Aceretum) des Mátra-Gebirges. – *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* **14**(3–4): 331–350.

Kovács, M. (1975): *Beziehung zwischen Vegetation und Boden.* – Akadémiai Kiadó, Budapest.

Lavorel, S., McIntyre, S., Landsberg, J. & Forbes, T. D. A. (1997): Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. – *Trends Ecol. & Evol.* **12**(12): 474–478.

Lavorel, S., Touzard, B., Lebreton, J. D. & Clement, B. (1998): Identifying functional groups for response to disturbance in an abandoned pasture. – *Acta Oecol., Intern. J. Ecol* **19**(3): 227–240.

Lavorel, S., Rochette, C. & Lebreton, J. D. (1999): Functional groups for response to disturbance in Mediterranean old fields. – *Oikos* **84**(3): 480–498.

Leishman, M. R. & Westoby, M. (1992): Classifying plants into groups on the basis of associations of individual traits evidence from Australian semiarid woodlands. – *J. Ecol.* **80**(3): 417–424.

Leishman, M. R., Westoby, M. & Jurado, E. (1995): Correlates of seed size variation: a comparison among five temperate floras. – *J. Ecol.* **83**: 517–539.

Lindacher, R. (1995): Phanart. Datenbank der Gefässpflanzen Mitteleuropas. – *Veröff. geobot. Inst. Eidg. tech. Hochschule, Stiftung Rübel, Zürich,* **125**: 1–436.

Margóczi, K., Báldi, A., Dévai, Gy. & Horváth, F. (1997): A természetvédelmi ökológiai kutatási prioritásai. – *Term.véd. Közlem.* **5–6**: 6–16.

Mucina, L. (1997): Classification of vegetation: Past, present and future. – *J. Vegetation Sci.* **8**(6): 751–760.

Pászty, G. (1998): A Kékes Észak erdőrezervátum vegetációtérképe. – Szakdolgozat, ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest.

Podani, J. (1997): *Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe.* – Scientia Kiadó, Budapest.

Regehr, D. L. & Bazzaz, F. A. (1976): Low temperature photosynthesis in successional winter annuals. – *Ecology* **57**: 1297–1303.

Rothmaler, W. (1988): *Exkursionsflora Atlas der Gefässpflanzen.* – Volk und Wissen Volkseigener Verlag, Berlin.

Shipley, B., Keddy, P. A., Moore, D. R. J. & Lemkt, K. (1989): Regeneration and establishment strategies of emergent macrophytes. – *J. Ecol.* **77**: 1093–1110.

Simon, T. (1992): *A magyarországi edényes flóra határozója: Harasztok–virágos növények.* – Tankönyvkiadó, Budapest.

Soó, R. (1964): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani- növényföldrajzi kézikönyve I–VII.* – Akadémiai Kiadó, Budapest.

Standovár, T. & Primack, R. B. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai.* – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.

Székely, A. (1964): A Mátra természeti földrajza. – *Földr. Közlem.* **12**(88): 199–218.

Thompson, K. & Rabinowitz, D. (1989): Do big plants have big seeds? – *Amer. Naturalist* **133**: 722–728.

Thompson, K., Bakker, J. P., Bekker, R. M. & Hodgson, J. G. (1998): Ecological correlates of seed persistence in soil in the north-west European flora. – *J. Ecol.* **86**: 163–169.

Vadas, J. (1898): Erdőműveléstan. – Országos Erdészeti Egyesület, Budapest.

Woodward, F. I. & Cramer, W. (1996): Plant functional types and climatic changes: Introduction. – *J. Vegetation Sci.* **7**(3): 306–308.

Can we assess forest naturalness by ecological interpretation of forest floor vegetation?

Kenderes, K. & Standovár, T.

Department of Plant Taxonomy & Ecology, Eötvös L. University
H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C, Hungary

Abstract: We searched for a method that is appropriate for comparing the biological status of communities even with different species composition. For this purpose we compared the ecological behaviour of forest floor vegetation in forest stands under natural disturbances versus human impact, i.e. regular forest management. Herbaceous species of forests, forest edges and species with no clear habitat preference were classified based on seven characteristics: leaf phenology, life form, clonal behaviour, start of flowering, height, seed weight and means of propagule dispersal. Classification using global optimalisation, principal co-ordinate analysis and stepwise discriminant analyses were used. We distinguished 6 species groups: *Geranium robertianum* (A), *Sonchus asper* (B), *Cephalanthera* (C), *Corydalis* (D), *Viola sylvestris* (E), *Stachys sylvatica* (F). We studied the behaviour of these species groups in the unmanaged Kékes Forest Reserve and in the neighbouring managed stands. In the managed stands the average species richness per unit area was much lower than in the reserve, but the proportion of species belonging to species groups A, B, C and D was similar to that found in the unmanaged reserve. However, group F had higher relative importance in the reserve, since the more heterogeneous tree stand structure provides much better light supply, which favours tall, summer green species in the dense forest floor vegetation. We suggest that this approach could provide a more sensitive tool for assessing aspects of forest naturalness if quantitative data expressing species' importance were collected.

Key words: beech forest, global optimalisation, naturalness, plant functional type, species trait, understorey vegetation

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 139–148, 2004

A Merzse-mocsár mint a kovaalgák genetikai diverzitásának őrzője

Szabó Katalin[1], Beszteri Bánk[2], Lendvai Ádám Z.[3] és Ács Éva[4]

[1]*Szent István Egyetem, Mezőgazdasági és talajbiotechnológiai PhD program*
2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1, E-mail: zirpe@ludens.elte.hu
[2]*Alfred Wegener Institut für Polar- und Meeresforschung*
Bremerhaven, Am Handelshafen 1, Deutschland
[3]*Eötvös Loránd Tudományegyetem, Etológiai Tanszék*
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C
[4]*Magyar Tudományos Akadémia, ÖBKI, Magyar Dunakutató Állomás*
2131 Göd, Jávorka Sándor u. 14

Összefoglaló: 2002. február, április és szeptember hónapokban bentikus kovaalgamintákat gyűjtöttünk a Merzse-mocsáron. A Merzse-mocsár apró, védett terület Budapest határánál. Makrovegetációja és madárfaunája alapján értékes terület. Gerinctelen faunáját, valamint vizének algaflóráját mindeddig nem vizsgálták, holott ezek a szervezetek általában igen alkalmasak állapotfelmérésre, vízminősítésre. A bentikus kovaalga-közösségek elemzését a Hofmann-féle vízminősítő rendszerrel végeztük el, mely alapján a víz trofitási és szaprobitási viszonyaira következtethetünk. Emellett a Lange-Bertalot-féle németországi vörös lista alapján becsültük az egyes fajok elterjedtségének mértékét. Eredményeink alapján a Merzse-mocsár vize eutróf és béta-alfa-mezoszaprób, ami hazai felszíni vizeinkre általában jellemző, emberi tevékenység által befolyásolt, leromlott, de nem javíthatatlan minőséget jelent. A vörös lista szerint számos értékes, visszaszoruló állományú kovaalgafaj él a Merzse-mocsárban, ami természetvédelmi értékét feltétlenül növeli. Hosszú távú molekuláris taxonómiai vizsgálatok céljából kovaalga-tenyészeteket is leoltottunk.

Kulcsszavak: élőhelymegőrzés, Hofmann-index, kovaalga, ökológiai állapotfelmérés, vörös lista

Bevezetés

A vizes élőhelyek az emberi tevékenységre fokozottan érzékeny területek, melyek világszerte veszélyeztetettek, így ezek megőrzése a modern természetvédelem elsődleges feladatai közé tartozik (Moyle & Leidy 1989). A vizes élőhelyek megőrzése gyakran csak aktív természetvédelmi kezeléssel oldható meg. A terület adottságait figyelembe vevő, egyedi kezelési terv kidolgozásához elengedhetetlenül szükséges a terület hidrológiai, ökológiai állapotának minél szélesebb körű feltérképezése (Sutherland & Hill 1995). Az élőhelyek ökológiai állapotának felmérése, természetvédelmi értékelése gyakran *ad hoc* jellegű, mely néhány látványos,

ritka állatfaj jelenlétén alapul. Ez a szemlélet az élőhely természetvédelmi értékelését torzíthatja, és téves következtetések levonásához vezethet (Carroll & Meffe 1997). Az utóbbi évtizedekben a természetvédelmi értékelés szubjektív megközelítési módja helyett egy általánosan használható szempontrendszer használata került előtérbe (Lenz *et al.* 2000). A környezeti változásokra érzékenyen reagáló biológiai indikátor szervezeteknek számos alkalmazási területe van, pl. a zuzmókat hosszú ideje sikeresen alkalmazzák a levegőminőség értékelésére (áttekintő dolgozat: Conti & Cecchetti 2001).

A vizes élőhelyek objektív értékelésére a bevonatlakó kovaalgák jól alkalmazhatók, elsődleges termelő szervezetekként fontos szerepet töltenek be mind az álló-, mind a folyóvizek anyagforgalmában, meghatározó elemei a táplálékhálózatnak. Mivel földrajzi elterjedésük széles körű; ubikvista szervezetek, generációváltásuk gyors és a vizet ért különböző szennyeződésekkel szemben nagy érzékenységet mutatnak, kitűnő bioindikátor szervezetek. A vízminőség változásaira a fajspecifikus toleranciahatárok miatt a fajösszetételben és a fajok relatív abundanciájában bekövetkező változásokkal reagálnak (Hofmann 1994). Az Európai Unió Vízkeretirányelveinek követelménye a felszíni vizek ökológiai állapotának felmérése, s minősítésükhöz kiterjedten alkalmazzák a bentikus kovaalgákat. Franciaországban a folyóvizek minősítésére ún. kovaalga indexeken alapuló szoftvert, az OMNIDIA-t (Lecointe *et al.* 1993) dolgozták ki. Az állóvizek bentikus diatomaalapú monitorozása még kevéssé kidolgozott, de dinamikusan fejlődő terület. Jelenleg a trofitás becslésére szolgáló indexet, a Hofmann-indexet (1994) használják állóvíz-minősítésre.

Jelen vizsgálatban a Merzse-mocsár bentikus kovaalgaflóráját vizsgáltuk, florisztikai állomány- és állapotfelmérő, vízminősítő, illetve hosszabb távon genetikai vizsgálatok céljából. A jelen munka szervesen kapcsolódik más hazai projektekhez, mivel a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (Török 1997) keretein belül már megkezdődött a bentikus kovaalgák hazai állományának felmérése (Ács *et al.* 2002). Bár ennek során eddig csupán egyes tiszai holtágak vizsgálatára került sor, a program tapasztalatai általános érvénnyel felhasználhatók egyéb hasonló jellegű munkáknál is. Összességében, a Merzse-mocsár florisztikai és természetvédelmi állapotfelmérése alapul szolgálhat az élőhely megőrzését célul kitűző, jövőbeni kezelési tervek kidolgozásához.

Módszerek

A vizsgált terület

A Merzse-mocsár 27 hektáros védett terület Budapest határánál, a korábban az Alföldre jellemző Turján-vidék utolsó megmaradt foltjainak egyike. Vize évek óta erősen apad, és bár 1993 óta mesterségesen pótolják, a vízmennyiség csökkenése mára olyan mértékűvé vált, amely a mocsár létét veszélyezteti. A mocsár élővilága gazdag: számos különleges, védett növény- és állatfaj található itt meg, mint pl. a hússzínű ujjaskosbor (*Dactylorrhiza incarnata*), mocsári kosbor (*Orchis laxiflora*), fehér májvirág (*Parnassia palustris*), budai imola (*Centaurea sadleriana*), mocsári teknős (*Emys orbicularis*) (Petrőczy & Gazdag 1998).

Adatgyűjtés

A Merzse-mocsáron három alkalommal végeztünk bentikus alga-gyűjtéseket, 2002. február, április és szeptember hónapokban. Az első két mintavétel során három mintavételi ponton gyűjtöttünk mind nádról, mind gyékényről bevonatot, míg szeptemberben csupán egy mintavételi pontról, gyékényről. Ezt az indokolta, hogy az előző két mintavétel során Jaccard- (1908) és Czekanowski-féle (1909) klaszteranalízis alapján megállapítottuk, hogy a Merzse-mocsár bevonatflórája homogénnek tekinthető.

A minták feldolgozása és értékelése

A mintákat a laboratóriumban tömény hidrogén-peroxid és egy normálos sósav elegyében elroncsoltuk, hogy a kovavázat megszabadítsuk a szerves alkotóelemektől, a sejttartalomtól, majd tartós preparátumot készítettünk, melyet fénymikroszkóppal, immerziós objektív segítségével, szemikvantitatívan dolgoztunk fel. Dominánsnak tekintettük azokat a fajokat, amelyek relatív abundancia értéke legalább egy mintában elérte, illetve meghaladta az öt százalékot. Az így kapott adatok alapján kiszámoltuk a Hofmann-index értékeket. Ezt az indexet bentosz minta kovaalgafajainak relatív abundanciája, illetve az egyes fajok indikátorértéke és trofitási preferenciája alapján számolhatjuk ki (Hofmann 1994). A rendszer hat toleranciacsoportot különböztet meg, melyeket a következők szerint skáláz: 1–1,99: oligotróf, 2–2,49: oligo-mezotróf, 2,5–3,49: mezotróf, 3,5–3,99: mezo-eutróf, 4,0–5,0: eutróf. A toleráns fajokat (ez a hatodik kategória) az index nem veszi figyelembe. A vörös lista alapján becsültük az egyes fajok elterjedtségét, illetve veszélyeztetettségének mértékét.

Jelen munka során a németországi vörös listát (Lange-Bertalot 1996) használtuk fel (hazánkban hasonló lista mindeddig nem áll rendelkezésre), ez alapján állapítottuk meg az egyes fajok veszélyeztetettségének, elterjedtségének mértékét. Bár a németországi vörös listát természetesen a németországi viszonyoknak megfelelően dolgozták ki, eddigi tapasztalataink szerint viszonylag csekély hibalehetőséggel felhasználhatjuk magyarországi vizeinkkel kapcsolatosan is. A kovaalgák ugyanis ubikvista élőlények, igen könnyen terjednek a széllel vagy vízimadarak lábához tapadva (kitartósejtes, ún. auxospórás állapotban), és egy-egy algaközösség fajösszetételét nem elsősorban az adott víz földrajzi elhelyezkedése szabja meg, hanem a fizikai-kémiai paraméterei. Tehát pl. egy erősen eutróf állóvíz kovaalgaflórája igen hasonló egymáshoz Európában vagy Dél-Amerikában, ezzel szemben pl. egy szikes, oligotróf állóvíz és egy alacsonyabb elektrolittartalmú, mezotróf folyóvíz kovaalgaflórájában igen kevés az átfedés, akkor is, ha ezek egymástól csupán néhány km-nyi távolságra helyezkednek el (Lange-Bertalot 1979).

A klasszikus mikroszkópos módszer mellett tenyésztésre is oltottunk le élő mintákat, ezekkel hosszabb távú, genetikai, taxonómiai vizsgálati céljaink vannak, melyek jellegéről bővebben egy, a laboratóriumunk által publikált másik közleményben szóltunk (Beszteri *et al.* 2001).

Eredmények

A mocsárban összesen 88 fajt és változatot találtunk (1. táblázat). A domináns kovaalga-fajok az *Achnanthes minutissima*, *Amphora pediculus*, *Eunotia bilunaris*, *Fragilaria ulna*, *F. ulna* var. *acus*, *F. capucina* var. *gracilis*, *Gomphonema clavatum*, *G. parvulum*, *Navicula atomus*, *N. cincta*, *N. oblonga*, *N. veneta*, *Nitzschia amphibia*, *N. paleacea*, *N. perminuta*, *Cyclotella meneghiniana*, *Stephanodiscus invisitatus* voltak. Ezek a fajok jórészt kozmopoliták, elterjedt, nem veszélyeztetett flóraelemek (fogalom-magyarázat az 1. ábránál), vízminőséggel szemben jórészt meglehetősen tágtűrésűek.

Ugyanakkor számos visszaszoruló állományú faj, mint a *Caloneis schumanniana*, *C. undulata*, *Cymbella amphicephala*, *C. cistula*, *Fragilaria tenera*, *Gomphonema angustum*, *G. insigne*, *Navicula menisculus*, *N. oblonga*, *Pinnularia microstauron*, és több, valószínűleg veszélyeztetett faj, mint a *Fragilaria biceps*, *Gomphonema auritum*, *Navicula difficillima*, *N. exilis* is előfordult. A többi taxon a nem veszélyeztetett, valamint a biztosan nem veszélyeztetett kategóriákba esett, illetve több fajnál nem állt rendelkezésre megfelelő adat (1. ábra).

Az egyes kovaalgafajok relatív abundancia adatai alapján, a Hofmann-féle kovaalga-alapú vízminősítő rendszerrel (1994) értékeltük a víz trofitását és szap-

1. táblázat. A bentikus kovaalgák relatív abundancia értékei 2002-ben (a februári és áprilisi értékek az egyes mintavételi helyekről származó adatok számtani átlagértékei).

Faj	február	április	szeptember
Achnanthes hungarica	0,00	0,06	0,00
Achnanthes lanceolata	1,92	0,61	0,33
Achnanthes minutissima	4,24	13,43	19,61
Amphora libyca	0,04	0,06	0,33
Amphora ovalis	0,00	0,12	0,00
Amphora pediculus	2,18	1,66	30,72
Amphora veneta	2,57	0,18	0,65
Anomoeneis sphaerophora	0,00	1,10	0,33
Caloneis bacillum	0,74	0,00	0,65
Caloneis schumanniana	0,00	0,00	0,98
Caloneis silicula	0,08	0,00	0,00
Caloneis undulata	1,11	0,00	0,00
Cocconeis pediculus	0,21	0,00	0,33
Cocconeis placentula	0,08	0,06	0,33
Cymbella affinis	0,00	0,73	0,65
Cymbella amphicephala	0,00	1,65	3,27
Cymbella cistula	0,00	0,18	0,00
Cymbella microcephala	0,08	0,06	1,31
Denticula kuetzingii	0,00	1,04	8,82
Diatoma vulgaris	0,00	0,12	0,00
Epithemia adnata	0,29	0,00	0,00
Eunotia bilunaris	3,09	4,36	0,00
Fragilaria arcus	0,17	0,00	0,00
Fragilaria biceps	0,00	0,00	1,63
Fragilaria capucina	0,04	0,00	0,00
Fragilaria capucina var. *perminuta*	0,04	0,00	0,00
Fragilaria capucina var. *vaucheriae*	0,00	0,12	0,00
Fragilaria capucina var. *gracile*	0,37	3,74	0,33
Fragilaria famelica	0,53	0,00	0,00
Fragilaria pinnata	0,00	0,06	0,00
Fragilaria tenera	0,00	0,18	0,00
Fragilaria ulna	0,29	12,28	0,33
Fragilaria ulna f. *acus*	4,45	16,92	0,65
Gomphonema angustatum	0,04	0,00	0,00
Gomphonema angustum	0,04	0,00	0,00
Gomphonema auritum	0,74	0,00	0,00
Gomphonema clavatum	3,03	2,03	0,65
Gomphonema gracile	0,66	0,12	1,96
Gomphonema insigne	0,20	0,00	0,00
Gomphonema micropus	0,00	0,06	0,00
Gomphonema parvulum	5,39	1,41	1,96
Gomphonema truncatum	0,08	4,36	0,65
Meridion circulare	0,00	0,00	0,33
Navicula atomus	4,77	0,00	0,00

1. táblázat (folytatás)

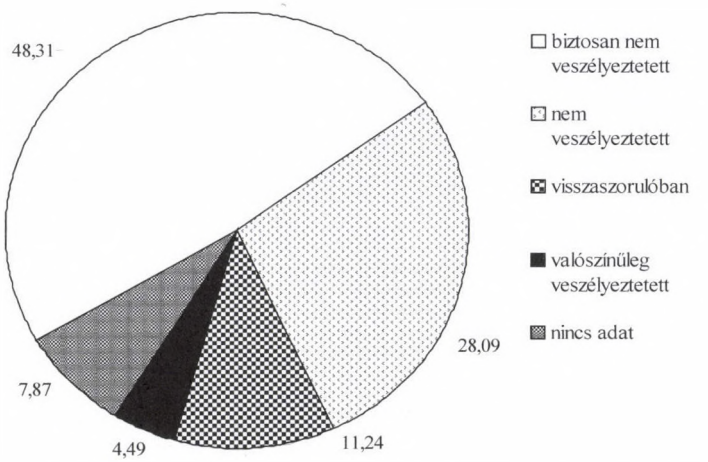
Faj	február	április	szeptember
Navicula atomus var. *permitis*	0,49	0,00	0,33
Navicula capitata	0,04	0,00	0,65
Navicula cincta	7,50	0,06	0,33
Navicula cryptocephala	0,68	0,00	0,00
Navicula cuspidata	0,04	0,18	0,00
Navicula difficillima	0,00	0,00	0,33
Navicula erifuga	0,00	0,00	0,00
Navicula exilis	0,70	0,00	0,00
Navicula halophila	1,02	0,18	0,00
Navicula menisculus	0,00	0,12	0,33
Navicula minima	1,00	0,06	0,00
Navicula minuscula var. *minuscula*	0,57	0,68	0,00
Navicula oblonga	0,00	4,23	0,33
Navicula pupula	0,00	0,00	2,29
Navicula radiosa	0,12	1,10	0,00
Navicula seminulum	0,33	0,00	0,00
Navicula subminuscula	0,04	0,00	0,00
Navicula trivialis	0,00	0,00	0,33
Navicula veneta	4,45	0,92	2,29
Navicula ventralis	1,61	0,37	0,00
Nitzschia acicularis	0,25	0,00	0,00
Nitzschia aequorea	0,08	0,00	0,00
Nitzschia amphibia	6,45	1,04	4,58
Nitzschia commutata	0,04	0,00	0,00
Nitzschia fonticola	0,04	0,18	1,63
Nitzschia frustulum	0,53	0,06	0,33
Nitzschia gracilis	0,41	0,12	0,00
Nitzschia graciliformis	0,00	0,00	0,98
Nitzschia hungarica	0,00	0,00	0,33
Nitzschia incognita	0,08	0,00	0,00
Nitzschia intermedia	0,00	0,00	1,96
Nitzschia linearis	0,00	0,80	0,00
Nitzschia palea	0,82	0,61	0,65
Nitzschia paleacea	0,20	3,38	0,00
Nitzschia perminuta	24,08	3,93	1,63
Nitzschia reversa	0,25	0,00	0,00
Nitzschia tubicola	0,00	0,00	0,33
Pinnularia microstauron	0,49	0,00	0,00
Surirella angusta	0,00	0,00	0,33
Aulacoseira granulata	1,17	0,00	0,00
Cyclotella atomus var. *gracilis*	0,04	0,00	0,00
Cyclotella meneghiniana	3,98	1,41	3,27
Stephanodiscus invisitatus	4,96	13,81	0,00
Stephanodiscus tenuis	0,04	0,00	0,00
Thalassiosira weissflogii	0,04	0,00	0,00

robitását. Az index értékei a különböző mintavételi időpontokban és mintavételi helyekről gyűjtött mintákban 3,76 és 4,93 között változtak.

Értékelés

A kovaalgaflóra alapján a mocsár vize eutróf és béta-alfa-mezoszaprób. Ezek általában jellemző értékek hazánk olyan felszíni vizeire, melyek emberi szennyező forrásoktól erősen befolyásoltak, leromlottak, de rendelkeznek még a természetes tisztulás képességével.

A Merzse-mocsárban számos visszaszoruló állományú fajt találtunk. Ezeknek a fajoknak a jelenléte általában sérülékeny területekre jellemző. Állományuk visszaszorulásának fő oka az, hogy a faj által benépesített élőhelyek változatossága (pl. a vizek eutrofizációja, amely ilyen következményekkel jár), vagy a faj számára kedvező élőhelytípusok mennyisége csökken. A visszaszoruló állományú és valószínűleg veszélyeztetett fajok jelenléte természetvédelmi, florisztikai szempontból feltétlenül növeli a mocsár értékét. Egyrészt a genetikai diverzitás megőrzésében mindig kulcsfontosságú a ritkuló, visszaszoruló állományú fajok védel-

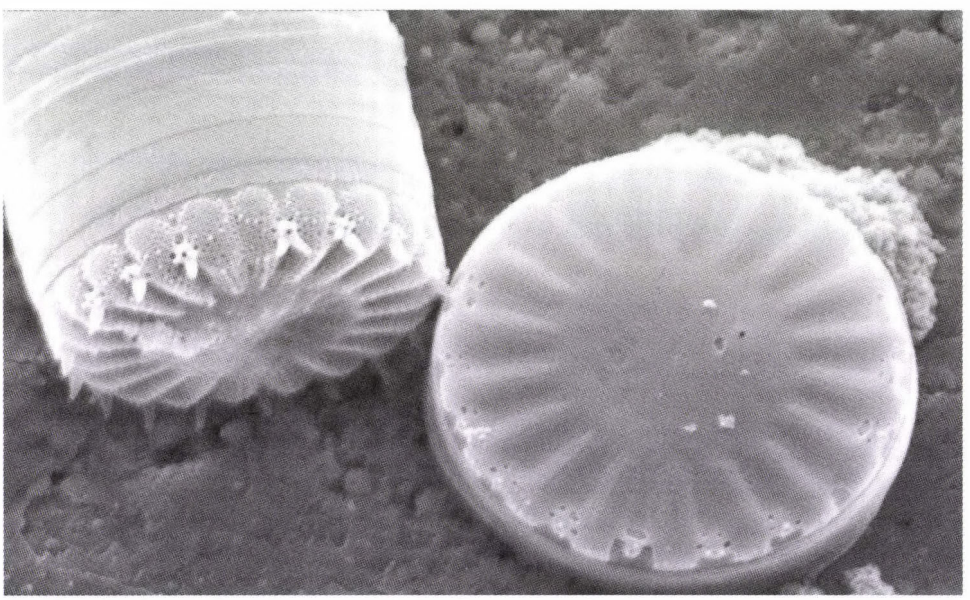


1. ábra. A kovaalgák elterjedésének és veszélyeztetettségének mértéke a fajszám százalékában kifejezve. (Valószínűleg veszélyeztetett: az eddigi vizsgálatok alapján feltehetőleg veszélyeztetett fajok, de nem áll rendelkezésre elég információ ahhoz, hogy a veszélyeztetett, erősen veszélyeztetett vagy kihalástól fenyegetett kategóriák valamelyikébe besoroljuk. Visszaszoruló állományú az a faj, amely jelenleg még nem veszélyeztetett, de állománya az utóbbi időben megritkult. Nem veszélyeztetett az a faj, amelynek élőhelyei, illetve azok változatossága nem csökken, függetlenül attól, hogy ritka vagy gyakori fajokról van-e szó. Biztosan nem veszélyeztetett az a faj, amely gyakori vagy nagyon gyakori és jellemző élőhelyei, illetve azok változatossága nem csökken, esetleg invazív fajról van szó.)

me, másrészt a természetvédelemben érvként szolgálhatnak egy adott terület védelme mellett. A vörös listák felhasználásának ez utóbbi szempontja különösen mikroszkopikus élőlények esetében fontos (Lange-Bertalot 1996).

Az Európai Vízkeretirányelvek szerint a felszíni vizek esetében a vízhasználat fő célkitűzése a jövőben a vízi ökoszisztémák megóvása a további károsodásoktól, a fenntartható, a vízforrások hosszú távú védelmét szem előtt tartó hasznosítás, illetve a jó ökológiai vízminőség elérése. Hangsúlyozandó, hogy a jó ökológiai vízminőség nem jelenti feltétlenül a teljesen természetes, eredeti, zavartalan állapotot, hanem a rendszernek azt az állapotát, amely alkalmas a hosszú távú, kiegyensúlyozott működésre. Az irányelvek különösen fontos pontja, hogy víz és szárazföld egységében gondolkodik (Ferrier & Edwards 2002).

A Merzse-mocsár, mint az itt elvégzett felmérés, a számos érdekes kovaalgafaj előfordulása is alátámasztja, védelemre érdemes terület. A vízminőség javítása, a mocsár állapotának rekonstrukciója, a veszélyeztetett fajok védelme érdekében természetvédelmi kezelési tervet kell kidolgozni, melyhez fontos információkat szolgáltathatnak a jelenlegi felmérés tanulságai. A Merzse-mocsáron tapasztaltak megerősítik továbbá, hogy a kisvizek algológiai vizsgálata számos érdekességet, ritka, különleges fajok megtalálását jelentheti, ami természetvédelmi és florisztikai szempontból egyaránt fontos.



2. ábra. *Cyclotella meneghiniana* (pásztázó elektronmikroszkópos felvétel ×1800-os nagyítás).

A fentebb leírtakból is látható, hogy a kovaalgák a vizes élőhelyek kiváló ökológiai indikátor szervezetei, de jelzőképességük még pontosabb megismeréséhez genetikai diverzitásuk ismerete is szükséges. A genetikai diverzitás vizsgálata a fajok populációjának a szintjén fontos szerepet játszik annak kiderítésében, hogy az adott faj hogyan képes reagálni a környezeti változásokra (Smith & Wayne 1996). A jelen vizsgálatban a fajokat morfológiai bélyegek alapján különítettük el: a kovaalgák finoman mintázott szilikáthéján fény- és elektronmikroszkóppal nagyon apró bélyegek is megkülönböztethetőek, így ennek köszönhetően kiváló alanyai a morfológiai alapú taxonómiának, ilyen például a *Cyclotella meneghiniana* (2. ábra). Sokszor nehéz azonban eldönteni, melyik morfológiai bélyeg/bélyegcsoport mérvadó a fajok vagy faj alatti kategóriák elválasztásához. Ennek a kérdésnek a megválaszolásához közeli rokon fajok molekuláris biológiai vizsgálata szükséges, melyet a Merzse-mocsárról gyűjtött élő minták tenyésztésével megkezdtünk. A molekuláris vizsgálatok a jövőben lehetőséget biztosítanak arra, hogy a bioindikátorként használható kovaalgák jelzőszerepét még pontosabban is megismerhessük.

*

Köszönetnyilvánítás – A szerzők köszönetüket fejezik ki az FKFP 0154/2000 pályázatnak.

Irodalomjegyzék

Ács, É., Szabó, K. & Kiss, K. T. (2002): Nature conservation oriented algal biodiversity investigations in the main arm and some dead arms of the River Tisza I. Benthic Diatoms. – *Internat. Assoc. Danube Res.*, Tulcea **34**: 111–120.

Beszteri, B., Ács, É., Makk, J., Kovács, G., Márialigeti, K. & Kiss, K. T. (2001): Phylogeny of six naviculoid diatoms based on 18S rDNA sequences. – *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* **51**: 1581–1586.

Carroll, C. R. & Meffe, G. K. (1997): Management to meet conservation goals: General principles. – In: Meffe, G. K. & Carroll, C. R. (eds): *Priciples of conservation biology*. 2nd ed. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.

Conti, M. E. & Cecchetti, G. (2001): Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment – a review. – *Environm. Pollution* **114**(3): 471–492.

Czekanowski, J. (1909): Zur differential Diagnose der Neandertalgruppe. – *Korrespbl. Dt. Ges. Anthrop.* **40**: 44–47.

Ferrier, R. C. & Edwards, A. C. (2002): Sustainability of Scottish water quality in the early 21st century. – *The Science of the Total Environment* **294**: 57–71.

Hofmann, G. (1994): Aufwuchs diatoms in See und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. – *Bibl. Diatomologica* **30**: 1–241.

Jaccard, P. (1908): Nouvelles recherches sur la distribuion florale. – *Bull. Soc. Vand. Sci. Nat.* **44**: 223–270.

Lange-Bertalot, H. (1979): Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. – *Beih. Nova Hedwigia* **64**: 285–304.

Lange-Bertalot, H. (1996): Rote Liste der limnischen Kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands. – *Schrift. f. Vegetationsk.* **28**: 633–678.

Lecointe, C., Coste, M. & Prygiel, J. (1993): "OMNIDIA": a software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. – *Hydrobiologia* **269/270**: 509–513.

Lenz, R., Malkina-Pykh, I. G. & Pykh, Y. (2000): Introduction and overview. – *Ecological Modelling* **130**: 1–11.

Moyle, P. B. & Leidy, R. A. (1989): Loss of biodiversity in aquatic ecosystems: evidence from fish faunas. – In: Fielder & Jain (eds): *Conservation Biology*. Chapman and Hall, New York.

Petrőczy, T. & Gazdag, L. (1998): *A Merzse-mocsár*. – CD-ROM.

Smith, T. B. & Wayne, R. K. (eds) (1996): *Molecular genetic approaches in conservation*. – Oxford University Press.

Sutherland, W. J. & Hill, D. A. (1995). *Managing habitats for conservation*. – Cambridge University Press.

Török, K. (szerk.) (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. IV. Növényfajok*. – MTM, Budapest, 140 pp.

The Merzse marsh, preserver of diatoms' genetic diversity

Szabó, K.[1], Beszteri, B.[2], Lendvai, Á. Z.[3] and Ács, É.[4]

[1]Agricultural and Soil Biotechnology PhD Programme, Szent István University
H-2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1, Hungary
[2]Alfred Wegener Institut for Polar- and See Research
Bremerhaven, Am Handelshafen 1, Germany
[3]Department of Ethology, Eötvös Loránd University
H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C, Hungary
[4]Hungarian Danube Research Station, Hungarian Academy of Sciences
H-2131 Göd, Jávorka Sándor u. 14, Hungary

Abstract: Benthic diatom investigations were carried out in February, April and September 2002 on the Merzse marsh, which is a small protected area near Budapest (Hungary). The vascular plant flora and bird fauna of the marsh indicate fairly good conditions, but little attention has been paid on the state of non-vascular plants and invertebrates of the area up to now. However, these are appropriate subjects of quality assessment and survey. We used two different systems to carry out the quality assessment: the water-qualifying system of Hofmann and the red list of Lange-Bertalot. The former furnishes data on the trophic and saprobic state of the water, while the latter provides information on the degree of penetration of certain taxa in natural habitats. We concluded that the quality of the marsh water is intermediate. It means it is eutrophic and beta-alpha-mesosaprobic, and with these values similar to most of the surface waters in Hungary, which are severely impacted by human activities. We found a series of valuable diatom species, which are characterised by decreasing stocks all over the world. All in all, the Merzse marsh represents a valuable wetland worth further protection and benthic diatom investigations contribute a lot to the better knowledge and qualifying of it. For further molecular genetic studies we have begun the culturing of some species.

Key words: diatom, Hofmann-index, nature conservation, quality assessment, red data list

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 149–158, 2004

Antropogén eredetű beavatkozások és terhelések hatása a veresegyházi Malom-tó úszólápi és parti vegetációjára

Tatár Sándor

Tavirózsa Környezet- és Természetvédő Egyesület
1171 Budapest, Óvónő u. 72, E-mail: fivinvest@chello.hu

Összefoglaló: A tanulmány célja irodalmi adatok és saját terepi kutatás alapján annak bemutatása, hogy az emberi tevékenység és tájhasználat milyen hatással volt a veresegyházi Malom-tó vegetációjára és flórájára. A Malom-tavon az eutrofizáció kedvezőtlenül hatott a vízminőségre és rajta keresztül a tó vegetációjára, illetve flórájára. A rendszeres „algavirágzások", az alacsony nitrogénigényű növényfajok és a hínárnövényzet kipusztulása, a magas nitrogénigényű növények megtelepedése, a tiszta vizet kívánó indikátornövények eltűnése és az úszólápok elnádasodása mind az eutrofizáció következményei. Egyes helyeken a nádpusztulás jelei is mutatkoznak. A 20. század második felében a tó feletti patakszakaszon további horgásztavakat alakítottak ki. A munkálatok során nagy mennyiségű nádast, úszólápot, hínárnövényzetet és tőzeget termeltek ki. A házak emésztőgödreiből, a műtrágyázásból és a horgászatból eredő vízszennyezés az említett beavatkozásokkal együttesen eredményezték a Malom-tó nagymértékű eutrofizációját.

Kulcsszavak: nitrogénigény, úszóláp, vizek eutrofizációja

Bevezetés

A kutatás célja irodalmi adatok és saját terepi munka alapján annak vizsgálata volt, hogy a különböző emberi tevékenységek milyen hatást gyakoroltak a veresegyházi Malom-tó vegetációjára és flórájára. A terepi munka 2000 márciusa és szeptembere közötti időszakban történt.

Az országos védettséget élvező Malom-tavat (Pesti-síkság) a patak (ma Sződrákosi-patak) felduzzasztásával hozták létre a középkorban. Első okleveles említésében – mely 1430-ból való – mesterséges halastóként írták le. A tó nádasát egészen a 20. század közepéig rendszeresen aratták (Horváth 1995). A 20. század elején a tó déli kétharmadát összefüggő úszóláp borította, melynek alapját részben elhalt nádtarackok alkották. Keletről és nyugatról a partot kísérő láprétek magassásos úszólápként nyúltak be a tó belseje felé. A tó gazdag hínárvegetációjában tömeges volt a *Potamogeton lucens* L. (Boros 1916–1954, 1925). A Malom-tó a *Menyanthes trifoliata* L. egyik legnagyobb termőhelye volt az országban, ahol gyűjtésre érdemes mennyiséget is találtak (Boros 1935). A MTM Növénytára herbáriumi példányainak tanúsága szerint 1916 és 1944 között – Boroson kívül – Jávorka,

Sigismundi, Keller és Kárpáti Zoltán is gyűjtött Veresegyházon *Menyanthes trifoliata* L.-t (összesen 20 herbáriumi lap).

Palik (1934) vizsgálatai szerint a tó algaflórája – akárcsak az úszólápok vegetációja – az északi lápokéra hasonlított. Csapody akvarellsorozatába Veresegyházon festette le többek között az *Cicuta virosa* L.-t (1947) és a *Carex appropinquata* Schum.-t (1950). Az MTA Botanikai Kutatóintézete 1950-ben Zólyomi Bálint vezetésével tanulmányutat szervezett a Malom-tóhoz a „phytocoenologiai felvételezési módszer elsajátítása céljából". A tavat kísérő – azóta megsemmisült – forráslápon (*Caricetum davallianae*, *Juncus subnodulosus* facies) 4 m × 4 m-es kvadrátban 32 edényes növényt (*Parnassia palustris*, *Menyanthes trifoliata*, *Pedicularis palustris* stb.) és 7 mohafajt írtak le (Zólyomi 1950). [2000-ben a tavon és partján mindössze 48 edényes növényfaj fordult elő (Tatár 2003).] A tó mozaikszerű úszólápjainak alapját a *Carex elata* All. zsombékoszlopok alkották, melyek között hínárral borított kis víztükrökben az *Utricularia bremii* Heer tenyészett. Az MTM Növénytárában az összes *Utricularia bremii* Heer gyűjtemény közel háromnegyede (össz. 15 herbáriumi lap) a Malom-tóból származik. A növényeket 1944 és 1949 között Papp, Bánó, Károlyi, Pénzes, Horánszky és Boros gyűjtötte. Kárpáti és Kárpátiné 1951-től kezdve több éven keresztül rendszeresen tanulmányozták a tó növénytársulásainak aspektusváltozásait, munkájukat azonban nem publikálták (Kovács 1980). Az 1960-as években a horgászat előtérbe kerülésével a tó déli részének összefüggő úszólápjából több kisebb-nagyobb részt kiszakítottak, az úszólápokat elvontatták, lekarózták és horgászállásokat alakítottak ki.

1980-ban a század eleji növényvilág 80–90%-a még megtalálható volt. A tavat süllőhínáros békaszőlőhínár (*Myriophyllo-Potametum*) népesítette be, és a víztükröt részben láprét (*Succiso-Molinietum hungaricae, Carex davalliana* szubassz.), részben pedig úszóláp szegélyezte. Az úszóláp alapját a *Carex elata* All. és egyéb sások, valamint a nád rhizomáinak szövedéke képezte. Általában a hínárfajok háttérbe szorulása volt észlelhető, melynek okát a fokozódó eutrofizálódással járó algásodásban látták. A Malom-tó 1985-ben megyei szintű védettséget kapott (Kovács 1980).

A 20. század végére az eutrofizáció következtében az egykori magassásos úszólápok teljesen elnádasodtak, jelentős gyepszint csak az úszólápok peremén maradt. A víz tápanyag-feldúsulását jelzi, hogy a nádszigetek szélén a növényfajok extra méretűre nőnek (Balogh & Zöld-Balogh 1993). A tóparti lápréteket lecsapolták, feltöltötték, a velük összefüggő, a tó keleti, illetve nyugati oldalát kísérő úszólápokat pedig kikotorták (Tatár & Krenedits 2001).

Az úszólápszegélyek nádas társulásának (*Phragmitetum communis*) két típusa napjainkban a mocsári sásos nádas és a sédkenderes nádas. Az úszólápok belse-

jének nádas társulásában (*Phragmitetum communis*) a nádon kívül alig fordul elő más növényfaj.

Az eutrofizáció – illetve az emiatt fellépő algásodás és elnádasodás – következményeként 1927 és 2000 között jelentősen (21,3%-kal) csökkent a Malom-tavon a növényfajok száma, a fajszerkezet átalakult. A vegetáció fokozódó mértékű degradációja (új gyomfajok megjelenése, nádpusztulás stb.) ellenére még 2000-ben is relatív magas volt a természetességre utaló fajok aránya (összesen 79,2%). A degradációt jelző növényfajok részesedése 2000-ben 20,8%, ez 6%-kal több, mint 1927-ben. Az elvégzett homogenitás vizsgálat (χ^2 próba) eredménye ugyanakkor azt mutatta, hogy a négy fajlista között (Balogh & Zöld-Balogh 1993, Boros 1927, Palik 1934, Tatár 2001) a Simon-féle természetvédelmi értékkategóriák megoszlása tekintetében nincs szignifikáns különbség (Tatár 2003).

Módszerek

A fajnevek használata Simon (1994), míg a növényfajok nitrogénigény szerinti értékelése Borhidi (1995) munkája alapján, illetve a fajlisták (Balogh & Zöld-Balogh 1993, Boros 1927, Palik 1934, Tatár 2001) felhasználásával történt. A fajlistákból korábban összefoglaló táblázat, a Malom-tó és környezetéről pedig térkép készült (Balogh & Zöld-Balogh 1993, Tatár 2003). „Nagy-úszóláp"-nak a Malom-tó déli részén elhelyezkedő legnagyobb kiterjedésű (ca. 1,1 ha) úszólápot nevezzük.

A Malom-tó környéki kutak vízminőség-vizsgálata (összes foszfor- és nitráttartalom-mérések) Hach DR 2000 típusú spektrofotométerrel történtek 2002 szeptemberében (saját, nem hivatalos mérések). A Malom-tavi vízminőség-vizsgálatokat a KÖJÁL, illetve jogutódja, az ÁNTSZ Pest Megyei Intézete végezte, a tóstrandról származó, egy ponton vett mintából. A mérési adatokat (a tó vizének összes foszfor- és nitráttartalmának alakulása 1985 és 1999 között) korábban táblázatos formában ismertették (Tatár 2001). Eutrofizáció alatt a növényi tápanyagok (foszfor- és nitrogénvegyületek stb.) környezetben történő feldúsulását értjük.

Eredmények és értékelés

A Malom-tavat érő antropogén eredetű beavatkozások és terhelések következményei

A tó környéke egészen az 1930-as évekig lakatlan volt, ezért a tó vegetációjának állapotát számottevően befolyásoló emberi tevékenységek elsősorban a 20. században jelentkeztek. A Malom-tó vegetációjának állapotára legnagyobb mértékben az egyre fokozódó vízminőségromlás, illetve az eutrofizáció gyakorolt hatást, melyek jelentősebb okait az 1. táblázat ismerteti. [Az egyéb, kisebb hatású civilizációs beavatkozásokat és terheléseket korábban foglalták össze (Tatár & Krenedits 2001).]

A vízminőség alakulása a Malom-tavon

A Malom-tavat és vízgyűjtőterületét ért beavatkozások, illetve terhelések következményeként a tó természetes öntisztuló képessége nagymértékben romlott, vízhozama lecsökkent. A házi emésztőgödrök talajvízszennyezése – az egykor egyedi vízellátásra szolgáló – betongyűrűs, kerti kutakban is nyomon követhető. A

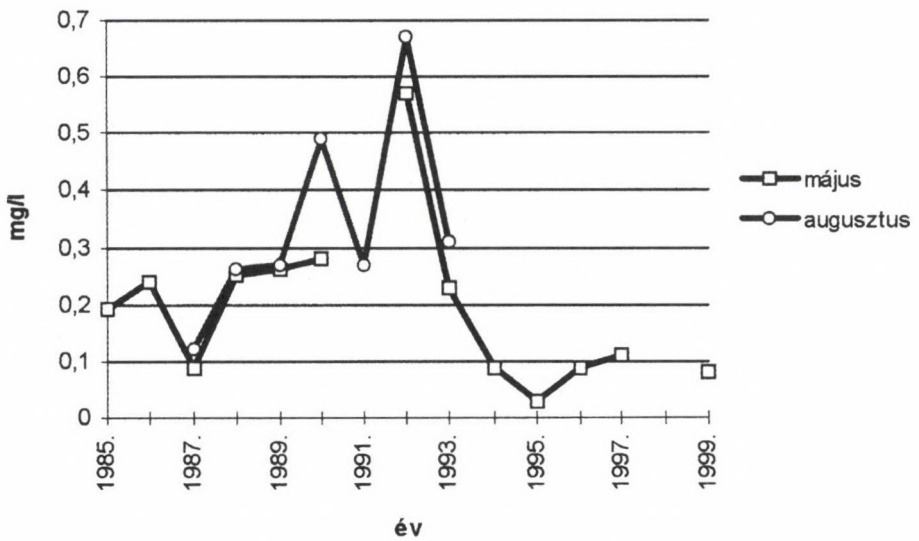
1. táblázat. Jelentősebb antropogén eredetű beavatkozások és terhelések a Malom-tavon és vízgyűjtőjén.

A beavatkozás / terhelés időpontja	Beavatkozás / terhelés
1910-es évek végétől	Patak- és tóparti láprétek lecsapolása, feltöltése
1930-as évektől	Házi emésztőgödrök vízszennyezése (a tó környékének fokozatos beépítése következtében)
1946-tól	A tavon a halászat helyett a horgászat kerül előtérbe (intenzív haletetés okozta terhelés)
20. század közepétől	Műtrágyázásból származó tápanyagterhelés a tápláló patak mentén
1960-as évek végétől	Tőzegkitermelés a tó vízgyűjtőjén. Növényevő hal (amur) telepítése miatt a hínárvegetáció háttérbe szorulása
1978–79, 1987–88, 1988–89	Horgásztavak kialakítása (tőzeg- és nádas kitermelése) a tó feletti hínáros vadvizek helyén (Pamut-tó, Ivacsi-tó), illetve a Nagy-úszóláp déli részén (Kocka-tó)
1992	A Nagy-úszóláp kettévágása egy földgáttal (a tápláló patak vizét az úszóláp két oldalán vezették el, így a víz nem tisztulhat meg alatta)
1996-tól	A Veresegyházon működő regionális szennyvíztisztító határérték feletti foszfor- és nitráttartalmú „tisztított" szennyvizét a tó fölött elterülő parlagterületeken locsolják ki (Tatár 2002)

2. táblázat. Kútvizek foszfát- és nitráttartalma a Malom-tó környezetében. [1]A feltüntetett értékeket meghaladó koncentrációk az MSZ 12749:1993 sz. felszíni vizek minősítésére szolgáló szabvány szerint szennyezett (IV. o.), illetve erősen szennyezett (V. o.) vízre utalnak.

A mintavétel (kutak) helye	Foszfáttartalom (mg/l)	Nitráttartalom (mg/l)	A kútnak a tómeder középvonalától vett merőleges távolsága
Tó u. 1. (a tó nyugati oldala)	0,08	10,6	ca. 75 m
Patak u. 11. (nyugati oldal)	0,09	10,2	ca. 110 m
Találkozók útja 15. (keleti oldal)	1,18	97	ca. 130 m
Tó u. 10. (nyugati oldal)	0,19	153	ca. 240 m
Határértékek (felszíni vizekre)[1]	0,1 0,25	10 25	

homokos talaj kis adszorpciós kapacitása, gyenge víztartó- és jó vízvezető képessége miatt a talajvíz gyorsan elszennyeződött. A kútvizek foszfor- és nitráttartalma a tómedertől távolodva – a lakott területek belseje felé haladva – növekszik (2. táblázat). A talajvíz áramlása a tómederben a legerősebb, itt hígulnak fel a legnagyobb mértékben a szennyezések, de még így is elegendőek ahhoz, hogy a Malom-tó vizében tápanyag-feldúsuláshoz vezessenek. Az eutrofizáció már 1980 óta a cianobaktériumok (*Microcystis* spp. stb.), illetve a fonalas zöldmoszat (*Cladophora* sp.) egyre gyakoribb elszaporodását és a tófenék gyorsuló feliszapolódását



1. ábra. A víz összes foszfortartalmának alakulása a Malom-tavon. [Az MSZ 12479:1993 sz. felszíni vizek minősítésére szolgáló szabvány szerint 0,2 mg/l összes foszfortartalom felett a víz szennyezettnek (IV. o.), 0,5 mg/l felett pedig erősen szennyezettnek minősül (V. o.)].

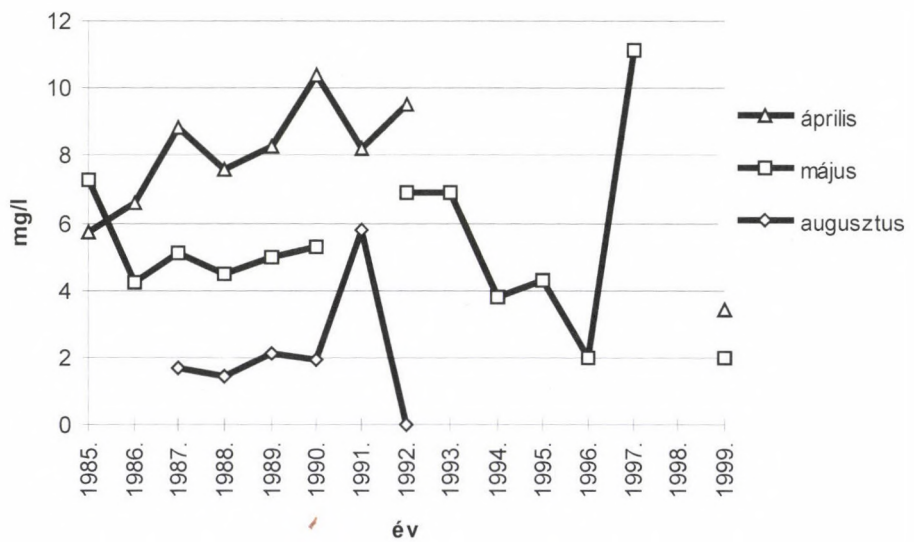
okozza. 1987-ben a KÖJÁL a cianobaktériumok túlszaporodása miatt néhány napra bezáratta a strandot.

Az 1989-ben és 1992-ben történt – a Nagy-úszólápot érintő – beavatkozások jelentős mértékű eutrofizációt okoztak a Malom-tavon. A Kocka-tó kialakításakor (1988–89-ben) a parton hagyott tőzeghalmok gyors bomlásnak indultak, tápanyagtartalmuk felszabadult. A tó vizének összes foszfortartalma 1990 augusztusa folyamán az előző évinek közel duplájára emelkedett.

Az 1992. évi tavaszi gátépítéssel gyakorlatilag a Nagy-úszóláp víztisztító szerepe megszűnt (1. táblázat). Még ez év augusztusában a víz foszfortartalma rekordot döntött, és addig soha nem látott mértékű „kékalgavirágzás" (*Microcystis* sp.; algaszám: 40 000 db/ml) lépett fel a tó vizében (1. ábra). Az ÁNTSZ által elvégzett toxicitási teszt pozitív lett, a tóstrandot az egészségügyi hatóság bezáratta. (Az ÁNTSZ 1994. január 1. – az új, jóval szigorúbb vízminőségi határértékek bevezetése – óta nyáron már nem méri a strandvíz kémiai minőségét ...)

A víz nitráttartalma a vegetációs időszakban – a növekvő tápanyagfelvétel következtében – tavasztól őszig folyamatosan csökken, annak ellenére, hogy a nyári időszakban a tó terhelése több mint duplájára nő (2. ábra). A Veresegyházon tartózkodók száma ugyanis július–augusztus folyamán több mint kétszeresére duzzad (Rosivall 2000).

A nitráttartalom általában ellentétesen mozog az összes foszforszinthez képest. Ennek oka, hogy az algák az emelkedő foszforszint következtében elszaporodnak, melynek során fokozatosan felélik a víz nitráttartalmát. A nagyobb „kékal-



2. ábra. A víz nitráttartalmának alakulása a Malom-tavon.

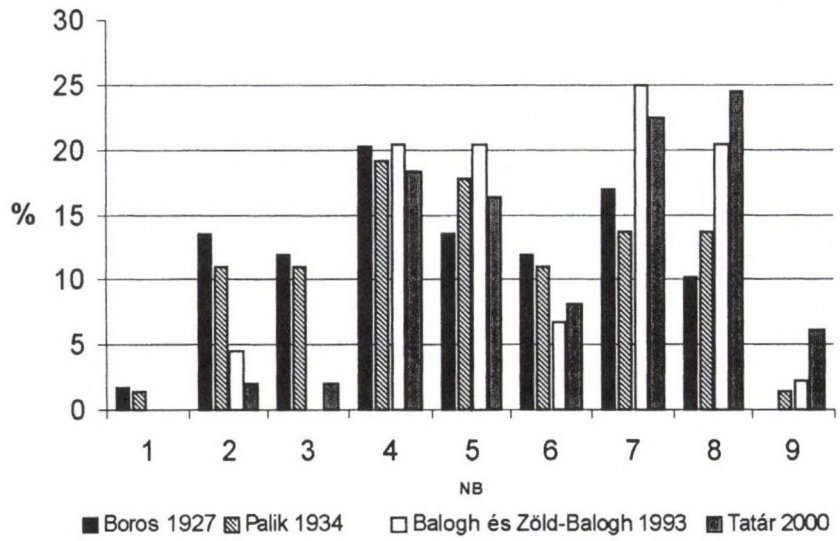
gavirágzások" idején, 1990 szeptemberében és 1992-ben három hónapon keresztül (július, augusztus, szeptember) a víz nitrátszintje nulla értéket mutatott. Az algák továbbszaporodását a víz lecsökkent nitráttartalma limitálta.

A vízminőség hatása az úszólápok vegetációjára

A víz minőségének alakulása hosszú távon az úszólápok növényzetére is hatással van. Az úszólápok ugyanis tápanyagcsapdaként működnek a vizek felszínén, szinte kizárólag annak tápanyagtartalmára utalva – így védelmezve a vizet az eutrofizációtól, akár még önmaguk eutrofizálódása révén is (Balogh 1983).

A Malom-tó vizében a nitráttartalom növekedése hatással volt a tó vegetációjára (3. ábra). Ezt jól jelzi a fajlistákból számolt átlagos Borhidi-féle nitrogénigény (mNB) értékének változása. Amíg mNB értéke 1927-ben és 1934-ben gyakorlatilag azonos volt (4,8, illetve 4,7), addig a 20. század végére több, mint 27%-kal nőtt [mNB = 5,9 (1993-ban); mNB = 6,2 (2000-ben)].

A vízminőségromlás következtében eltűntek a flórából a tiszta vizet kívánó indikátornövények [Ranunculus circinatus Sibth., *Potamogeton lucens* L., *Utricularia vulgaris* L., *Catabrosa aquatica* (L.) P. B.].



3. ábra. Növényfajok Borhidi-féle nitrogénigény (NB) szerinti megoszlása a fajlisták fajszámai alapján. (NB = 1: steril, szélsőségesen tápanyagszegény helyek növényei; NB = 2: erősen tápanyagszegény; NB = 3: mérsékelten oligotróf; NB = 4: szubmezotróf; NB = 5: mezotróf; NB = 6: mérsékelten tápanyaggazdag; NB = 7: tápanyagban gazdag termőhelyek növényei; NB = 8: trágyázott talajok N-jelző növényei; NB = 9: túltrágyázott, hipertróf termőhelyek növényei.)

Az NB = 1, 2, 3-as értékkel rendelkező, alacsony nitrogénigényű növényfajok közül összesen kettő maradt meg, a *Valeriana dioica* L. és a *Scirpus sylvaticus* L. (NB = 2,3). Kipusztult hét, erősen tápanyagszegény termőhelyet jelző védett növényfaj (NB = 2), a *Menyanthes trifoliata* L., *Parnassia palustris* L., *Eriophorum latifolium* Hoppe, *Pedicularis palustris* L., *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soó, *Utricularia bremii* Heer és a *Carex davalliana* Sm. A *Carex disticha* Huds. és a *C. rostrata* Stokes már szintén nem található meg a tavon (NB = 3 mindkettőnél).

Az NB = 7-es értéket képviselő növényfajok közül több eltűnt (pl. *Acorus calamus* L., *Ceratophyllum submersum* L., *Hydrocharis morsus-ranae* L.), míg mások újonnan telepedtek meg (pl. *Sambucus nigra* L., *Iris pseudacorus* L.). Az idesorolt fajok közül a védett *Cicuta virosa* L. még 2000-ben is igen gyakori volt az úszólápokon. Az amurtelepítések és a nagymértékű algásodás az egykor gazdag hínárvegetáció kipusztulását okozták. A kilenc hínárfajból csak a *Nymphaea alba* L. (NB = 7) állományai maradtak meg.

A trágyázott talajok nitrogénjelző növényeinek (NB = 8) aránya közel 2,5-szeresére nőtt. Utóbbi csoportba tartozó, újonnan megtelepedett növényfajok a *Polygonum lapathifolium* L., *Solidago gigantea* Ait., *Typha latifolia* L., *Bidens tripartita* L., *Symphytum officinale* L. stb. Szintén jól mutatja a környezet eutrofizálódását a hipertróf termőhelyet jelző növények (NB = 9) megjelenése (*Urtica dioica* L., *Ranunculus sceleratus* L.). A Nagy-úszóláp keleti oldalán helyenként nádpusztulás is megfigyelhető, mely a fokozott tápanyag- (nitrát-)terhelés következménye (Tatár 2003).

A vizsgálatok egyértelműen alátámasztják, hogy a környezet tápanyagtartalmának változására – a víz közvetítő szerepe miatt – a vizes élőhelyek érzékenyen és viszonylag gyorsan reagálnak, ezért természetvédelmi szempontból igen fontos ezen folyamatok kutatása.

*

Köszönetnyilvánítás – Segítségükért köszönettel tartozom Tamási Júliának és Zakár Zsuzsának.

Irodalomjegyzék

Balogh, M. (1983): *A Velencei-tó nyugati medencéjének úszólápjai és hatásuk a tó vízminőségére.* – Kandidátusi értekezés, MTA, VITUKI, 110 pp.

Balogh, M. & Zöld-Balogh, Á. (1993): Ökológiai vizsgálatok a veresegyházi tavakon. – *Demokrata Újság*, Veresegyház, **X–XI**: 8–9, **XII**: 8.

Borhidi, A. (1995): Borhidi-féle relatív ökológiai indikátor értékek. – In: Horváth, F., Dobolyi, Z. K., Morschhauser, T., Lőkös, L., Karas, L. & Szerdahelyi, T.: *FLÓRA adatbázis 1.2. Taxonlista és attribútum-állomány*. MTA ÖBKI és MTM Növénytára, Vácrátót, pp. 56–60.

Boros, Á. (1916–1954): *Útinapló*. – MTM Tudománytörténeti Gyűjtemény, Budapest.

Boros, Á. (1925): Az úszólápok. – *Term.Tud. Közl.* p. 203.

Boros, Á. (1927): A veresegyházi tó növényzete. – *Bot. Közlem.* **24**: 73–74.

Boros, Á. (1935): Menyanthes trifoliata mint drogszolgáltató növény Magyarországon. – *Kísérl. Közlem.* **38**: 3–4.

Horváth, L. (1995): *Veresegyház története 1945-ig I.* – Veresegyház Nagyközség Polgármesteri Hivatala, 267 pp.

Kovács, M. (1980): *Veresegyházi-tó védetté nyilvánításának javaslata*. – Országos Természetvédelmi Tanács 19.002 (156/1980).

Palik, P. (1934): Adatok a veresegyházi-tó algaflórájához. – *Index Horti Bot. Univ. Budapest.* pp. 3–27.

Rosivall, E. (2000): *Veresegyház település- és idegenforgalmi fejlesztésének koncepciója*. – Szakdolgozat, Szent István Egyetem, Tájépítészeti-, védelmi- és fejlesztési Kar, 94 pp.

Simon, T. (1994): *A magyarországi edényes flóra határozója*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 892 pp.

Tatár, S. (2001): *Botanikai és ökológiai vizsgálatok a veresegyházi Malom-tó úszólápjain*. – Szakdolgozat, ELTE TTK, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, 65 pp.

Tatár, S. (2002): A veresegyházi regionális szennyvízkezelés környezetvédelmi felülvizsgálata: a szennyvíztisztítási tevékenység élővilágra gyakorolt hatása. – Tanulmány, Human Media Kft, pp. 3–4.

Tatár, S. (2003): Botanikai vizsgálatok a veresegyházi Malom-tó úszólápjain. – *Bot. Közlem.* **89**: 141–160.

Tatár, S. & Krenedits S. (2001): A veresegyházi tavak története és élővilága. – Tavirózsa Környezet- és Természetvédő Egyesület, Veresegyház, 69 pp.

Zólyomi B. (1950): Tanulmányutak. Veresegyházi tó. Phytocoenologiai módszer elsajátítása. – In: Zólyomi, B. & Soó, R. (szerk.): *Phytocoenologiai módszertani gyakorlatok*. MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 181–182.

A Pest Megyei Tanács 1/1985. számú rendelete a természetvédelmi értékek védetté nyilvánításáról. 1. a. Veresegyházi úszószigetek. *Pest Megyei Tanács Közlönye* 1985, pp. 3–4.

Felszíni víz vizsgálati eredmények (veresegyházi strand). ÁNTSZ Pest Megyei Intézete, Laboratóriumi Osztály, 1985–1999.

Impacts of human activities on floating mires of Malom pond at Veresegyház, Hungary

Tatár, S.

Tavirózsa Association of Environmental Protection and Nature Conservation
H-1171 Budapest, Óvónőstr. 72. Hungary

Abstract: The aim of the study is to show the change of the vegetation of floating mires of Malom pond as a result of human impacts. The extensive eutrophication of pond water caused the degradation of vegetation during the 20th century. An increase in the number of algae (*Microcystis* spp., *Cladophora* sp., etc.) and a rise in the percentage of nitrogen indicator plants of fertilised soils

(*Solidago gigantea* Ait., *Bidens tripartita* L., etc.), the disappearance of species indicating nitrogen poor habitats (*Menyanthes trifoliata* L., *Pedicularis palustris* L., etc.) and the extinction of reed-grass vegetation (*Utricularia bremii* Heer, *Ranunculus circinatus* Sibth., *Potamogeton lucens* L., etc.) are all the result of the eutrophication process. Expansion of reeds into the sedgy floating mires and the destruction of reed (in the most pressured areas) are the further proofs. In the second half of the 20th century new artificial fishing-lakes were created in the watershed basin of Malom pond accompanied by the removal of reeds, floating mires, reed-grass vegetation and peat, through dredging. In addition to fishing, the main sources of water pollution were cesspits and the agricultural fertilisers. The elevated eutrophication of the water of Malom pond is attributed to human intervention and the resulting stresses of the system.

Key words: eutrophication of pond waters, floating mires, nitrogen-need

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 159–162, 2004

Páfrányok a budai vár falain

Czúcz Bálint

Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Kar, Talajtan és Vízgazdálkodás Tanszék
1118 Budapest, Villányi út 29–43, E-mail: czucz@nimbus.elte.hu

Régóta ismert jelenség, hogy egyes páfrányok gyakran megtelepednek mesterséges élőhelyeken, mint pl. kutakban vagy kőfalakon (Boros 1930, Degen 1925, Győrffy 1929). E fajok eredetileg sziklás talajú erdők vagy csupasz kőfelszínek pionír növényei, így nem meglepő, hogy a hasonló feltételeket kínáló épített kőfelszíneken is megtalálják életfeltételeiket. Egyes építmények a páfrányok megtelepedésére alapvetően alkalmatlan környezetben is kedvező felszíni és mikroklimatikus viszonyokat teremtenek. Néhány faj számára hazánk erősen átalakított alföldi tájain ezek az élőhelyek jelentik az egyedüli fennmaradási lehetőséget (pl. a gímpáfrány az alföldi kutakban: Degen 1925, Győrffy 1929).

A legtöbb páfrány számára a nagyvárosok is alapjában kedvezőtlen életteret kínálnak. Mégis egyes fajok, köztük ritka, élőhely-specialista, védett fajok is meg tudják találni élőhelyüket egy nagyváros belsejében. A következőkben a 2002 nyarán végzett kutatásaim folyamán a budai várban megtalált páfrányfajokról adok röviden számot. Összesen hét páfrányfaj került elő a várfalakról, közülük három védett. A megtalált fajok és élőhelyeik a következők:

Fekete fodorka (*Asplenium adiantum-nigrum* L. 1753). – Védett! E faj két helyen található meg a vár déli részén a Budapesti Történeti Múzeum történelmi kertjének falain keleti kitettségben, félárnyékos fekvésben, 8–10, illetve 10–15 tő él. Mivel ez a faj elsősorban savanyú kémhatású aljzaton szeret megtelepedni, a budai vár mészkőfalain való megjelenése meglehetősen szokatlan.

Kövi fodorka (*Asplenium ruta-muraria* L. 1753). – Mészkősziklagyepekben és -hasadékokban élő páfrányfaj, mely kőfalakon is gyakran megjelenik. A budai vár leggyakoribb páfránya, sok helyen megtalálható, néhol tömeges. Legnagyobb telepei a vár déli részén vannak, félárnyékos fekvésben.

Aranyos fodorka (*Asplenium trichomanes* L. 1753). – Ez az előzőhöz hasonló igényű és elterjedésű faj a második leggyakoribb páfrány a budai várban. Csak a vár déli részén fordul elő, de ott helyenként tömeges. Többnyire félárnyékos fekvésben érzi jól magát.

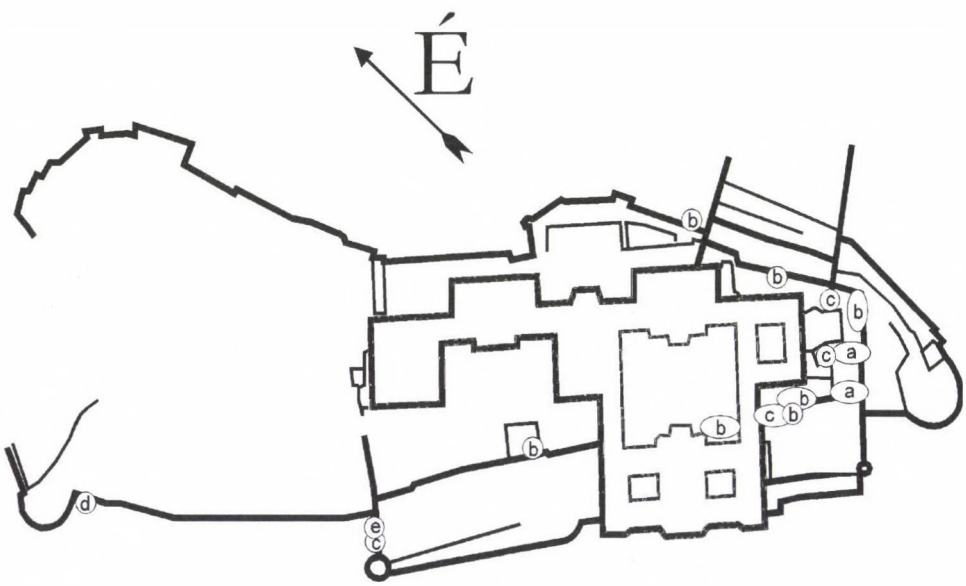
Erdei pajzsika (*Dryopteris filix-mas* (L.) Schott 1834). – Eredetileg üde lomb- és fenyőerdőkben élő, gyakori faj, melyből a várfalakon közel húsz tövet számoltam meg, köztük néhány szép, idős, spóratermő egyedet is. Az árnyékos fekvést és az északi kitettségű falakat kedveli.

Mirigyes tölgyespáfrány (*Gymnocarpium robertianum* (Hoffm.) Newm. 1851). – Ennek a szintén mészkedvelő fajnak az általam megtalált közel tíz példánya általában egyesével, elszórtan nőtt a vár félárnyékos, árnyákos falain, a vár déli részében.

Gímpáfrány (*Phyllitis scolopendrium* (L.) Newm. 1844). – Védett! Szurdokerdei faj, melynek egyetlen idős, spórát is érlelő tövét a vár nyugati oldalán a Fehérvári kapu közelében találtam.

Tőzegpáfrány (*Thelypteris palustris* Schott 1834). – Védett! E fajból szintén egyetlen tő került elő a vár nyugati oldalán a Karakós pasa bástyája közelében egy meglehetősen ódon, elmállott falrészlet északi oldalán. A tőzegpáfrány megjelenése a várfalon különösen megdöbbentő, mert természetes körülmények között ez a faj kizárólag lápi élőhelyeken, tőzeges talajon fordul elő. Itteni megtelepedése a faj ökológiai plaszticitását jelzi.

A páfrányok megtelepedésére a vár déli részének zegzugos, tagolt, és helyenként erősen ódon jellegű falai sokkal alkalmasabbak, mint az északi rész hosszú egyenes falai (1. ábra). A páfrányok többsége az északi, vagy a más növények által beárnyékolt keleti vagy nyugati kitettségű falrészleteket részesíti előnyben. Kivétel talán az aranyos és a kövi fodorka, melyek néha viszonylag kitettebb pozíciók-



1. ábra. Néhány páfrányfaj elterjedése a vár déli részén (a: *Asplenium adiantum-nigrum*, b: *Dryopteris filix-mas*, c: *Gymnocarpium robertianum*, d: *Phyllitis scolopendrium*, e: *Thelypteris palustris*; a kis kör 1–5 tő közötti, az ellipszis 5 tőnél nagyobb telepet jelöl).

ban is megjelentek. A páfrányfajok jelenléte elsősorban a várfalak mészkőből rakott részeihez kötődik, a téglaborítású falakon általában nem élnek páfrányok.

A páfrányok spórái a légáramlatok segítségével könnyen terjednek, és így kedvező széljárással igen nagy távolságokra eljuthatnak (Vida & Pintér 1981). Mivel a megtalált fajok mind honosak a középhegységeinkben, így feltehető, hogy első megtelepedésükhöz kedvező széljárással innen érkeztek a spórák. A budai vár észak–déli irányban hosszan elnyúló falai a Hűvösvölgy, mint természetes szélcsatorna végénél kiváló spóragyűjtő felületet jelentenek. Azt, hogy egy élőhely alkalmas-e egy faj megtelepedésére, azt leginkább a sérülékenyebb előtelep (gametofiton) tűrőképessége dönti el. A kifejlett páfrány utána sokszor már kedvezőtlenebbé váló feltételek között is fennmarad (Szerdahelyi 1984, Szerdahelyi & Pintér 1996). Azok a fajok, amelyek a körülményeket megfelelőnek találták a várban, idővel itt is elkezdtek spórát termelni. A tőzegpáfrány és a mirigyes tölgyespáfrány kivételével minden fajból találtam spóratermő egyedeket. Néhány fajnál az újulat is határozottan megjelenik az anyatövek közelében – ezt a jelenséget a legszebben talán a fekete fodorka esetében lehet megfigyelni. Nem lehet kizárni, hogy a termelődött spórák messzebbre is eljutnak, további (re)kolonizációt indítva el. Ilyen módon talán ezek a másodlagos, városi élőhelyek is hozzájárulhatnak e különleges növények visszaszorulásának a fékeződéséhez.

*

Köszönetnyilvánítás – Szeretném megköszönni Pintér Istvánnak a páfrányok meghatározásban nyújtott segítségét.

Irodalomjegyzék

Boros, Á. (1930): A páfrányok alföldi előfordulásához. – *Bot. Közlem.* **27**: 77–78.

Degen, Á. (1925): A Phyllitis Scolopendrium (L.) Newm. újabb termőhelye a Nagyalföldön. – *Magyar Bot. Lapok* **24**: 107.

Győrffy, I. (1929): Harasztok Csanád és Csongrád vármegyéből. – *Acta Biol.*, Szeged **1**(2): 192–197.

Szerdahelyi, T. (1984): Rare ferns of Hungary III. The establishment of fern species in a planted pine forest. – *Studia bot. hung.* **17**: 15–22.

Szerdahelyi, T. & Pintér, I. (1996): The establishment of fern species and subsequent changes in a planted pine forest in Hungary. – In: Camus, J. M., Gibby, M. & Johns, R. J. (eds): *Pteridology in Perspective*, Royal Botanic Gardens, Kew, pp. 673–674.

Vida, G. & Pintér, I. (1981): The rarest interspecific Polystichum hybrid, Polystichum lonchitiforme, found in Hungary. – *Acta bot. hung.* **27**: 455–460.

Ferns on the walls of the Buda Castle

Czúcz, B.

Corvinus University, Faculty of Horticulture, Department of Soil and Water Management
H-1118 Budapest, Villányi út 29–43, Hungary

Abstract: It has been known for long, that some ferns can easily be settled in man-made environment, such as stone walls, wells, etc. It is interesting that even in the core of a strongly urbanised area how many fern species can find appropriate habitats. In my investigations of 2002 I found seven species of ferns on the walls of the Buda Castle in the historical city centre of Budapest. The following taxa were found: *Asplenium adiantum-nigrum, A. ruta-muraria, A. trichomanes, Dryopteris filix-mas, Gymnocarpium robertianum, Phyllitis scolopendrium* and *Thelypteris palustris*. The occurrence of *Asplenium adiantum-nigrum* and especially *Thelypteris palustris* on the limestone walls of the Buda Castle was absolutely unexpected. The ferns are most abundant on the fragmented limestone walls of the southern part of the castle district. With the exception of *Thelypteris palustris* and *Gymnocarpium robertianum* there are also older, spore-producing specimens of all species.

Key words: Buda Castle, ferns, stone walls, urban habitats

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 163–173, 2004

A nagygombák megőrzése Magyarországon: lehetőségek és perspektívák

Pál-Fám Ferenc[1], Benedek Lajos[2] és Rimóczi Imre[2]

[1]*Kaposvári Egyetem, Növénytani és Növénytermesztéstani Tanszék*
7400 Kaposvár, Guba Sándor út 40, E-mail: pff3@hotmail.com
[2]*Szent István Egyetem, Növénytani Tanszék, 2103 Gödöllő, Páter K. u. 1*
E-mail: bluigi@freemail.hu

Összefoglaló: A nagygombák védelme és megőrzése Magyarországon a közeljövő egyik megvalósítandó feladata. Speciális tulajdonságaik miatt a védelmük legcélravezetőbb módja az élőhelyük védelme mind a fajok, mind a fajdiverzitás szempontjából. A nagygombák Vörös Lista tervezetében 0, 1 és 2-es IUCN veszélyeztetettségi értékű, Magyarország területéről dokumentált fajokat az előfordulási adatok alapján élőhely-kategóriákba soroltuk, mely kategóriákat az élőhely védhetőségének figyelembevételével állapítottunk meg. Ezen élőhely- kategóriáknak az élőhelyvédelemmel történő megóvásuk lehetőségeit értékeltük. Megállapítottuk, hogy a Magyarországról dokumentált IUCN 0, 1 és 2-es veszélyeztetettségű fajok száma a szakirodalmi adatok alapján 456, ebből 16 „kihalt" (IUCN 0), 103 „kihalással veszélyeztetett" (IUCN 1) és 337 „erősen veszélyeztetett" (IUCN 2). Ezek közül 209-nek a gyakorlatban történő élőhelyvédelme nem ütközik különösebb nehézségekbe, 118 faj védelme nehezebb, míg 129 fajé komoly problémákat okozhat a jövőben.

Kulcsszavak: élőhelyvédelem, lehetőségek, Magyarország, nagygombák, Vörös Lista

Bevezetés

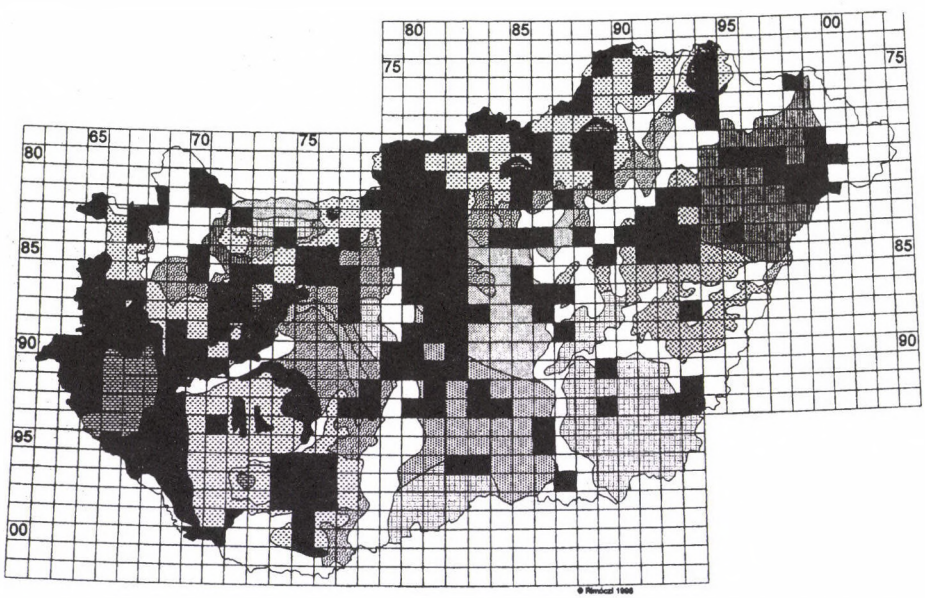
A nagygombák védelme számos olyan gyakorlati problémát vet fel, mely a növény- és állatvilág megóvása esetében nem fordul elő. Az egyik ilyen a fajok élőhelyeinek, elterjedésének megállapítása, mert a termőtest igazolja ugyan a faj jelenlétét, meg nem jelenése viszont nem bizonyítja a faj hiányát, az élhet vegetatívan, termőtestképzés nélkül is. Egy másik probléma a termőtestek periodikus és fluktuáló megjelenése, minek következtében egy-egy faj megtalálása sokszor csak többéves, rendszeres kutatás után lehetséges, bár a tenyésztest végig jelen van a talajban. Különösen igaz ez a ritka, veszélyeztetett fajokra. Szintén fontos különbség, hogy a nagygombák élőhelyen kívüli (*ex situ*) védelme nem vagy nehezen valósítható meg, ami gátat szab egy-egy faj (főleg a mikorrhizások) tanulmányozásának. Ugyanez a helyzet a fajok visszatelepítésének és az élőhelyek restaurációjának esetében is.

Ezen indokok miatt a nagygombavédelem legcélravezetőbb módjának az élőhelyvédelem tűnik, bár a fajvédelemnek és a gombagyűjtés és forgalmazás kor-

látozásának is komoly szerepe lehet. A nagygombák élőhelyvédelme megvalósításához jó előzmény, hogy az ország 10 nemzeti parkja és 180 védett területe mintegy 850 ezer ha-t tesz ki, és az ország területének 9,17%-át fedi le (Standovár & Primack 2001).

A nagygombák megőrzése Magyarországon Babos (1989) munkájával kezdődött, aki 488 fajt jelzett nagyon ritkának, 3 faj veszélyeztetettségét külön is kiemelve. A következő lépéseket Siller & Vasas (1993, 1995) és Rimóczi (1997) Vörös Lista tervei jelentették. Végül 1999-ben jelent meg egy széles körű szakmai támogatottságot élvező Vörös Lista tervezet (Rimóczi *et al.* 1999), a benne szereplő taxonok IUCN kategóriák szerinti veszélyeztetettségi értékeivel. Ez utóbbi tervezet több európai ország Vörös Lista tervezetéhez hasonló elvek alapján készült (Benkert *et al.* 1992, Courtecuisse 1992, Arnolds 1989).

A lista speciális jellemzője, hogy fajok és faj alatti kategóriák mellett genusok (pl. *Hygrocybe*, *Sarcodon*) és rendek (pl. Tuberales) is veszélyeztetettségi értéket kaptak. Erre Magyarország egyes területeinek semmilyen vagy részleges kutatottsága miatt volt szükség (1. ábra), ami előrevetíti a dokumentált kb. 1600 nagygombafaj számának növekedését az újabb kutatások eredményeképpen. Így ez a lista 777 olyan potenciális (Európából ismert) fajt, ill. faj alatti taxont tartalmaz,



1. ábra. Magyarország területeinek mikológiai kutatottsága. A fekete MTB-négyzetekből van, a többiből nincs nagygomba adat.

melyek a 0, 1 vagy 2-es IUCN veszélyeztetettségi értéket kapták. Ezek egy részéről már rendelkezünk adatokkal, más részükről még nem, sőt egyes fajok élőhelyeik magyarországi hiánya miatt biztosan nem fognak előkerülni az ország területéről. A dokumentált fajok a szerzők javaslatára törvényi védettséget kell kapjanak a közeljövőben, míg a 3 és 4-es IUCN értékű fajoknak csak a megfigyelését javasolják. A Vörös Lista tervezetet a szerzők a Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztériumnak is benyújtották a későbbi, gombák védelmével foglalkozó miniszteri rendelet szakmai alapjául.

Munkánk egyik célja a nagygombák Vörös Lista tervezetében a 0, 1 és 2-es IUCN veszélyeztetettségi értékű, Magyarország területéről dokumentált fajok számának megállapítása, figyelembe véve az 1999 óta megjelent szakirodalmi munkákat is.

A másik cél annak megállapítása, hogy e fajok élőhelyvédelmének milyen gyakorlati lehetőségei és perspektívái vannak, illetve mekkora hányaduk védelme ütközik komoly gyakorlati nehézségekbe.

Módszerek

Az IUCN 0, 1 és 2-es veszélyeztetettségi kategóriájú fajok számának megállapításához a Vörös Lista tervezetben feldolgozott szakirodalmi munkák mellett a következőket vettük figyelembe: Babos 1997, Bathó 1994, Benedek 2002, Benedek & Pál-Fám 2001, Bohus *et al.* 1994, 1999, Fodor *et al.* 2001, Frank 1996, Király & Lukács 1995, Locsmándi 1993, Lukács & Király 1995, Lukács *et al.* 2001, Ötvös & Lovas 1987, Pál-Fám 1999, 2001*a*, *b*, Pál-Fám & Rudolf 1999, Pál-Fám *et al.* 2002, Rimóczi *et al.* 1997, Siller 1986, Tóth 1999, Vasas 1985, 1990, Vasas & Albert 1990*a*, *b*, Vass 1978, 1992, Zagyva 1997, 2000, továbbá még nem publikált, de fungáriumi anyaggal alátámasztott saját adatainkat, illetve a 12. JEC adatait (XX 1995) is.

A dokumentált fajokat az előfordulási adatok alapján élőhely-kategóriákba soroltuk, mely kategóriákat két szempont szerint állítottuk fel. Az egyik egy bizonyos fokú regionalitás, így kerültek az alföldi erdők és a zonális lomberdők (ezek extrazonális állományaival) egy-egy kategóriába. A másik szempontot az élőhely védhetőségének lehetőségei jelentették, vagyis az, hogy botanikai, geológiai stb. szempontok alapján mennyire értékesek ezen élőhelyek a természetvédelem számára. A nagyobb (több szempontból) természetvédelmi értéket képviselő élőhelyek jelentős része már védett, mások veszélyeztetettek, így védelem alá vonásuk indokoltabb, mint csupán mikológiai szempontok alapján. Mivel minden élőhelyvédelem fontos szempontja minél kisebb területen a lehető legtöbb érték megőrzé-

se, ezért az élőhely-kategóriák megállapításánál ezt is figyelembe vettük. Így az edafikus erdők, fenyőerdők, lombos ültetvények, elegyes erdők, erős antropogén hatásnak kitett élőhelyek kerültek egy-egy kategóriába. A rendkívül heterogén gyeptársulásokat a kismértékű mikológiai kutatottságuk miatt tekintettük egy csoportnak.

Ezek a kategóriák a következők (Borhidi & Sánta 1999):

- Edafikus erdők kategóriája (EDA): ligeterdők, láperdők, mészkerülő és mészkedvelő erdők, valamint törmelék- és szurdokerdők alkotják.
- Alföldi lomberdők kategóriája (LOW): homoki tölgyesek, gyöngyvirágos tölgyesek, tatárjuharos lösztölgyesek és nyáras-borókások alkotják.
- Középhegységi zonális lomberdők és ezek extrazonális állományainak kategóriája (ZON): cseres-tölgyesek, gyertyános-tölgyesek, gyertyános-bükkösök és bükkösök alkotják, ezek extrazonális állományaival együtt.
- Gyeptársulások kategóriája (GRASS): sokféle gyeptársulás tartozik ide. Kis hányaduk védett vagy védelemre javasolt (Borhidi & Sánta 1999), pl. egyes sziki, homoki vagy savanyú gyepek, de jelentős részük az ember által hasznosított, taposott vagy szennyezett.
- Fenyőerdők (CON), lombos ültetvények (CULT) és fenyő-lomb-elegyes erdők (MIX) kategóriái: gazdaságilag hasznosított erdőültetvények.
- Erős antropogén hatásnak kitett élőhelyek (ANT): városok, ipartelepek, üvegházak, fűrészporhalmok stb. alkotják.

Minden IUCN 0, 1 és 2-es veszélyeztetettségű dokumentált faj élőhelyvédelemmel történő megóvásának lehetőségeit az élőhely-kategóriákba (egy vagy több) történő besorolás után csoportonként értékeltük.

Eredmények és értékelés

A Magyarországról dokumentált IUCN 0, 1 és 2-es veszélyeztetettségű fajok száma a szakirodalmi adatok alapján 456, ebből 16 „kihalt" (IUCN 0), 103 „kihalással veszélyeztetett" (IUCN 1) és 337 „erősen veszélyeztetett" (IUCN 2). Megoszlásukat az 1. táblázat tartalmazza. A további mikológiai kutatások és az újabb területek feltárása várhatóan növelni fogja e fajok számát, de ennek mértéke még nem ismert.

Az edafikus (EDA) élőhelyekről 121 faj dokumentált, ebből 35 csak innen, 81 ezenkívül más élőhelytípusokból is. A fajok közül a legtöbb az adott élőhelytípushoz erősen kötődik, az élőhely legtöbb állományában egyaránt előfordul. Ezen fajok a legkönnyebben és legeredményesebben őrizhetők meg élőhelyvédelemmel. Az edafikus élőhelyek jó része botanikai, zoológiai, geológiai szempont-

ok alapján már védett, illetve védelemre javasolt (Borhidi & Sánta 1999). Mindezek mellett egy újabb szempontként jöhet számításba a mikológiai érték is. Kis kiterjedésük és több szempontú természetvédelmi értékük miatt újabb területek védelembe vonása nem ütközik nehézségekbe.

Az alföldi erdők (LOW) dokumentált fajainak száma 24, ebből 15 más élőhelyeken is előfordult. Az alföldi erdők nagygombái a kismértékű kutatottságuk miatt alig ismertek, de az élőhelyek több szempontú természetvédelmi értéke miatt előreláthatóan ezek megőrzése sem jelent problémát. Természetvédelmi értékük, védettségük és veszélyeztetettségük mértéke megegyezik az edafikus erdőkével (Borhidi & Sánta 1999).

Nehezebb megoldani a zonális lomberdők (ZON) fajainak megőrzését. A magyarországi erdők zöme ebbe a kategóriába tartozik, legnagyobb részük az erdészet által hasznosított gazdasági erdő. Néhány állományuk szigorúan védett,

1. táblázat. A dokumentált veszélyeztetett gombafajok (IUCN 0, 1 és 2 értékűek) száma a különböző élőhely-kategóriákban. Sorok: az első (illetve első két) élőhely-kategória; oszlopok: a következő élőhely-kategória, ahol az illető faj előfordul. Rövidítések: EDA = edafikus erdők; LOW = alföldi lomberdők; ZON = középhegységi zonális lomberdők és ezek extrazonális állományai; GRASS = gyeptársulások; CON = fenyőerdők; CULT = lombos ültetvények; MIX = elegyes erdők; ANT = erős antropogén hatásnak kitett élőhelyek.

Élőhely-kategóriák	ZON	CULT	CON	MIX	GRASS	ANT	EDA	LOW
ZON	70	5	16	18	8	4	27	0
CULT		**6**	2	1	1	2	2	2
CON			**31**	6	1	0	4	0
MIX				**15**	0	0	5	0
GRASS					**56**	3	6	1
ANT						**21**	2	0
EDA							35	0
LOW								9
ZON + CULT			1	1	1	1	3	1
ZON + CON				3	0	0	5	0
ZON + MIX					4	2	10	2
ZON + GRASS						1	5	1
ZON + ANT							2	0
ZON + EDA								0
CULT + MIX			1			1		
CULT + GRASS								1
MIX + CON					1			
EDA + GRASS		1						
EDA + MIX			1					
> 3 élőhely-kategória	17							

mint erdőrezervátum (Horváth *et al.* 2001), egyes területeik a Nemzeti Parkok vagy egyéb védett területek részei. Az innen dokumentált 208 faj közül 74 az előbbi két élőhelytípusból is dokumentált, 64 más élőhelyeken is előfordult, míg 70 faj kizárólag innen ismert. E 70 faj közül egyeseknek (pl. öreg erdőket, háborítatlan erdőket vagy a fa lebontásának optimális és végső fázisát indikáló fajoknak) a már létező erdőrezervátumok biztosítanak hatékony védelmet, de az erdészeti kezelés alatt álló állományok fajainak védelme nehézségekbe ütközik. A veszélyeztetett nagygombák szempontjából nagy probléma, hogy előfordulásuk ezekben az erdőállományokban sok más környezeti tényezőtől is függ (pl. kitettség, lejtőszög, vízellátottság), így az edafikus erdőkkel ellentétben sokkal mozaikosabban fordulnak elő, nem feltétlenül háborítatlan, értékes állományokban, hanem gyakran éppen a gazdaságilag hasznosítottakban. Így sok esetben egy élőhely jövőbeni védelmét a mikológiai szempontok mellett más szempontok nem fogják indokolni. Újabb területek védelembe vonása pusztán mikológiai szempontok alapján lehetséges, bár nehezebben indokolható, mint az előző kategóriák esetén.

A két vagy több élőhely-kategóriában is előforduló fajok fennmaradására valamelyest garanciát jelent a szélesebb élőhelyi spektrum, ezen felül egyes élőhelyeik (EDA, LOW) már védettek vagy könnyen védhetők.

Az élőhelyvédelemmel nehezen és csak speciális esetekben megőrizhető fajok az alábbi öt élőhely-kategória azon fajai, melyek csak az illető kategóriából dokumentáltak: a lombos ültetvények (CULT) 42 fajából 6, a fenyvesek (CON) 79 fajából 31, az elegyes erdő (MIX) 77 fajából 15, a gyepek (GRASS) 96 fajából 56, valamint az antropogén élőhelyek (ANT) 45 fajából 21 (1. táblázat vastagított értékei). Ezen élőhelyek egyes gyeptársulások kivételével semmiféle más szempontból (botanikai, zoológiai, geológiai) nem jelentenek természetvédelmi értéket, sőt ellenkezőleg. Ezért védelmük csupán mikológiai szempontok alapján nehezen indokolható, legfeljebb kis állományaiké lehetséges, speciális esetekben. Számos itt termő gombafajnak viszont az egyetlen hazai adata ezen élőhelyek valamelyikéből ismert. Az idetartozó fajok listáját a 2. táblázat tartalmazza.

A részleges mikológiai feltártság miatt a veszélyeztetett fajok egy része előkerülhet más élőhely-kategóriából is a jövőben. Ez főleg a legnehezebben védhető lombos ültetvények és elegyes erdők, valamint az antropogén élőhelyek fajai számára jelenthet nagyobb esélyt a fennmaradásra. A fenyvesek fajainak egy része Európa több országában nem veszélyeztetett, sőt gyakoriak is vannak közöttük. Magyarországon az élőhelyeik hiányával indokolható értékük a Vörös Lista-tervezetben. Több fenyőerdei faj – pl. melyeknél a talaj pH jobban limitál, mint a mikorrhizapartner – marginálisan a mészkerülő erdőkben is előfordul, ami megkönnyíti megőrzésüket. Az antropogén élőhelyek fajai között idegenhonosak is vannak, melyek speciális esetekben kerültek elő Magyarországról.

2. táblázat. Élőhelyvédelemmel nehezen megőrizhető, a Vörös Lista tervezetben 0, 1 és 2 IUCN értékű fajok (K).

K	Fajnév
0	*Agaricus lutosus* (Moell.) Moell.
0	*Calvatia cyathiformis* (Bosc) Morgan
0	*Conocybe cyanopus* (Atk.) Sing.
0	*Coprinus micaceus* (Bull. ex Fr.) Fr. var. *mammosus* Babos
0	*Coprinus spilosporus* Romagn.
0	*Coprinus tigrinellus* Boud.
0	*Gymnopilus stabilis* (Weinm.) Kühn. et Romagn.
0	*Hemimycena cucullata* (Pers. ex Fr.) Singer
0	*Hemimycena lactea* (Pers. ex Fr.) Singer
0	*Lyophyllum mephiticum* Fr.
0	*Panaeolus guttulatus* Bres.
0	*Phellorinia herculeana* (Pallas ex Pers.) Kreisel
0	*Psathyrella albidula* (Romagn.) Mos.
1	*Agaricus annulospecialis* Bohus, Locsmándi et Vasas
1	*Agaricus iodosmus* Heinem.
1	*Agaricus macrosporoides* Bohus
1	*Agaricus maleolens* Moell.
1	*Agaricus maskae* Pilat var. *imrehii* Bohus
1	*Agaricus mediofuscus* (Moell.) Moell.
1	*Agaricus silvicola* (Vitt.) Sacc.
1	*Agaricus subfloccosus* (Lge.) Pilat
1	*Agaricus subperonatus* (Lge.) Singer
1	*Agrocybe arvalis* (Fr.) Singer
1	*Agrocybe pusilla* (Fr.) Watling
1	*Bovista tomentosa* (Vitt.) Quél.
1	*Calocybe cerina* (Pers. ex Fr.) Donk
1	*Camarophyllus lacmus* Fr.
1	*Clavariadelphus truncatus* (Quél.) Donk
1	*Clitopilus hobsonii* (Berk. et Br.) Orton
1	*Coprinus erythrocephalus* (Leveille) Fr.
1	*Coprinus flocculosus* DC. ex Fr.
1	*Coprinus mitraesporus*
1	*Geastrum hungaricum* Hollós
1	*Geoglossum hirsutum* Pers.
1	*Geoglossum umbratile* Sacc.
1	*Lactarius badiosanguineus* Kuehn. et Romagn.
1	*Lactarius mammosus* Fr. (non ss. Neuh.)
1	*Leucogaster nudus* (Hazsl.) Hollós *s. l.*
1	*Melanoleuca candida* (Vel.) Singer
1	*Porpoloma pescaprae* (Fr.) Singer
1	*Psathyrella epimyces* (Peck) A. H. Smith
1	*Psilocybe physaloides* (Bull. ex Merat) Quél.
1	*Tremiscus helvelloides* (DC. ex Pers.) Donk
1	*Tricholomopsis decora* (Fr.) Singer
1	*Tulostoma volvulatum* Borscow
2	*Agaricus babosi* Bohus
2	*Agaricus bernardiiformis* Bohus
2	*Agaricus leucotrichus* (Moell.) Moell.
2	*Battarrea phalloides* (Dicks. ex Pers.) Pers.
2	*Bondarzewia mesenterica* (Schaeff.) Kreisel
2	*Calocybe obscurissima* (Pearson) Moser
2	*Clitocybe langei* Singer ex Hora
2	*Clitocybe metachroa* (Fr.) Kumm.
2	*Clitocybe radicellata* Gill.
2	*Clitocybe squamulosa* (Pers. ex Fr.) Lge.
2	*Conocybe ambigua* Kühn. ex Watl.
2	*Coprinus xanthothrix* Romagn.
2	*Cystolepiota luteicystidiata* (Reid) Bon
2	*Dermoloma atrocinereum* (Pers. ex Pers.) Herink
2	*Dermoloma cuneifolium* (Fr.) Orton ss. Fr., Lge., Lund.
2	*Dermoloma pragensis* Kubicka nom. nud.
2	*Dermoloma pseudocuneifolium* Herink
2	*Gastrocybe latericia* Watling
2	*Gastrosporium simplex* Matt.
2	*Gautieria graveolens* Vitt.
2	*Hemimycena pseudogracilis* (Kuehn. et Mre.) Singer
2	*Hygrocybe aurantiosplendens* Haller
2	*Hygrocybe brevispora* Moell.
2	*Hygrocybe calyptriformis* (Berk. et Br.) Fay.
2	*Hygrocybe ceracea* (Fr. ex Fr.) Kumm.
2	*Hygrocybe cinerea* (Pers. ex Fr.) Orton et Watling
2	*Hygrocybe citrinovirens* (Lge.) Schff.
2	*Hygrocybe colemanniana* (A. Bloxam) Orton et Watling
2	*Hygrocybe flavipes* (Britzelm.) Arn.
2	*Hygrocybe glutinipes* (Lge.) Orton
2	*Hygrocybe helobia* (Arnolds) Bon
2	*Hygrocybe ingrata* Jens. et Moell.
2	*Hygrocybe insipida* (Lge. ex Lundell) Moser
2	*Hygrocybe intermedia* (Pass.) Fay.
2	*Hygrocybe irrigata* (Pers. ex Fr.) M. Bon
2	*Hygrocybe lepida* Arnolds
2	*Hygrocybe mollis* (Berk. et Br.) Moser

K	Fajnév
2	*Hygrocybe mucronella* (Fr.) Karst.
2	*Hygrocybe olivaceonigra* (Orton) Moser
2	*Hygrocybe ovina* (Bull. ex Fr.) Kuehn.
2	*Hygrocybe perplexa* (A. H. Smith et Hesl.) Arnolds
2	*Hygrocybe pseudoconica* (Pers.) Bon
2	*Hygrocybe punicea* (Fr.) Kummer
2	*Hygrocybe radicata* Arnolds
2	*Hygrocybe reidii* Kuehn.
2	*Hygrocybe ruscocoriacea* (Berk. et Mill) Orton et Watling
2	*Hygrocybe sciophanoides* (Rea) Orton et Watling
2	*Hygrocybe unguinosa* (Fr.) Karst.
2	*Hygrophorus erubescens* Fr.
2	*Inocybe vatricosa* (Fr.) P.Karst.
2	*Lepiota pallida* Locq.
2	*Leucoagaricus brunneolilacinus* Babos
2	*Leucoagaricus densifolius* (Gill.) Locq.
2	*Leucoagaricus gaillardii* Bon et Boiffard
2	*Leucoagaricus melanotrichus* (Mal. et Bert.) Trimb.
2	*Leucoagaricus wychanskyi* (Pil.) Singer
2	*Leucocoprinus birnbaumii* (Corda) Singer
2	*Limacella delicata* (Fr.) Earle ex H. V. Smith
2	*Limacella illinita* (Fr.) Murr.
2	*Lycoperdon velatum* Velen.
2	*Lyophyllum semitale* (Fr.) Kühn.
2	*Marasmiellus vaillantii* (Pers. ex Fr.) Singer
2	*Microcollybia racemosa* (Pers. ex Fr.) Quél.
2	*Onnia tomentosa* (Fr.) Karst.
2	*Pholiota adiposa* (Fr.) Kummer
2	*Pholiotina subverrucispora* (Veselsky et Watl.) Moser
2	*Pluteus variabilicolor* Babos
2	*Psathyrella caputmedusae* (Fr.) Konr. et Maubl.
2	*Pseudoomphalina kalchbrenneri* (Bres.) Sing.
2	*Psilocybe inquilina* (Fr. ex Fr.) Bres.
2	*Psilocybe montana* (Pers. ex Fr.) Kummer
2	*Psilocybe muscorum* (Orton) Moser
2	*Ripartites helomorphus* (Fr.) Karst.
2	*Russula amethystina* Quél.
2	*Russula ilicis* Romagn., Chev. et Priv.
2	*Russula paludosa* Britz.
2	*Russula roseipes* Secr. ss. Bres.
2	*Russula turci* Bres.
2	*Stephensia bombycina* (Vitt.) Tul.
2	*Tricholoma focale* (Fr.) Ricken
2	*Tricholoma inocybeoides* Pears.
2	*Tricholoma josserandii* Bon
2	*Tricholoma psammopus* (Kalchbr.) Quél.
2	*Tricholosporum subgoniospermum* Bohus, Vasas et Locsmándi

Az ország területének részleges kutatottsága miatt még számos veszélyeztetett faj előkerülhet, és egyes már dokumentált fajok új élőhelyi előfordulása is valószínű a nem vagy nem kellőképpen kutatott területekről. Mindezek mellett a nehezen védhető élőhelyeken – mint a lombos-, elegyes- és fenyőültetvények, a gyepek egy része és az erős antropogén hatásnak kitett élőhelyek – élő veszélyeztetett fajok megőrzésének problémájára az egyes fajok esetében „testreszabott" megoldásokat kell találni.

Irodalomjegyzék

Arnolds, E. (1989): A preliminary red data list of macrofungi in the Netherlands. – *Persoonia* **14**: 77–125.

Babos, M. (1989): Magyarország kalaposgombáinak (Agaricales s. l.) jegyzéke I. – *Clusiana* **89**(1–3): 3–234.

Babos, M. (1997): A Psilocybe cyanescens Wakefield emend. Krieglsteiner előfordulása Magyarországon. – *Clusiana* **36**(1): 5–12.

Bathó, A. (1994): Kalaposgombák a keleméri tőzegmohalápokon. – *Clusiana* **33**(3): 63–64.

Benedek, L. (2002): *Nagygomba mikológiai vizsgálatok a Pilis- és a Visegrádi-hegységben.* – Szakdolgozat, SzIE, Budapest.

Benedek, L. & Pál-Fám, F. (2001): A Gautieria graveolens Vitt. előfordulása a Börzsönyben. – *Clusiana* **40**(3): 3–10.

Benkert, D., Dörfelt, H., Hardtke, H. J., Hirsch, G., Kreisel, H., Krieglsteiner, G. J., Lüderitz, M., Runge, A., Schmid, H., Schmitt, A. J., Winterhoff, W., Wöldecke, K. & Zehfuss, H. D. (1992): *Rote Liste der gefährdeten Grosspilze in Deutschland.* – Deutsche Gesellschaft für Mykologie, Naturschutzbund Deutschland, Eching, Bonn.

Bohus, G., Babos, M. & Albert, L. (1994): Magyarország csiperke gombái. – *Clusiana* **33**(3): 23–26.

Bohus, G., Vasas, G. & Locsmándi, Cs. (1999): Two new fungus species from Hungary. – *Annls hist.-nat Mus. natn. Hung.* **91**: 37–44.

Borhidi, A. & Sánta, A. (szerk.) (1999): *Vörös könyv Magyarország növénytársulásairól I–II.* – Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.

Courtecuisse, R. (1992): Les Listes Rouges de champignons. – *Bull. de la Soc. Mycol. du Nord* **52**: 3–10.

Fodor, L., Pál-Fám, F. & Rimóczi, I. (2001): Adatok a Szigetköz nagygombáinak ismeretéhez. – *Clusiana* **40**(3): 47–58.

Frank, N. (1996): A rozsdavörös fenyőtinóru – Suillus tridentinus (Bres.) Sing. – előfordulása Sopron környékén. – *Clusiana* **35**(3): 5–8.

Horváth, F., Mázsa, K. & Temesi, G. (2001): Forest reserves programme in Hungary. – *Results of the Forests Reserve Research* **1**(1): 5–20.

Király, I. & Lukács, Z. (1995): A Gautieria mexicana magyarországi előfordulása. – *Clusiana* **34**(2–3): 16–20.

Locsmándi, Cs. (1993): *Az Aggteleki-karszt gombaflorisztikai és gombataxonómiai vizsgálata.* – Doktori disszertáció, ELTE, Budapest.

Lukács, Z. & Király, I. (1995): Feketedő és vörösödő rókagombák Nyugat-Dunántúlról: Cantharellus melanoxeros Desm. és C. ianthinoxanthus (R. Maire) Kühner. – *Clusiana* **34**(2–3): 12–15.

Lukács, Z., Nyilas, I., Bathó, A., Gábor, E. & Polgári, J. (2001): Gombakutatások az Őrségben a Zala megyei Csödén, ill. a szomszédos Vas megye néhány településének környékén. – *Clusiana* **40**(1–2): 77–88.

Ötvös, J. & Lovas, M. (1987): Umschau in der Pilzsammlung des Déri-Museums. – *Déri Múzeum Évkönyve*, Debrecen, pp. 17–42.

Pál-Fám, F. (1999): Védelemre javasolt nagygombák a Mecsek hegységből. – *Term.véd. Közlem.* **8**: 67–79.

Pál-Fám, F. (2001*a*): A Mecsek hegység nagygombái. – *Clusiana* **40**(1–2): 5–66.

Pál-Fám, F. (2001*b*): Macrofungi in human habitats. – *Rolnictwo*, Bydgoszcz **47**: 65–71.

Pál-Fám, F., Benedek, L. & Nagy, J. (2002): Nagygomba adatok a Központi-Börzsönyből. – *Kitaibelia* (in press).

Pál-Fám, F. & Rudolf, K. (1999): Data to the knowledge of macrofungi of some habitats exposed to anthropogenous influence in Belső-Cserehát. – *Publ. Univ. Hortic. Ind. Alim.* **59**: 183–190.

Rimóczi, I. (1997): Magyarország nagygombáinak természetvédelmi helyzete és Vörös Könyvének terve. – *Clusiana* **36**(2–3): 65–108.

Rimóczi, I., Lenti, I. & Máté, J. (1997): Osztott bazídiumú- és nem lemezes nagygombák a Bátorligeti-őslápon. – *Clusiana* **36**(2–3): 13–34.

Rimóczi, I., Siller, I., Vasas, G., Albert, L., Vetter, J. & Bratek, Z. (1999): Magyarország nagygombáinak javasolt Vörös Listája. – *Clusiana* **38**(1–3): 107–132.

Siller, I. (1986): *Xilofág nagygombák cönológiai vizsgálata rezervátum és gazdasági bükkös állományokban.* – Doktori disszertáció, ELTE, Budapest.

Siller, I. & Vasas, G. (1993): Védelemre javasolt magyarországi nagygombák listája. – *Clusiana* **32**(1–2): 75–80.

Siller, I. & Vasas, G. (1995): Red List of macrofungi of Hungary (revised edition). – *Studia bot. hung.* **26**: 7–14.

Standovár, T. & Primack, R. B. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai.* – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.

Tóth, B. (1999): Adatok a Gyepes-völgy (Heves–Borsodi dombság) nagygombáiról. – *Kitaibelia* **4**(2): 261–270.

Vasas, G. (1985): *Telepített fenyvesek és természetes lomberdei társulások nagygombáinak vizsgálata a Bükk- és Pilis hegységben.* – Doktori disszertáció, ELTE, Budapest.

Vasas, G. (1990): Eine neue Macrolepiota-Art aus Ungarn. – *Annls hist.-nat Mus. natn. Hung.* **81**: 45–48.

Vasas, G. & Albert, L. (1990*a*): Über interessante Pilzfunde aus Ungarn, I. – *Annls hist.-nat Mus. natn. Hung.* **81**: 49–52.

Vasas, G. & Albert, L. (1990*b*): Über interessante Pilzfunde aus Ungarn, II. – *Annls hist.-nat Mus. natn. Hung.* **82**: 61–64.

Vass, A. (1978): Cönológiai és ökológiai adatok a Mecsek hegység makroszkopikus gombáinak ismeretéhez. – *Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* **22**: 13–22.

Vass, A. (1992): Hut- und Grosspilze der Weissbuchen- und Eichenwälder der Wart. – *Savaria* **20**(2): 253–261.

Zagyva, T. (1997): Contribution to the knowledge of macroscopic fungi (Basidiomycetes) of Őrség, Western Hungary. – *Savaria* **24**(2): 122–126.

Zagyva, T. (2000): Szubalpin gyepek mikológiai felmérése az Őrségi Tájvédelmi Körzetben. – *Clusiana* **39**(1–2): 31–92.

XX, Hungarian Mycological Society (1995): Cortinarius XII. Budapest, 1994. List of mushrooms found by the mycologists during the Congress, based on data received from the participants till 25th January 1995. – *Kézirat.*

Conservation of macrofungi in Hungary: possibilities and perspectives

Pál-Fám, F.[1], Benedek, L.[2] and Rimóczi, I.[2]

[1]Department of Botany and Plant Production, University of Kaposvár
H-7400 Kaposvár, Guba Sándor út 40, Hungary
[2]Department of Botany, Szent István University, Budapest, Hungary

Abstract: The implementation of macrofungi conservation in Hungary – although legal steps were not made up to now – should be one of the duties of the near future. According to their special features the most effective way to preserve them is habitat protection. From the total of 456 endangered Hungarian species with IUCN 0, 1 and 2 values preservation of 209 should be without any difficulties, while 118 species can be preserved only with considerable difficulties. The protection of

129 species will be very problematic with habitat protection. Due to Hungary's partial mycological exploration many new endangered species may be documented in the near future, and the known habitat range of some already documented species will be enlarged. Additionally the problem of preservation of species occurring in hardly protectable habitats – forest plantations, grasslands and habitats exposed to human activities – exists and will exist in the future, too. In these cases particular resolutions must be made for preservation of these species.

Key words: habitat protection, Hungary, macrofungi, possibilities, Red Data List

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 175–183, 2004

Erős antropogén hatásnak kitett erdők nagygombáinak természetvédelmi értékelése a Belső-Cserehátban

Rudolf Kinga[1] és Pál-Fám Ferenc[2]

[1]1124 Budapest, Meredek u. 19
[2]Kaposvári Egyetem, Növénytani és Növénytermesztéstani Tanszék
7400 Kaposvár, Guba Sándor út 40
E-mail: pff3@hotmail.com

Összefoglaló: Az erőteljes erdőgazdálkodás és a túlzott erdőhasználat következtében a Belső-Cserehát klímazonális társulásai kis kiterjedésű, leromlott állományokban maradtak fenn. Nyolcéves terepi adatgyűjtés eredményeképpen 256 gombafaj 858 előfordulási adatát regisztráltuk a terület ilyen leromlott állományaiból, illetve ültetvényeiből, ezek közül 133 veszélyeztetett. Megállapítottuk, hogy a növényzet által jelzett degradáció mértékének növekedését a veszélyeztetett nagygombafajok számának csökkenése is indikálja. Az összfajszám és a veszélyeztetett fajok arányának kialakításában viszont emellett legalább két másik fontos tényező is szerepet játszik: az erdészeti kezelés és átalakítás, amely csökkenti e gombafajok összfajszámát és arányát, illetve a tájidegen mikorrhizapartner beültetése, amely viszont megnövelheti azt. Az élőhelyek közül a tatárjuharos lösztölgyes maradványának restaurációja megfontolandó, mivel értékes adatokkal szolgálhat a terület eredeti vegetációjáról és gombavilágáról. A Belső-Cserehát jó példája annak, hogy a nem megfelelő tájhasználat értékes társulások degradációjához vagy eltűnéséhez vezet, így a táj eredeti nagygombavilága is megváltozik, elszegényedik.

Kulcsszavak: degradált, erdészetileg hasznosított és átalakított erdők, nagygombák, védelem, Vörös Lista

Bevezetés

A Belső-Cserehát eredeti vegetációja a táj kultúrterületként való erőteljes hasznosítása miatt jelentős mértékben átalakult. A zonális cseres-tölgyesek és tatárjuharos lösztölgyesek kis területű, leromlott állományú foltokként maradtak meg. A legnagyobb összefüggő erdő a Kecske-Pad környékén, átlagosan 300 m tengerszint feletti magasságban kialakult cseres-tölgyes. Ezenkívül tájidegen fajok ültetvényei (erdeifenyvesek, akácosok), illetve az erdészeti tevékenység révén létrejött elegyes erdők is előfordulnak.

A terület vizsgálataink kezdetéig (1995) mikológiailag feltáratlan volt. Hosszú távú célkitűzéseink között szerepel a Cserehát florisztikai, növénytársulástani, fungisztikai, gombacönológiai és természetvédelmi vizsgálata. A csereháti kutatásaink eredményeit már több munkában publikálták: a növényökológiai és cönoló-

giai vizsgálatokat (Csoltkó 1997, Rudolf 1997), a mikológiai témájúakat (Pál-Fám 1997, 1999, Pál-Fám & Rudolf 1999). A Cserehát összfajlistája 308 gombafaj 957 adatát tartalmazza.

A mikológiai vizsgálatok fontosságát az adja, hogy Magyarország hasonlóan erős antropogén hatásoknak kitett erdei élőhelyein ilyen jellegű kutatásokat nem végeztek. Annak ellenére, hogy ezek az antropogén erdők nagy területeken fordulnak elő, hasonló kutatást Európában sem végeztek. Így az eredmények értékes összehasonlítási alapot adhatnak a természetközeli élőhelyeken végzett hasonló vizsgálatok eredményeivel mind fungisztikai, mind gombacönológiai, sőt jelen esetben természetvédelmi szempontból is.

Jelen munka célja a Belső-Cserehát erősen antropogén élőhelyeinek mikológiai szempontú természetvédelmi értékelése, valamint az egyes élőhelyek, másrészt a terület egészének értékelése és összehasonlítása más ismert hazai vizsgálatokkal.

Másik célkitűzésünk annak vizsgálata, hogy a veszélyeztetett gombafajok száma és aránya összefüggésben van-e a növényzet degradációjával, illetve egyéb tényezőkkel, melyek közrejátszhatnak ezen értékek kialakításában.

Módszerek

A Belső-Cserehát klímája viszonylag hűvös, évi középhőmérséklete 8–8,5 °C közötti, az éves csapadékmennyiség 600 mm körüli. Ennek jelentős része, mintegy 400 mm a tenyészidőszak alatt hullik le. Legjellemzőbb talajtípusa az agyagbemosódásos barna erdőtalaj, amely lösz alapkőzeten alakult ki (Dorgai 1986).

A Cserehát erdeinek túlnyomó részében az erdőhasználat rendszertelen és túlzott mértékű volt, erdőművelés gyakorlatilag nem történt. Ezt a helyzetet tovább súlyosbította az intenzív erdei legeltetés is. Sok erdő a helytelen fahasználat és legeltetés következtében bokorerdővé degradálódott. Az ötvenes években jelentős erdőtelepítések kezdődtek, de a kezelés hiányában igen sok erdősítés tönkrement (Erdészeti jelentés 1993).

A vizsgált terület (a Nyéstai-erdő) Nyésta, Abaújlak és Abaújszolnok között, 200–250 m tengerszint feletti magasságban helyezkedik el. Az erdőt az eredeti növénytársulások – cseres-tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*) és tatárjuharos lösztölgyes (*Aceri tatarici-Quercetum roboris*) – erősen leromlott és erdészetileg átalakított állományai alkotják (Zólyomi 1989). Emellett cseres-tölgyes termőhelyre ültetett gyertyános-tölgyes (*Carici pilosae-Carpinetum*), erdeifenyves (*Pinetum sylvestris* cultum), akácos (*Robinietum* cultum) és lombelegyes erdő (Silva mixta) degradált állományai is megtalálhatóak. A degradáció főleg a magas nitrogéntarta-

lom miatt erősen átalakult fajkészletben (gyomok megjelenése) és az eredeti fajszám csökkenésében nyilvánul meg. Ezek mellett a nagyarányú faültetések és a kezelés későbbi elmaradása is az eredeti állományok jelentős átalakulásával járt.

A mintaterületek rövid jellemzése

A jellemzéseket Rudolf (1997) és Csoltkó (1997) munkái alapján foglaltuk össze, különös tekintettel az antropogén hatások kiemelésére.

Quercetum petraeae-cerris állomány: 250 m tengerszint feletti magasságon, többlet vízhatástól független termőhelyen, agyagbemosódásos barna erdőtalajon kialakult 2 ha-os állomány. A jelentős kora tavaszi geofiton aspektus arra enged következtetni, hogy a területen az ezt megelőző társulás gyertyános-tölgyes lehetett. Az állomány közepesen zavart Morschhauser (1995) kategóriái alapján (DK 30%).

Aceri tatarici-Quercetum roboris állomány: 250 m tengerszint feletti magasságban, ÉNy-i kitettségben, agyagbemosódásos barna erdőtalajon kialakult 2 ha-os állomány. Az állomány cönológiai besorolása az erdészeti beavatkozások során történt jelentős átalakítások és a karakterfajok alacsony száma miatt rendkívül problémás, de a természetes növénytakaró térképe (Zólyomi 1989) és néhány jellemző faj jelenléte alapján arra lehet következtetni, hogy ez az állomány valamikor tatárjuharos lösztölgyes lehetett. A lombkoronaszintet főleg kocsányos tölgy alkotja, mellette feltűnő a juharok (*Acer campestre* és *A. tataricum*) jelentős aránya a cserjeszintben. Az állomány enyhén zavart Morschhauser (1995) kategóriái alapján (DK 25%).

Carici pilosae-Carpinetum állomány: 200 m tengerszint feletti magasságban, agyagbemosódásos barna erdőtalajon kialakult 1 ha-os állomány. Jellemzője az akác lombkoronaszint-beli előfordulása, a természetes zavarásjelző fajok mellett a jelentős számú gyomnövény és a specialista fajok alacsony száma. Az állomány közepesen zavart Morschhauser (1995) kategóriái alapján (DK 35,5%).

Pinetum sylvestris cultum állomány: az erdészet által másodlagosan kialakított 2 ha-os élőhely 270 m tengerszint feletti magasságon egy valamikori cseres-tölgyes helyén, agyagbemosódásos barna erdőtalajon. Az állományban intenzív legeltetést folytattak. Az emberi beavatkozás valamennyi jelét magán viseli: a nagy borítású fajok többsége gyom-, illetve nitrogénjelző növény. Az állomány erősen zavart Morschhauser (1995) kategóriái alapján (DK 64,7%).

Robinietum cultum állomány: teljes egészében akácból álló lombkoronaszintű 0,5 ha-os állomány cserjeszint nélkül, a szegényes gyepszintben gyom és nitrogénjelző fajokkal, 270 m tengerszint feletti magasságon.

Silva mixta állomány: 200 m tengerszint feletti magasságon kialakult fiatal, egykorú 2,5 ha-os állomány, *Acer, Fraxinus, Robinia, Cornus, Sambucus, Quercus* fajokkal, minimális aljnövényzettel.

Mintaterületeink vannak ezenkívül a Felsővadásztól északnyugatra, 250 m tengerszint feletti magasságon elhelyezkedő cseres-tölgyesben és a Kecske-padtól délre 300 m körüli tengerszint feletti magasságon, különböző korú cseres-tölgyes állományokban is. Ezeken a területeken legeltetés nem, mindössze erdészeti tevékenység zajlik, tájidegen ültetvények nincsenek, ezért a jelen vizsgálatban nem szerepelnek. Mikológiai adataink vannak még legeltetésre kialakított másodlagos gyepekből és településekről is.

A terepi mintavételek mikológiai része (16 terepnap) 1995-ben kezdődött és 2002 októberéig tartott. A fajlista összeállítása mellett minden jellemző erdőtípusban mennyiségi vizsgálatok is történtek, 500 m^2-es mintaterületeken. A fajok veszélyeztetettségének megállapítását Rimóczi *et al.* (1999) munkája alapján végeztük. A begyűjtött fajok nagy részét fungáriumi lappal dokumentáltuk.

Az „eltűnéssel vagy kihalással fenyegetett" (IUCN 1) és az „erősen veszélyeztetett" (IUCN 2) fajokra koncentrálva jellemeztük az egyes élőhelyeket, összehasonlítva más területek hasonló eredményeivel. Vizsgáltuk az élőhelyek veszélyeztetett nagygombái fajszámának és arányának összefüggéseit a növényzet degradáltságával és az erdészeti kezelés hatásaival.

Eredmények

A vizsgálat folyamán a területről 256 faj jelenlétét igazoltuk 858 előfordulási adat alapján. Ebből 210 már publikált, az élőhelyek előzetes mikológiai jellemzésével együtt (Pál-Fám & Rudolf 1999), a többi publikálása folyamatban van. A Vörös Lista tervezetben szereplő fajok száma 133, ebből 2 az IUCN 1-es, 8 faj a 2-es, 103 faj a 3-as és 16 faj a 4-es veszélyeztetettségi kategóriába tartozik. Élőhelyek szerinti megoszlásukat az 1. táblázat tartalmazza.

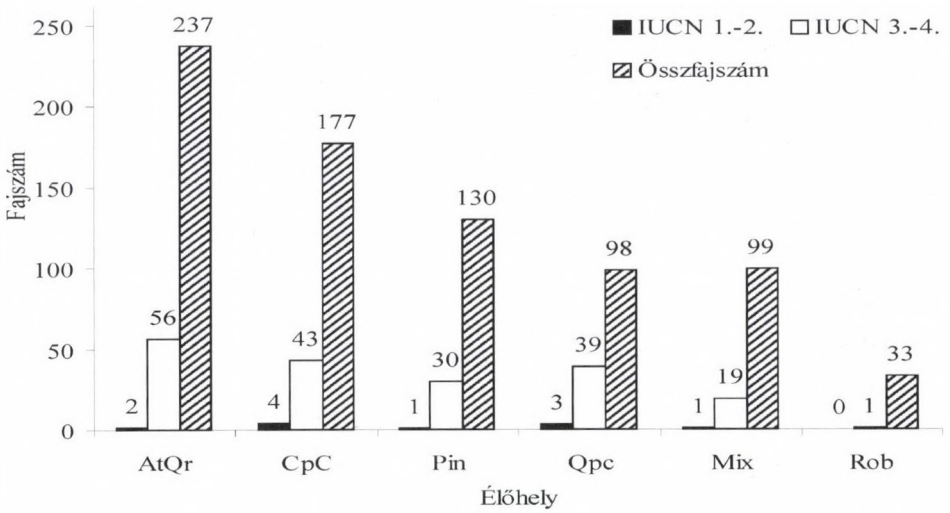
A különböző élőhelyek közül a legnagyobb számban a tatárjuharos lösztölgyes maradványállományában, majd a gyertyános-tölgyesben és cseres-tölgyesben fordultak elő veszélyeztetett fajok. A többi élőhelyen ez a szám alacsonyabb (1. ábra). Az élőhelyek összfajszámának arányában nem ilyen markáns az eltérés, kivéve a 42,9%-os arányú cseres-tölgyest és a 3%-os arányú akácost. A Vörös Listás fajok aránya a cseres-tölgyesben és a gyertyános-tölgyesben a legnagyobb (2. ábra).

1. táblázat. A Vörös listás fajok élőhely szerinti megoszlása.

Élőhely	Veszélyeztetett fajok száma				Összfaj-szám
	IUCN kategóriák				
	1	2	3	4	
Aceri tatarici-Quercetum roboris	1	1	49	7	237
Carici pilosae-Carpinetum		4	40	3	177
Pinetum sylvestris cultum		1	27	3	130
Quercetum petraeae-cerris		3	37	2	98
Silva mixta	1		17	2	99
Robinietum cultum			1		33
Másodlagos gyepek	1	1	3	3	25
Települések	1		3		10

Értékelés

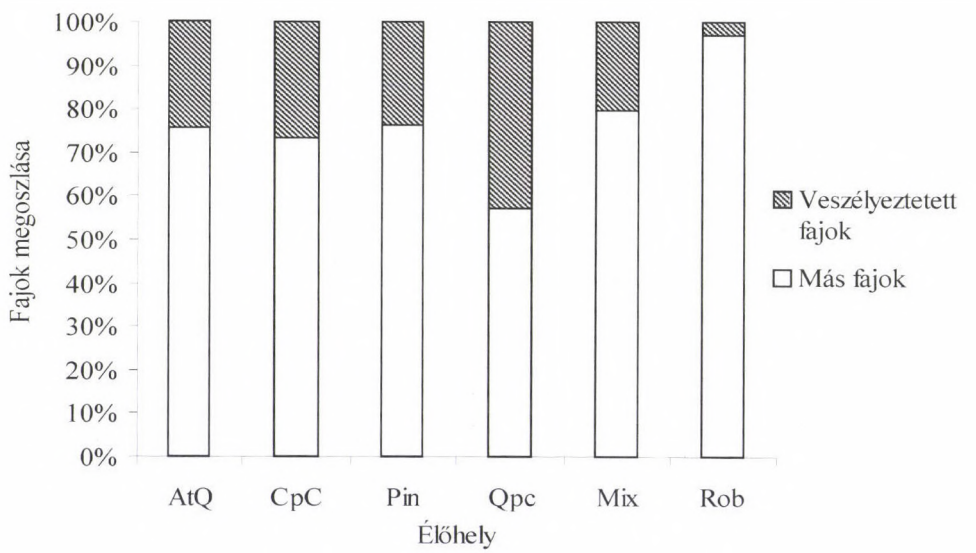
A veszélyeztetett fajok összesített száma és ezek összfajszámhoz viszonyított aránya (52%) elmarad az ország kevésbé degradált területeinek értékeitől (Pilis – Benedek 2002, Mecsek – Pál-Fám 2001, Pál-Fám & Lukács 2002). Így a terület növénytársulásainak degradációját a veszélyeztetett nagygombák számának és arányának csökkenése is indikálja.



1. ábra. Az IUCN 1–2-es, illetve 3–4-es kategóriájú fajok száma és az összfajszám élőhelyenként. Rövidítések: AtQr = *Aceri tatarici-Quercetum roboris*, CpC = *Carici pilosae-Carpinetum*, Pin = *Pinetum sylvestris* cultum, Qpc = *Quercetum petraeae-cerris*, Mix = Silva mixta, Rob = *Robinietum* cultum.

Az eredeti társulások maradványai közül a tatárjuharos lösztölgyes állomány a legfajgazdagabb, itt a veszélyeztetett fajok száma jóval magasabb a többi élőhelyhez viszonyítva (1. ábra). Ez párhuzamban van a növénycönológiai degradáltsággal, lévén az összes vizsgált állomány közül ez a legkevésbé degradált. A veszélyeztetett fajok aránya viszont jóval alacsonyabb, mint a cseres-tölgyesé (2. ábra) és az 1-es és 2-es kategóriás fajok száma is elenyésző. Ez valószínűleg az igen erőteljes erdészeti kezelésnek köszönhető, ugyanis az állomány jelentősen átalakított. A kezelés a 90-es évek elején abbamaradt. Mindezek alapján az állomány védelme sem botanikailag, sem mikológiailag nem indokolt jelen formájában, de restaurációja meggondolandó, mert értékes adatokkal szolgálhat a terület eredeti viszonyairól.

Az ültetett gyertyános-tölgyes állomány kis területe ellenére jelentős fajszámú, bár ez a szám lényegesen alacsonyabb, mint a tatárjuharos lösztölgyes maradványállománya esetében. A veszélyeztetett fajok száma is jelentős (1. ábra), arányuk a tatárjuharos lösztölgyesénél nagyobb (2. ábra). Ennek magyarázata az eredetileg a területen élő cseres-tölgyes fajkészletének (pl. *Russula atropurpurea* (Krbh.) Britz. non Peck, *Tricholoma sejunctum* (Sow. ex Fr.) Quél.) nagyarányú jelenléte mellett a gyertyán mikorrhizás gombafajok betelepedése (pl. *Leccinum griseum* (Quél.) Singer, *Lactarius blennius* Fr.). Bár a veszélyeztetett fajok száma



2. ábra. Az IUCN veszélyeztetettségi kategóriájú fajok aránya élőhelyenként. Rövidítések: AtQr = *Aceri tatarici-Quercetum roboris*, CpC = *Carici pilosae-Carpinetum*, Pin = *Pinetum sylvestris* cultum, Qpc = *Quercetum petraeae-cerris*, Mix = Silva mixta, Rob = *Robinietum* cultum.

alapján a második legfontosabb élőhely, a terület védelme itt sem indokolt, ahogy a többi élőhelynél sem. A botanikai adatok is ugyanerre engednek következtetni (Rudolf 1997).

A cseres-tölgyes állomány veszélyeztetett fajainak száma a gyertyános-tölgyeshez hasonlóan jelentős, ezek aránya viszont jóval magasabb a többi élőhelyhez viszonyítva (1. és 2. ábrák). Ez az állomány növénycönológiailag közepesen zavart, a gyertyános-tölgyeshez hasonlóan. A cseres-tölgyes élőhelyvédelme sem indokolt, amit botanikai adatok is alátámasztanak (Rudolf 1997).

Az erdeifenyő-ültetvény a harmadik legmagasabb fajszámú élőhely. A veszélyeztetett fajok száma kevesebb, mint az előző állományokban, viszont a veszélyeztetett fajok aránya alig marad el a tatárjuharos lösztölgyes hasonló értékétől (1. és 2. ábrák). Itt is teremnek az eredeti cseres-tölgyes egyes fajai. Emellett számos erdeifenyővel mikorrhizás faj is betelepedett, pl. *Gomphidius glutinosus* (Schaeff. ex Fr.) Fr., *Russula integra* L. ex Fr. Az alacsony fajszám az intenzív legeltetésnek és a növényzet emiatt bekövetkezett degradációjának tulajdonítható (Csoltkó 1997). A legeltetés miatt nitrofil, mint a *Calvatia utriformis* (Bull. ex Pers.) Jaap és réti fajok, mint a *Hygrocybe coccinea* (Schaeff. ex Fr.) Kummer is megjelentek. A legeltetés 1999-ben abbamaradt, azóta a gombaprodukció csökkent.

Az elegyes állományok és az akácosok a fajszám, a veszélyeztetett fajok száma és aránya alapján a legkevésbé értékes élőhelyek közé tartoznak mikológiai szempontból (1. és 2. ábrák).

Az „eltűnéssel vagy kihalással fenyegetett fajok" (IUCN 1) közül az *Agaricus squamulifer* (Moell.) Pilat általánosan elterjedt, jellemző faj a Cserehátban legelőn, elegyes lomberdőben és útszélen egyaránt. Úgy tűnik, tolerálja az antropogén hatást, de más csiperkefajokkal kevésbé versenyképes, ezért előfordulási lokalitásainak száma országszerte kevés. A másik faj, a *Hebeloma longicaudum* (Pers. ex Fr.) Kummer a tatárjuharos lösztölgyes maradványában fordult elő, az országban több előfordulási adata ismert (Rimóczi 1994).

Az „erősen veszélyeztetett" (IUCN 2) fajok közül jellemzőek egyes, a korhadó faanyag optimális lebontási fázisát indikáló fajok, mint a *Flammulaster limulatus* (Weinm. ex Fr.) Watl., és *Volvariella caesiotincta* Orton a cseres-tölgyesből és a *Flammulaster muricatus* (Fr.) Watl. a gyertyános-tölgyesből. A kategóriába tartozó többi fajjal együtt ritkák, de több, Magyarországról publikált előfordulási adatuk van (Rimóczi 1994, Babos 1989). Az *Agaricus augustus* Fr. az ország sok más területéről is dokumentált. Szórványos előfordulásúak a *Hygrocybe coccinea* (Schaeff. ex Fr.) Kummer és a *Tricholoma virgatum* (Fr. ex Fr.) Kummer.

Összegzésként megállapítható, hogy a növényzet által jelzett degradáció mértékét a veszélyeztetett nagygombafajok számának csökkenése követi. A legke-

vésbé degradált tatárjuharos lösztölgyesben a legnagyobb, míg a legdegradáltabb erdeifenyvesben, elegyes erdőben és akácosban a legkisebb e fajok száma. Az összfajszám és a veszélyeztetett fajok arányának kialakításában viszont emellett legalább két másik fontos tényező is szerepet játszik. Az egyik az erdészeti kezelés jelenléte (pl. szálaló vágás, idős és beteg fák kivágása), illetve az átalakítás mértéke. Ezek nem feltétlenül növelik a létrejövő növényközösség degradációjának mértékét (lásd tatárjuharos lösztölgyes), viszont a veszélyeztetett gombafajok arányának csökkenéséhez vezethetnek. A másik tényező a tájidegen mikorrhizapartner beültetése, amely megnövelheti az összfajszámot és a veszélyeztetett gombafajok arányát (a gyertyános tölgyes és az erdeifenyves esetében).

A csereháti erdők, bár élőhelyet biztosítanak számos veszélyeztetett gombafajnak, természetvédelmi szempontból nem képviselnek jelentős értéket, e fajok ugyanis az ország más területeiről és más, természetvédelmi szempontból értékesebb élőhelytípusaiból is dokumentáltak. A tatárjuharos lösztölgyes társulásnak viszont csupán néhány állománya maradt fenn az országban (Borhidi & Sánta 1999). A Nyéstai-erdőben levő átalakított állománya, bár a védett növények és a veszélyeztetett gombafajok számát és arányait tekintve nem képvisel jelentős értéket, mégis ezen erdőtársulás egy maradványa. Restaurációja ebben az esetben megfontolandó, mivel értékes adatokkal szolgálhat az eredeti növényzet és gombavilág tekintetében.

Irodalomjegyzék

Babos, M. (1989): Magyarország kalaposgombáinak (Agaricales s. l.) jegyzéke, I. – *Clusiana* **1989** (1–3): 3–234.

Benedek, L. (2002): Nagygombák a Pilis- és a Visegrádi-hegységből. – *Clusiana* **41**(2–3): 3–34.

Borhidi, A. & Sánta, A. (szerk.) (1999): *Vörös könyv Magyarország növénytársulásairól 1–2.* – Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.

Csoltkó, G. (1997): *Szanticska növénytársulásainak állapotfelmérése.* – Szakdolgozat, JPTE Növénytani Tanszék, Pécs.

Dorgai, L. (1986): *Cserehát.* – BAZ Megyei Mezőgazdasági Szövetkezetek Szövetsége, MTA Miskolci Akadémiai Bizottság.

Erdészeti jelentés (1993): Encs.

Morschhauser, T. (1995): *A flóra és vegetáció indikációja és térinformatikai elemzése a Budai-hegységben.* – Doktori disszertáció, JPTE Növénytani Tanszék, Pécs.

Pál-Fám, F. (1997): *Adatok a Mecsek hegység és a Cserehát makroszkopikus gombáinak ismeretéhez.* – Szakdolgozat, JPTE Növénytani Tanszék, Pécs.

Pál-Fám, F. (1999): Macrofungi species recommended to be protected in Belső-Cserehát. – *Acta Microbiol. Immunol. Hung.* **46**(2–3): 321–322.

Pál-Fám, F. (2001): A Mecsek hegység nagygombái. – *Clusiana* **40**(1–2): 5–66.

Pál-Fám, F. & Lukács, Z. (2002): A Mecsek hegység nagygombái 2. – *Clusiana* **41**(2–3): 35–44.

Pál-Fám, F. & Rudolf, K. (1999): Data to the knowledge of macrofungi of some habitats exposed to anthropogenous influence in Belső-Cserehát. – *Publ. Univ. Hortic. Industr. Aliment.* **59**: 183–190.
Rimóczi, I. (1994): *Die Grosspilze Ungarns. Libri Botanici 13.* – IHW Verlag, Eching.
Rimóczi, I., Siller, I., Vasas, G., Albert, L., Vetter, J. & Bratek, Z. (1999): Magyarország nagygombáinak javasolt Vörös listája. – *Clusiana* **38**(1–3): 107–132.
Rudolf, K. (1997): *Szanticska növénytársulásainak cönológiai felmérése.* – Szakdolgozat, JPTE Növénytani Tanszék, Pécs.
Zólyomi, B. (1989): Rekonstruált növénytakaró 1 : 1 500 000. – In: Pécsi, M. (szerk.): *Magyarország Nemzeti Atlasza.* MTA Földrajztudományi Intézet, pp. 21, 31.

Macrofungi conservation in habitats strongly influenced by man in Belső-Cserehát

Rudolf, K.[1] and Pál-Fám, F.[2]

[1]H-1124 Budapest, Meredek u. 19, Hungary
[2]Department of Botany and Plant Production, University of Kaposvár
H-7400 Kaposvár, Guba Sándor út 40, Hungary

Abstract: As a consequence of the strong influence of forestry and exaggerated employment in Belső-Cserehát, only degraded fragments of the original forest associations remained. Eight years of mycological survey resulted in a list of 256 macrofungi species with 858 occurrence data from the remaining habitats. 133 of these species are mentioned in the Red Data List of Hungarian macrofungi. The investigation proved the strong connection between plant community degradation and endangered macrofungi species number decrease. Referring to total species number and proportion of endangered species, the impact of another two factors can be observed, too. Forestry activity and modification causes a decrease of these values. Beside, foreign tree plantations can increase these values in certain cases. Remains of *Aceri tatarici-Quercetum roboris* associations merit to be object of restoration because they can provide valuable botanical and mycological data about the original vegetation and macrofungi of the area. Belső-Cserehát is a good example of unsuitable land utilisation, which causes degradation and disappearance of the original habitats, as well as the decrease macrofungi diversity, too.

Key words: degraded, managed and modified forests, macrofungi, protection, Red Data List

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 185–194, 2004

Erdők állapotváltozásának nyomon követése nagygombák segítségével

Siller Irén[1], Pál-Fám Ferenc[2] és Fodor Lívia[3]

[1]*Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar, Növénytani Tanszék*
1077 Budapest, Rottenbiller u. 50, E-mail: isiller@univet.hu
[2]*Kaposvári Egyetem, Növénytani és Növénytermesztéstani Tanszék*
7400 Kaposvár, Guba Sándor u. 40
[3]*Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal*
1121 Budapest, Költő u. 21

Összefoglaló: A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) keretein belül két erdőrezervátum területén (Bükk és Mecsek hegységben) 2001-ben végzett mikológiai felmérés eredményeit mutatja be a jelen munka. A különböző összehasonlító elemzések azt mutatják, hogy az erdőállományok mikológiai jellemzői, valamint egyes indikátorfajok jól használható mutatók az erdők állapotának, természetvédelmi értékelésének megállapítására.

Kulcsszavak: biodiverzitás, indikátorfajok, mikológiai állapotfelmérés, nagygomba-biomonitorozás, természetvédelmi értékelés

Bevezetés

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) a magyarországi biológiai sokféleség állapotát, helyzetét megfigyelő országos program, amely a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Természetvédelmi Hivatala irányításával működik. A program kialakításakor a hazai monitorozás feladatainak meghatározása a következő fő tevékenységek figyelembevételével került kijelölésre: (1) védett és veszélyeztetett természeti értékek állapotának nyomon követése, (2) Magyarország élővilágának, életközösségeinek általános állapotát jelző elemek megfigyelése, (3) valamilyen emberi tevékenység vagy környezeti tényező közvetlen vagy közvetett hatásainak vizsgálata.

A program kialakítását követően a terepi vizsgálatok 1998-ban kezdődtek meg. Az NBmR feladatai 10 projekt köré szerveződtek. A monitorozó munka standardizálása érdekében az egyes komponensekre vonatkozóan részletes vizsgálati útmutatók, úgynevezett protokollok készültek specialistákból álló szakértő csoportok bevonásával.

Az NBmR keretein belül a mikológiai monitorozás többéves elővizsgálatokat követően 2001-ben kezdődött meg két erdőrezervátum területén a Bükk és Me-

csek hegységekben. A program beindítása szoros szakmai együttműködésen alapult az Erdőrezervátum programmal.

A munka célja a – nagygomba-monitorozás elsőéves eredményei alapján – a nagygombák mint indikátorok, szerepének tisztázása erdőrezervátumokban és hasonló termőhelyen lévő kezelt és ültetett erdőkben. Összehasonlító elemzéseket végeztünk a célból, hogy az erdőtörténetileg hasonló állományok mikológiai jellemzői mennyire használhatók az erdők állapotának, természetességének megállapítására.

Módszerek

Általános módszerek

A terepi mintavételezés az NBmR protokolljának kidolgozását követően kezdődött meg. A protokollnak megfelelően fajlisták készültek a teljes állományokban, a mennyiségi vizsgálatok pedig az 500 m^2-es állandó kvadrátokban folytak; a kvadrátok a teljes állományokat reprezentálták az alapkőzetre és a vegetációra vonatkozóan. A kiválasztott növénytársulás a Bükkben montán bükkös (*Aconito-Fagetum*), míg a Mecsekben gyertyános-tölgyes (*Asperulo taurinae-Carpinetum*) volt. Mindkét helyszínen, mind az erdőrezervátum magterületén, mind a védőzóna területén kezelt állományban, valamint egy-egy az adott élőhelyre ültetett erdőben folytak a felmérések. Minden vizsgálati területen évi hat felmérést végeztünk. A fajnevek mellett feljegyeztük a termőtest észlelésének időpontját és a szubsztrátum típusát, valamint a kvadrátok területén a fajok abundanciájának becsült értékét.

Mintaterületek

„Őserdő" Erdőrezervátum – A Bükk hegység klímája hűvös, montán jellegű. Az évi középhőmérséklet 6–7,5 °C, az évi csapadék mennyisége 800–900 mm. A fagyos napok száma évente 120 fölött van, a júliusi középhőmérséklet 16 °C. A vizsgált erdőrezervátum talaja barna erdőtalaj, mely néhány helyen podzolosodik. A talaj pH-ja 5,9.

Az „Őserdő" Erdőrezervátum a Bükk-fennsíkon helyezkedik el. Ez a 29,9 ha-os terület az egyik legöregebb montán bükkös állomány az országban, 1942 óta védett. Régen gazdaságilag hasznosított erdő volt, azonban több mint 100 éve nem történt erdészeti beavatkozás. A hozzávetőlegesen 180–200 éves faóriásokat is tartalmazó állományban napjainkban már természetes erdőfejlődési folyamatok figyelhetők meg. Az erdő lomkoronaszintjét a bükk (*Fagus sylvatica*) alkotja, szór-

ványosan és főleg a peremrészeken fordul elő a juhar (*Acer pseudoplatanus*, *A. platanoides*) és magas kőris (*Fraxinus excelsior*), a cserjeszintben gyakori az előbbi fafajok újulata mellett a *Rhamnus cathartica*, *Rosa canina*, *Sambucus nigra* és *Ribes uva-crispa* jelenléte.

A Magterület (B1) összeroppanási fázisban lévő erdőrészlet a magterületen (több, különböző korhadási fázisban lévő kidőlt fa, facsonk található), amelyről már többéves adatsor áll rendelkezésre.

A védőzóna (B2) az a része az erdőnek, amely korábban erdészeti kezelés alatt állt (szálaló vágás), 20–25 éve azonban az erdő zavartalan. A legutolsó vágás eredményét rakásban összerakva hagyták, valamint a talajfelszínen is találhatók ágak. Kora körülbelül 50–60 év, a bükk mellett jelentős számban jelen van a magas kőris és a juharfák.

A lucfenyves állományt (B3) (*Piceetum* cult.) a bükkerdő helyére ültették. Néhány bükkfa még ma is található a széleken. A fák 40–60 évesek. Jelenleg egy teljesen zárt, nudum állomány. Az utolsó ritkítás, hasonlóan a védőzónához, 20–25 évvel ezelőtt történt. A cserjeszint csak a széli területeken található, elsősorban *Sambucus nigra* alkotja. A talaj felszínén itt is találhatók alászorult, kidőlt törzsek, ágak és tuskók.

Kőszegi-forrás Erdőrezervátum és mintaterületei

A Mecsek hegység klímája szubmediterrán jellegű, az évi átlagos csapadék mennyisége 700 mm. A két csapadék maximum május–június (60–80 mm) és október–november (60–78 mm) hónapokra esik. A hegységre a mészkövön kialakult barna erdőtalaj jellemző.

Az összes vizsgált állomány a gyertyános-tölgyesek élőhelyén található. A gyertyános-tölgyesek a legnagyobb kiterjedésű erdőállományok a Mecsek területén. Jellemző fajai a *Quercus petraea*, *Q. cerris* és *Carpinus betulus*. Szálanként megtalálható a *Tilia tomentosa*, *Cerasus avium*, *Acer campestre* és *A. platanoides*. Jellegzetes cserjék a *Staphylea pinnata* és *Ruscus aculeatus*. Fáciesképtő fajok a gyepszintben a *Melica uniflora*, *Carex pilosa*, *Galium odoratum* és *Aegopodium podagraria*. Egyéb jellemző fajok a *Helleborus odorus*, *Doronicum orientale* és *Lonicera caprifolium*.

A vizsgálati területek talajának pH-ja a felső 10 cm-ben 4,6–4,8 értéket mutatott, az ültetett állományban ennél kicsit magasabb, 5,1 volt.

A lombkoronaszint fő alkotói a magterületen (M1) és a kezelt állományban (M2) a *Quercus petraea*, *Q. cerris* és *Carpinus betulus*, elszórtan *Fagus sylvatica*, *Acer campestre*, *Prunus avium*, valamint *Tilia tomentosa* (szubmediterrán jelleg). A cserjeszint az előbb felsorolt fajok újulatából áll. Fáciesképtő fajok a gyepszint-

ben a *Carex sylvatica*, *C. pendula* a magterületen, míg a kezelt erdőkben *Melica uniflora* és *Carex sylvatica*. Az ültetett erdőben (M3) a fent említett fajok csak szórványosan jelennek meg. Az erdő fő alkotó fafaja az erdeifenyő (*Pinus sylvestris*). A cserjeszintet jól fejlett *Rubus* spp. állomány alkotja. Fácieképző fajok a gyepszintben a *Carex sylvatica* és *Melica uniflora*.

A kezelt és az ültetett állomány körülbelül 30 éves. Gyérítő vágások minden évben történnek, és a holt faanyagot elszállítják. A magterületen található állomány 2 ha, amelyen semmilyen erdészeti kezelés nem történik.

Adatelemzés

A NuCoSa programcsomag segítségével összehasonlítottuk a vizsgálati területeket az adott évben detektált nagygombák fajszáma, fajösszetétele és termőtestszáma alapján (Tóthmérész 1993), összehasonlítottuk a nagygombaközösségeket az életmódspektrum alapján (Arnolds *et al.* 1995), irodalmi adatok és korábbi vizsgálataink alapján megállapítottuk egyes fajok indikátor értékét, továbbá elvégeztük a nagygombafajok természetvédelmi értékelését a védelemre javasolt gombák listája alapján (Rimóczi *et al.* 1999).

Eredmények

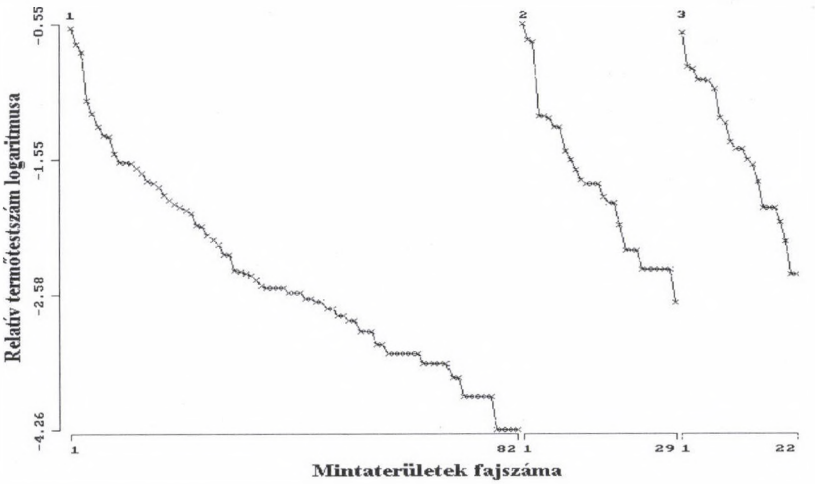
Az 1. táblázat a 2001. évben regisztrált fajok és termőtestek számát mutatja be. Mind a fajszámban (több mint kétszerese a kezelt és ültetett erdők fajszámának), mind a termőtestszámban a két helyszín magterületei bizonyultak a leggazdagabbnak.

1. táblázat. A 2001. évben regisztrált fajok és termőtestek száma. A függőleges oszlopok jelölése megegyezik a mintaterületek leírásánál használatos jelölésekkel.

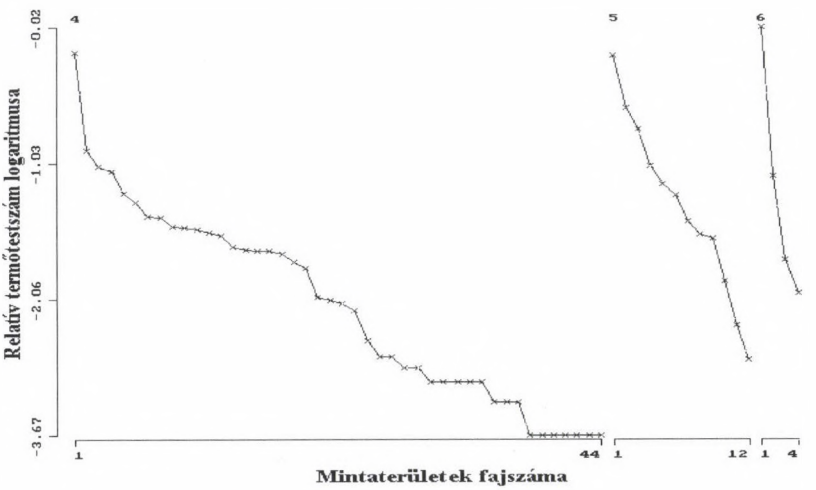
Mintavételi terület	B1	M1	B2	M2	B3	M3
Teljes fajszám	111	81	51	34	44	40
Lignikol fajok száma / kvadrát	82	44	29	12	22	4
Talajlakó fajok száma / kvadrát	28	13	19	10	22	28
Lignikol fajok termőtestszáma / kvadrát	18191	4659	1233	984	658	251
Talajlakó fajok termőtestszáma / kvadrát	743	140	147	30	362	204
Teljes termőtestszám	18 934	4799	1380	1014	1047	455

Fajszámon alapuló elemzések eredményei

A különböző mintavételi területek lignikol gombaközösségeinek dominanciadiverzitás-görbéi szerint mindkét helyszínen a rezervátumok gombaközösségei diverzebbek, mint a kezelt, ill. ültetett erdők gombaközösségei (1. és 2. ábrák). Az erdőrezervátumok magterületén sok kis produkciójú, ritka faj, több közepes pro-



1. ábra. Lignikol gombaközösségek dominanciadiverzitás-görbéi a Bükk hegység mintaterületein (Bükk 1, 2, 3 = B1, B2, B3).



2. ábra. Lignikol gombaközösségek dominanciadiverzitás-görbéi a Mecsek hegység mintaterületein.

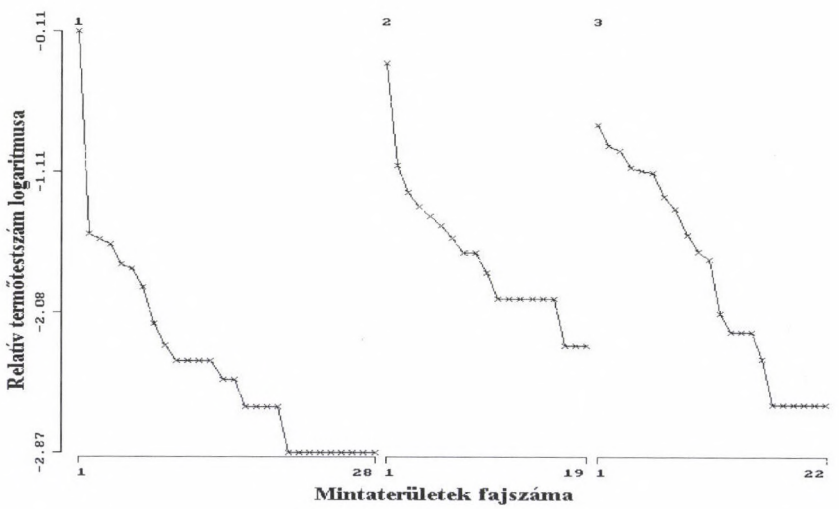
dukciójú és 1–3 domináns faj figyelhető meg. Az öreg erdők fajmegtartó képessége jobb, mint a kezelt vagy az ültetett erdőké, mivel ezek több fajnak képesek változatos élőhelyet biztosítani.

A talajlakó nagygombák dominanciadiverzitás-görbéi alapján az állapítható meg, hogy a Bükk hegységi rezervátum talajlakó gombaközösségei a diverzebbek, ezt követi a rangsorban az ültetett lucos, majd a kezelt erdő követi (3. és 4. ábrák). A Mecsek hegységben az ültetett fenyves, a rezervátum és kezelt erdő a diverzitás csökkenő sorrendje, amit az eltérő talajtípus, humuszállapot, de főképpen az eltérő mikorrhizás fapartner jelenléte magyaráz.

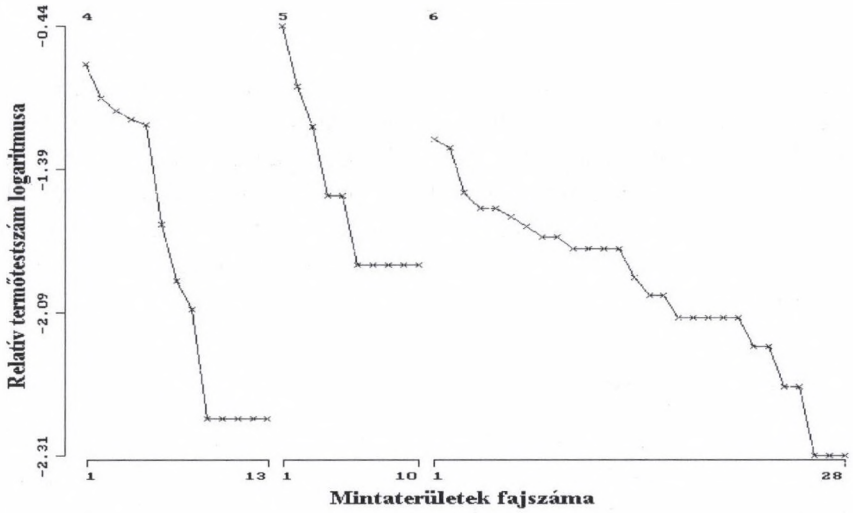
A lignikol gombaközösségek klasszifikációja ugyancsak a két erdőrezervátumot mutatja hasonlónak, míg a kezelt és ültetett erdőknél a helyszín erősebben befolyásoló tényező, mint az erdőállapot. A talajlakó gombaközösségek osztályozása tisztán szétválasztja a két hegység mintavételi területeit. Ezen belül az egyes helyszínek rezervátum és kezelt állományai közelebb állnak egymáshoz, mint az ültetvények. Hasonló eredményre jutottunk az ordinációval végzett számítások alapján is.

Indikátor fajok

Jellemző ökológiai igénye alapján néhány faj kiválasztásra került, mint az erdők speciális környezeti állapotának megfelelő indikátora. A fajok neve utáni rövidítések a mintaterületek leírásának rövidítéseit követi.



3. ábra. Talajlakó gombaközösségek dominanciadiverzitás-görbéi a Bükk hegység mintaterületein (Bükk 1, 2, 3 = B1, B2, B3).



4. ábra. Talajlakó gombaközösségek dominanciadiverzitás-görbéi a Mecsek hegység. mintaterületein (Mecsek 4, 5, 6 = M1, M2, M3).

Természetes, zavartalan állapotot jelző fajok a *Datronia mollis* (Sommerf. ex Fr.) Donk (B1), *Meripilus giganteus* (Pers. ex Fr.) P. Karst. (B1, M1), *Peziza micropus* Pers. ex Fr. (B1), *Hydropus subalpinus* (v. Höhn.) Singer (B1), *Hericium coralloides* (Scop. ex Fr.) S. F. Gray (B1, M1), *Ischnoderma resinosum* (Schrad. ex Fr.) P. Karst. (B1, M1), *Laxitextum bicolor* (Pers. ex Fr.) Lentz (B1, M1), *Pluteus umbrosus* (Pers. ex Fr.) Kumm. (B1, M1), *Pluteus leoninus* (Schaeff. ex Fr.) Kumm. (M1), *Clavicorona pyxidata* (Pers. ex Fr.) Doty (B1).

Idős erdőállományok jellemző fajai az *Oudemansiella mucida* (Schrad. ex Fr.) v. Höhn. (B1), *Meripilus giganteus* (Pers. ex Fr.) P. Karst. (B1, M1), *Hypsizygus ulmarius* (Bull. ex Fr.) Redh. (M1), *Ganoderma pfeifferi* Bres. (M1).

Zavarást, bolygatást jelző fajok a *Bovista plumbea* Pers. (M1), *Inocybe geophylla* (Sow. ex Fr.) Kumm. (M1), *Mycena pura* (Pers. ex Fr.) Kumm. (B1, M1), *Russula nigricans* (Bull.) Fr. (M1).

A faanyag optimális korhadási fázisát jelző fajok a *Pluteus leoninus* (Schaeff. ex Fr.) Kumm. (M1), *Pluteus umbrosus* (Pers. ex Fr.) Kumm. (B1, M1), *Pluteus nanus* (Pers. ex Fr.) Kumm. (B1), *Pluteus inquilinus* Romagn. (B1), *Pluteus salicinus* (Pers. ex Fr.) Kumm. (B1, M1), *Mycena haematopus* (Pers. ex Fr.) Kumm. (B1, M1), *Panus lecomtei* (Fr.) Corner (M1), *Ramicola centunculus* (Fr.) Vel. (B1, M1), *Flammulaster muricatus* (Fr.) Watl. (M1), *Flammulaster limulatus* (Weinm. ex Fr.) Watl. (B1), *Clitocybe lignatilis* Pers. (B1). Végső korhadási állapotot jelző fajok az *Omphalina epichisium* (Pers. ex Fr.) Quél. (B1), *Bolbitius reticulatus* (Pers. ex Fr.) Rick (B1).

Életmódspektrum

A kezelt és a rezervátum erdők magterületén található gombaközösségek életmódspektruma mindkét vizsgált helyszínen nagyon hasonló. Az ültetett erdőkben eltérő a funkcionális csoportok megoszlása, ami a különböző fafajösszetételnek és az ezekhez a fafajokhoz kötődő mikorrhizapartnereknek köszönhető. Ezért az ültetett erdők életmódspektrumai között nincs hasonlóság. Egy folyamatosan csökkenő tendencia követhető a lignikol és nekrotróf fajoknál a rezervátumoktól kezdve az ültetvények irányába.

Természetvédelmi értékelés

A területeken talált nagygombafajok jelentős része megtalálható a Magyarország gombáinak javasolt Vörös Listáján. Az IUCN 1-es és 2-es kategóriába (leginkább veszélyeztetett) sorolt fajai közül 13 található meg a Bükkben és 6 a Mecsekben. A párhuzamosan vizsgált kezelt és ültetett állományokban ezek a fajok hiányoztak, ami arra utal, hogy a speciális ökológiai igényeket igénylő ritka fajok a zavarás nélküli, kezeletlen, természetközeli állományokban találják meg életfeltételeiket. Különösen a fán élő, lignikol gombafajok igénylik szubsztrátumként a különböző méretű, a lebontás különböző fázisában lévő holt faanyagot.

Értékelés

A gombák fennmaradása szempontjából az erdőrezervátumokban rendkívül fontos tényező a holt faanyag mennyisége és összetétele, amely tápanyagként szolgál a gombák számára, és így szignifikánsan növeli a diverzitást. Nemcsak a holt faanyag sokfélesége, de a lebontási folyamat különböző állapota is változatos habitatokat biztosít a lignikol nagygombafajoknak, így növelve a biodiverzitást.

A nagygombák életmódspektruma jól jellemezte az egyes erdőállományokat, ezek állapotát, így stabil mikológiai tulajdonságnak minősült.

A vizsgálatok folyamán sikerült olyan fajokat találnunk, melyek jó indikátorai lehetnek az erdők bizonyos jellemzőinek, mint például a természetesség, az erdők kora, a holt faanyag mennyisége és a lebomlás ciklusának teljessége.

Mikológiai vizsgálataink rámutattak az erdőrezervátumok fontosságára, amelyek refúgiumokként szolgálhatnak a gombák számára, és így lehetőséget nyújtanak, hogy ezek a fajok később ismét elterjedjenek a jelenleg kezelt erdők területén is.

Vizsgálataink alátámasztják, hogy az NBmR keretében kidolgozott protokoll alkalmas különböző erdőállományok mikológiai alapú összehasonlítására, vala-

mint az erdők állapotának gyors értékelésére. A hosszú távú monitorozás ugyanakkor segíthet az erdőfejlődési folyamatok, változások, trendek felismerésében.

*

Köszönetnyilvánítás – Vizsgálatainkat a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium és a Szent István Egyetem Állatorvos-tudományi Kara normatív kutatási finanszírozásában NKB-2002-KUT-6 számon támogatta, amelyet ezúton is köszönünk.

Irodalomjegyzék

Arnolds, E., Kuyper, W. & Noordeloos, M. E. (eds) (1995): *Overzicht van de Paddestoelen in Nederland.* – Nederlandse Mycologische Verenigung, Wijster, 871 pp.

Tóthmérész, B. (1993): NuCoSa 1.0: Number cruncher for community studies and other ecological applications. – *Abstracta Botanica* **7**: 283–287.

Rimóczi, I., Pál-Fám, F., Siller, I., Jakucs, E. & Vasas, G. (2000): Javaslat a nagygombák monitorozásának mintavételi módszereire a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszerben, 3. változat. – KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest. (kézirat).

Rimóczi, I., Siller, I., Vasas, G., Albert, L., Vetter, J. & Bratek, Z. (1999): Magyarország nagygombáinak javasolt vörös listája. – *Clusiana* **38**(1–3): 107–132.

Macrofungi as indicators of forest regeneration and forest developmental processes

Siller, I.[1], Pál-Fám, F.[2] and Fodor, L.[3]

[1]Department of Botany, Faculty of Veterinary Sciences, Szent István University
H-1077 Budapest, Rottenbiller u. 50, Hungary
[2]Department of Botany and Plant Production, University of Kaposvár
H-7400 Kaposvár, Guba Sándor u. 40, Hungary
[3]National Authority for Nature Conservation, Ministry of Environment and Water Conservancy
H-1121 Budapest, Költő u. 21, Hungary

Abstract: The Hungarian National Biodiversity Monitoring System (Hungarian abbreviation: NBMR) was launched by the National Authority for Nature Conservation. Mycological monitoring, after several years of preliminary surveys, started in 2001 in forest reserves of two mountains situated in different parts of Hungary. The long-term purpose of the 5th project of the protocol was planned to be twofold control of the impacts of forest management onto the species composition, species richness and functional distribution of macrofungi as well as monitoring the trends in macrofungal communities of the investigated forests. The monitoring of macrofungi was started at two sites, in the Bükk and Mecsek mountains in Hungary. The results are the next: availability of dead wood of the forest reserves is very important for the maintenance of fungi as a source of nutrition, and thus significantly increases diversity. Dead wood of different dimensions as well as states of decomposition,

provide variable habitats for lignicolous macrofungi. The conditions of forest stands are well characterised by the functional spectra of their macrofungal assemblages, suggesting that these spectra are good mycological indicators of the state of forests. During our investigations some species were identified that are good indicators of some characteristics of the forests, such as naturalness, the age of the forest, the amount of dead wood and the completeness of the decomposition cycle.

Key words: biodiversity, biomonitoring of macrofungi, indicator species of habitat quality, mycological survey, nature conservation values

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 195–198, 2004

Bálványfa (*Ailanthus altissima*) elleni természetvédelmi kezelés a fokozottan védett tornai vértő élőhelyén

Szűts Fanni

Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság
3758 Jósvafő, Tengerszem oldal 1, E-mail: info.anp@axelero.hu

A természetvédelem egyik fő feladata a természetes biodiverzitás megőrzése. Az ez ellen ható adventív, invazív fajokkal történő növényzeti uniformizálódás országosan fellépő probléma, melynek megoldásához elengedhetetlen az ellenük vívott győztes és vesztes csaták tapasztalatainak megosztása.

Az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság illetékességi területén, az adventív fafajok terjedése a szárazgyepi nyílt élőhelyek területi visszaszorulását okozza, így több ritka, védett, valamint fokozottan védett növényfaj előfordulása van/volt közvetlen veszélyben. Ezek között van a hazánkban csak a tornanádaskai Alsó-hegyen és a Cserehát egy pontján előforduló tornai vértő (*Onosma tornense* Jáv.). E faj élőhelyének rovására agresszíven terjed az adventív, invazív bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle). A területen vegyszeres (Medallon) kísérletek és kezelések folytak a természetközeli állapot visszaállításának érdekében.

A tornanádaskai Alsó-hegyen a bálványfa mintegy 80 hektárt borított, több helyen átfedve a tornai vértő élőhelyét, ami nagymértékben sürgette a kísérletek megkezdését. Általánosságban a kezeléseknek három formája ismert: biológiai, mechanikai és kémiai. Bálványfa esetében biológiai módszerekkel kapcsolatos kísérletet nem végeztek, csak feltételezik, hogy egyes patogén gombafajok, pl. a *Verticillium dahliae, Fusarium oxysporum* alkalmasak lehetnek biológiai védekezésre (Pannill 1995). A mechanikai módszereket tekintve, a bálványfa kivágásával vagy a háncs eltávolításával ellentétes hatást érünk el, mivel erőteljes sarjadzásra késztetjük a fát. Ez a fajta kezelési mód csak abban az esetben javasolható, ha ezt egy hosszú távú utólagos kezelés követi. A leghatékonyabbnak a kémiai módszer bizonyul, melyet glüfozát alapú vegyszerrel kell végezni. Esetlegesen ekkor is számítani kell a gyökérsarjak felnövésére, melyek lombozatát a következő évben szükséges kezelni (Pannill 1995).

Első lépésként elkészült a tornai vértő (Szűts 1999) és a bálványfa (Farkas 1999) elterjedési térképe, amelyek összevetésével elkülöníthetőek a legveszélyeztetettebb foltok. 2001 augusztusában egy kísérletsorozat indult meg a legbiztonságosabb vegyszerkijuttatási módszer és a leghatékonyabb vegyszer-koncentráció meghatározására. A kísérletek során kétféle kijuttatási módszert alkalmaztunk.

Lombozat összefogása és permetezése kézi permetezővel, valamint a talajszint közelében vágási seb ejtése a törzsön és a vegyszernek a vágási sebbe történő befecskendezése. A vágások száma törzsátmérőtől függ. A vágások között legalább 2–3 cm távolságot kell hagyni, hogy ne érje akkora stressz a fát, mint a háncs körkörös eltávolításánál, ami intenzív sarjadzást eredményez (Pannill 1995).

A kétféle kijuttatási technika egy hígítási sorral párosult (5%, 15%, 25%, 50%). Minden kísérletnél 50–50 bálványfa megszámozása és kezelése történt, így összesen 400 fát kezeltünk le. A felvételezés során az egyes fák körüli 25 cm-es sugarú körben előforduló növényfajok és a fajok közti dominancia sor is feljegyzésre kerültek annak kiderítésére, hogy a vegyszer hogyan hat a kezelt egyed környezetére az egyes hígításoknál és kijuttatási technikánál. A kísérlet ellenőrzése 2002 júniusában folyt. Az ellenőrzés során a következő szempontokat tartottuk szem előtt: vizsgáltuk a levél megjelenését a kezelt példányon a kezelést követő évben, a sarj megjelenését a kezelt egyed körül a kezelést követő évben, valamint növényzet sérülését a kezelt egyed körüli 25 cm-es sugarú körben.

A kísérletetek eredményeképpen két módszer bizonyult a leghatékonyabbnak. Az egyik alkalmazása során a lombozat összefogása és 15%-os vegyszerrel való befedése történik, kézi permetező segítségével. A kezelés a lombozat 70–80%-át érinti. Az ismertetett módszer kísérleti tapasztalatai azt mutatták, hogy 100%-os arányban pusztultak el a fák, mivel sem sarj, sem levél nem jelent meg a kísérletet követő évben. A permetező használata esetén a legkörültekintőbb alkalmazással is a vegyszer bizonyos mennyisége a környező növényzetre jut. Mivel a Medallon nem szelektív gyomirtó, ennek következtében a kezelt egyedek körüli növényzet láthatóan sérült. Szeles időben ez a kezelési mód nem javasolt! Természetvédelmi okokból ajánlatos lett volna kisebb koncentrációt használni, de az 5%-os vegyszerrel történő kezelés „csak" 96%-os eredményt hozott. Néhány esetben torz lombozat, illetve sarj megjelenése volt tapasztalható. Amennyiben kevés bálványfa van jelen a területen, a lombozat kezelésének a területre nézve biztonságosabb módszere a levelek vegyszeres textíliával történő lekenése, így elkerülhető a növényzet sérülése.

A másik módszer során a talajszint közelében vágási seb ejtése és a vágásba 15%-os vegyszer fecskendőzése történik. A vázolt módszer 86%-os sikert hozott. Alkalmazását a környezet növényzetének minimális pusztulása indokolja. A vágási sebbe való fecskendezés egy biztonságos kijuttatási technika, ami értékes növényzet jelenlétében, illetve magasabb lombkorona esetében javasolható. 5%-os vegyszert használva, ezzel a technikával csupán 51%-os sikert értünk el, ezért vetettük el ezt a vegyszerkoncentrációt. A magasabb koncentrációjú vegyszeres kísérletekkel kapcsolatos tapasztalatokat nem részletezem, mivel a terület védelme érdekében a lehető legkevesebb vegyszermennyiség kijuttatása indokolt. A fent

vázolt módszerrel 2002 augusztusában megkezdődött a természetvédelmi kezelés az Alsó-hegyen. A munkát vállalkozók bevonásával végeztük. A terep adottságaitól függően változott a munka hatékonysága. Az Alsó-hegy elcserjésedett részei nagymértékben lassították a terepi mozgást. A természetvédelmi kezelés során a bálványfával terhelt részek átfésülése teljes volt, hogy a kisebb sarjak és magoncok se maradjanak kezelés nélkül. A vázolt viszonyok között, 10 ember 8 órás munkája szükséges 1,2 hektárnyi, átlag 40%-os bálványfaborítást mutató területen. Ennek vegyszerigénye megközelítően 7 liter. Ez a mennyiség függ a kezelés típusától is (levélpermetezés vagy vágási seb ejtése).

Az előzetes eredmények alapján további kísérletek folynak más típusú élőhelyeken, más adventív fafajokkal is.

*

Köszönetnyilvánítás – Ezúton mondunk köszönetet az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság dolgozóinak a munkában nyújtott segítségért, különösen Mihalik Imre, természetvédelmi őrnek a terepi munkában nyújtott segítségért. Valamint köszönet illeti Pecze Rozáliát (Syngenta Kft.) a vegyszerrel kapcsolatos hozzájárulásáért.

Irodalomjegyzék

Farkas, T. (1999): *A bálványfa elterjedési térképe.* – Kutatási jelentés, ANPI, Jósvafő.

Pannill, P. (1995): *Tree-of-Heaven control.* – Maryland Department of Natural Resources, Forest Service Stewardship Bulletin.

Szűts, F. (1999): *Onosma tornense ponttérképezése az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság területén.* – Kutatási jelentés, ANPI, Jósvafő.

Habitat management against alien trees in the habitat of strictly protected plants

Szűts, F.

Aggtelek National Park Directorate
H-3758 Jósvafő, Tengerszem oldal 1, Hungary

Abstract: Habitat management in order to force back alien species was carried out in the habitat of 2 strictly protected plant species, namely *Onosma tornense* and *Iris aphylla* subsp. *hungarica*, within the operational area of the Aggtelek National Park Directorate. In the habitat of *Iris aphylla Robinia pseudo-acacia* was spreading, while in the habitat of *Onosma tornense Ailanthus altissima* has been occupying open areas. In both cases glyphosate herbicide (Medallon) was used. Before the management was carried out, experiments had been conducted to find the most effective and environment-friendly method. In the habitat of *Iris aphylla* subsp. *hungarica* against the spreading of

robinia, 20% of glyphosate herbicide concentration was used to treat the cut stumps and the foliage. More than 90% success was achieved. Elimination of *Ailanthus* requires diligence, due to its copious seed production, high seed germination rate, and vegetative reproduction. Cutting is counter-productive because *Ailanthus* responds by producing large number of stump sprouts and root suckers. Following the experiments two methods seemed to be the most effective for *Ailanthus* control; herbicide application on the foliage and hack-and squirt method, applying concentration of 15% of a glyphosate herbicide (Medallon) during late summer. Application to the foliage resulted in 100% success, while hack-and squirt method achieved 86% success. The second technique can be used when the tree is too high to treat its leaves. Furthermore, it is more friendly to the environment, which accounts for its application in protected areas. Follow-up monitoring and treatment when needed should be an integral part of the habitat management program.

Key words: experimental approach, Medallon, nature management, robinia, tree of heaven

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 199–207, 2004

A *Himantoglossum caprinum* (M. Bieb.) Spreng. fekete-hegyi (Villányi-hegység) populációjának fenometriai vizsgálata és annak természetvédelmi értékelése

Csere Szilvia[1], Bódis Judit[2] és Dénes Andrea[3]

[1]*Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, 7624 Pécs, Ifjúság u. 6*
[2]*Veszprémi Egyetem, Georgikon Kar, Növénytani és Növényélettani Tanszék 8360 Keszthely, Deák F. u. 16, E-mail: sbj@georgikon.hu*
[3]*Janus Pannonius Természettudományi Múzeum, 7601 Pécs, Pf. 347*

Összefoglaló: A *Himantoglossum caprinum* fekete-hegyi populációjában az egyes korcsoportok tagjai gyakran mutattak különböző fejlődési ütemet azonos időszak alatt, aminek fő oka nem a növekedési intenzitás különbsége, hanem az eltérő károsodási mérték volt. Megállapítottuk, hogy a mért asszimiláló felület nem fejezi ki a növények valós teljesítményét. Rekonstruált adatok segítségével határoztuk meg a veszteségek mértékét a növény produktumából. Mindhárom vegetációs periódusban a rágás okozta a legnagyobb mértékű sérülést, de a következő évi fejlődésre a tavaszi túl korai száradásnak is nagy volt a hatása. Igen kevés volt a fagykár, sőt még a hideg téli hónapok alatt is erőteljesen nőttek egyes példányok. A virágzás elmaradása, az egymást követő években csökkenő asszimiláló felület arra figyelmeztet, hogy a populáció életfeltételei rosszak, természetvédelmi kezelés szükséges.

Kulcsszavak: asszimiláló levélfelület, fenológia, *Himantoglossum caprinum*, károsodási mérték, korcsoportok

Bevezetés

A bíbor sallangvirág (*Himantoglossum caprinum* (M. Bieb.) Spreng.) hazánkban veszélyeztetett és ritka faj, mely napjainkra a múlt században megismert termőhelyeinek nagy részéről már kipusztult (Dénes *et al.* 1993, Sulyok *et al.* 1998, Farkas 1999). Az egyik legnagyobb ismert populációja a Villányi-hegység keleti részén, a fokozottan védett Fekete-hegy Természetvédelmi Terület déli, hegylábi részén él.

A *H. caprinum* ikergumós orchidea, balkáni-mediterrán flóraelem, amely a nyári forróság enyhülését követően az első kora őszi esők hatására hajt ki, és növeszti tőlevélrózsáját a tavasz végéig. A tőlevelek alakja, mérete elég változatos, az adott tő kondíciójától is függő jelleg (Molnár 1999, Sulyok 1994).

Azt vizsgáltuk, hogyan növekednek a tőlevelek, hogyan fejlődnek az egyedek évről évre, milyen mértékű a klimatikus tényezők és a károsító faktorok hatása.

Módszerek

A mintaterület egy még megmaradt, ill. erősen becserjésedett lejtősztyepprét (*Cleistogeni–Festucetum rupicolae*) (Dénes 1994). A több száz töves *H. caprinum* populációban 1999. júliusában 30 tövet egyedi jelöléssel láttunk el, majd szeptembertől kezdve 3 vegetációs perióduson keresztül 3–4 hetente vizsgáltuk tőleveleik növekedésének ütemét.

A levélfelület méretének meghatározásához nem destruktív, a károsodások mértékének meghatározását is lehetővé tévő megoldásként a levelek alá papírlapot illesztettünk, s azok körvonalát felrajzoltuk, az észlelt károsodásokkal (rovar- és vadrágás, száradás, fagyás) együtt. A levélminták felületét LI-COR elektromos planiméterrel mértük le. A sérülések miatt elvesztett levélfelület nagyságát a levélminták milliméterpapíron való kiegészítésével és a hiányzó terület nagyságának leszámlálásával határoztuk meg. Ez a rekonstruált asszimiláló felület tehát a mért és a károsodás miatt elvesztett asszimiláló felület összege.

A tőlevelek alakja és mérete alapján három csoportot képeztünk, az értékelés során ezeket a csoportokat jellemeztük: fiatal növények (n = 5–8 egyed/év), érett vegetatív növények (n = 7–9 egyed/év), érett reproduktív növények (n = 2–6 egyed/év). Ez utóbbi csoportba felnőtt, reprodukcióra képes egyedeket soroltunk, de a megfigyelési időszak alatt ezek sem virágoztak.

Az egyes hónapok időjárási jellemzőit Rácz (2001) nyomán állapítottuk meg a havi átlagértékek alapján.

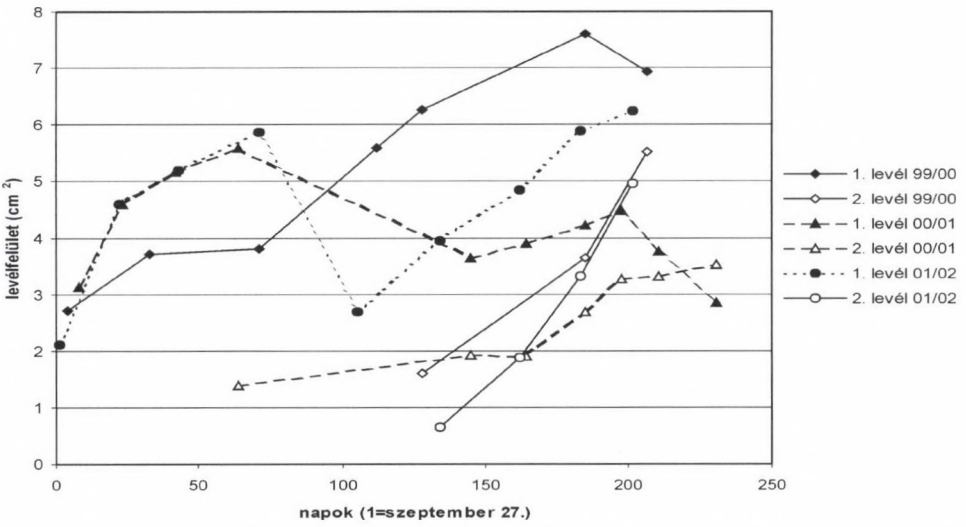
Eredmények

Három év tapasztalata alapján a növények maximális levélszintjeinek a fele már a vegetációs periódus első két hónapja folyamán (szeptember, október) megjelenik. Fiatal növények esetén ez egy, érett vegetatív növények esetén kettő, érett, reprodukcióra képes növények esetén pedig három-négy levelet jelent. A fiatal növények második, az érett, vegetatív növények harmadik, illetve az érett, reprodukcióra képes növények ötödik levele még ősszel (október, november) vagy a tél szorításának enyhülésével (január, február, március) bújik elő, adott év klimatikus viszonyaitól függően. Az érett, reprodukcióra képes növények hatodik levele általában tél végén – tavasz elején hajt ki, azaz február, március során. A további levélszintek megjelenése tavasz folyamán várható. Az egyes vegetációs periódusok időjárási viszonyai nagymértékben befolyásolhatják a fenti, általánosításokra törekvő megállapításokat. Ez leginkább a harmadik vegetációs periódusban volt így (2001/2002), amikor a szokatlanul hűvös és rendkívül csapadékos szeptember mi-

att a fiatal növények megjelenése októberre húzódott, és második levelük is csak februárban hajtott ki. Ugyancsak a hűvös, csapadékos ősz eleji időjárás okozta, hogy az érett, vegetatív növényeknek a szokásos, szeptemberi időben csupán egy levele búját elő, bár ezt a rendkívül meleg október során gyorsan követte a második levél megjelenése. A harmadik levél viszont csak februárban hajtott ki. Az érett, reprodukcióra képes növényeket térítette el legkevésbé a kedvezőtlen időjárás megszokott ritmusuktól. Szeptemberi háromleveles tőlevélrózsájuk októberben négy, majd februárban hét, márciusban kilenclevelesre fejlődött.

A fiatal növények első levele legegyenletesebben az első vegetációs periódusban (1999/2000) gyarapodott. A másik két évben jelentős, vad-, illetve rovarrágásból eredő téli depressziót tapasztaltunk, illetve 2000/2001 tavaszán már áprilisban nagymértékű volt az elszáradás. Gyakori károsodásuk ellenére az első leveleknek a teljes asszimiláló levélfelületből való részesedése április közepén–végén még mindig 50% feletti. Második levelük mindhárom évben nagyobb károsodás nélkül, egyenletesen nőtt. Ez a levél csak a második vegetációs periódusban jelent meg ősszel (egyébként tavasszal), ennek ellenére ekkor érte el a legkisebb maximális méretet a tavasz végére (1. ábra).

Az érett, vegetatív növények első levelének a felülete a késő őszi, téli időszakig gyarapodott, és a rendesen bekövetkező felületcsökkenés oka mindig rovar-, illetve vadrágásból eredő kártétel volt. Bár a teljes asszimiláló levélfelületből való részesedésük folyamatosan csökkent a vegetációs periódus során, de még április végén is magas, 30% körüli volt. A második levél is gyakran károsodott, ezért az

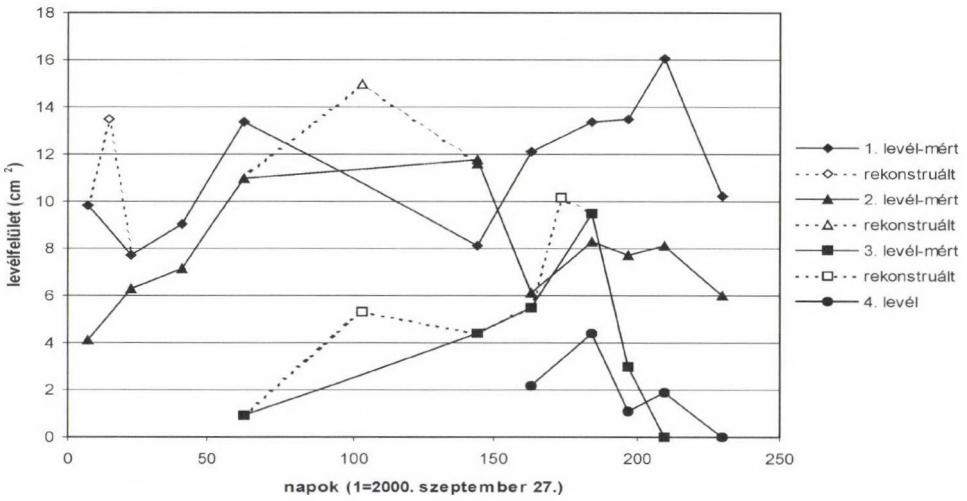


1. ábra. Fiatal növények leveleinek asszimiláló felület változása.

első levélhez hasonlóan csak az első évben nőtt egyenletesen. A harmadik levél korai megjelenése esetén azt is többször érte tél végi károsodás (pl. a szokatlanul enyhe telű második vegetációs periódusban), de ha csak tavasszal hajtott ki, akkor fejlődése egyenletes volt. A tavasszal megjelenő további levélszinteket általában intenzív növekedés jellemezte a vegetációs periódus végéig (2. ábra).

A károk levélszintenkénti átlagolása alapján jól látható, hogy a kár mértéke a levelek megjelenési és méretsorrendjével függ össze, azaz legsúlyosabban az első levelek sérültek általában. A rágásból eredő sérülések nagy részét első levelek esetén vadak, második és további levélszintek esetén viszont rovarok okozzák. Bár az első leveleket tekintve is gyakoribbak voltak a rovarrágások, a vadak által okozottak súlyosságuk folytán jóval felülmúlták azokat (1. táblázat).

A sok kártétellel járó második vegetációs periódust követően, az érett, vegetatív növények maximális levélfelülete jóval az előző évi (erősen károsodott szint) alatt maradt, míg a fiatal növényeké megközelítette az első, kedvező évi méretet (3. ábra). Amennyiben a mért teljes asszimiláló felület (akár károsodás, akár kedvezőtlen klimatikus viszonyok miatti növekedés-elmaradás miatt) jóval az előző periódusbéli alatt maradt, a raktározott tápanyag még a következő szeptemberi kihajtáshoz sem volt elég. Ha mégis kihajtott a növény, akkor fejlődése gyenge volt, illetve a károsító tényezőkre jóval érzékenyebben reagált. Amikor megfelelő tartalékokkal rendelkezett a tő, úgy egyik levelének 50%-ot meghaladó sérülése esetén egy másik levelének erőteljes növekedésével tudta pótolni a veszteséget, és így a



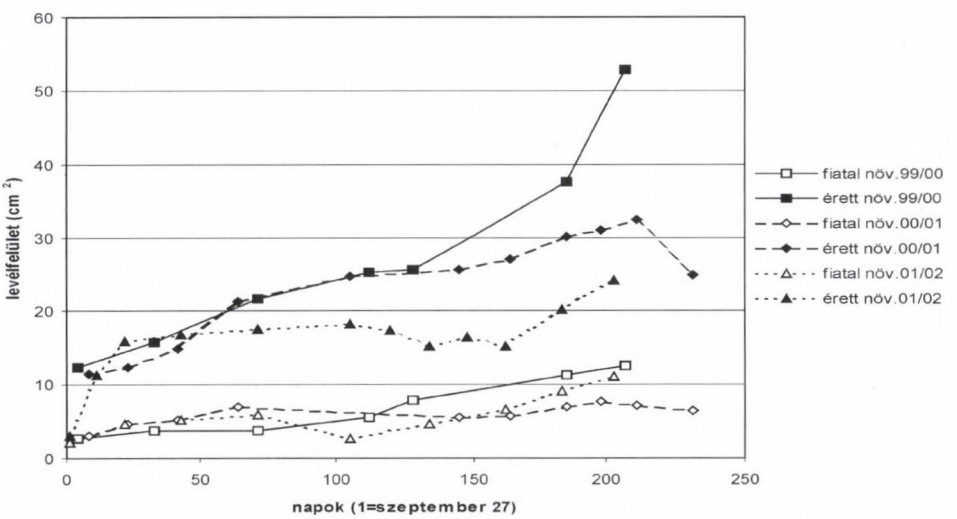
2. ábra. Egy érett vegetatív növény leveleinek mért és rekonstruált asszimiláló felület változása 2000/2001.

1. táblázat. Az asszimiláló felület károsodása fiatal és érett vegetatív növények esetében. A számok százalékokat jelölnek.

		fiatal növények			érett vegetatív növények				
		1. levél	2. levél	teljes felület	1. levél	2. levél	3. levél	4. levél	teljes felület
1999/00	vadrágás	25	–	9	–	–	–	–	–
	rovarrágás	3	–	1	23	2	2	–	4
	száradás	17	10	2	11	–	–	–	0,2
2000/01	vadrágás	29	16	13	41	15	10	–	10
	rovarrágás	11	28	14	13	23	22	19	8
	száradás	23	14	8	34	29	23	40	20
2001/02	vadrágás	54	–	22	–	–	–	–	–
	rovarrágás	–	–	–	37	37	32	–	19
	száradás	–	–	–	36	17	–	–	14

teljes asszimiláló levélfelületében (ill. a következő évi tartalékaiban) mutatkozó hiány minimális volt.

Az egymást követő években megfigyelt egyedeknél megállapítható, hogy asszimiláló felületük nőtt-e vagy csökkent az előző évben mérthez viszonyítva. Az általánosan elvárható növekedést 21 megfigyelésből mindössze 7 esetben tapasztaltuk. Hat olyan növény volt, melyeket mindhárom vegetációs periódusban mérni tudtunk, és csupán egyetlen olyan tő volt, amelynek teljes asszimiláló levélfelülete évről évre nagyobb lett. E növény a folytonos gyarapodás mellett minden évben



3. ábra. A teljes asszimiláló levélfelület változása vegetatív egyedeknél.

sérült, mégsem torpant meg fejlődése. Négy esetben fordult elő, hogy az első vagy első két levelet ért durva sérülések (70–80%-os vadkár) után a következő évben nem hajtott ki a növény.

Értékelés

A növények őszi megjelenésének elhúzódását Wells és Cox (1989) az augusztustól októberig tartó csapadékhiánnyal magyarázta, tapasztalataink szerint kis méretű egyedeknél okozhatja azt a szokatlanul alacsony szeptemberi hőmérséklet is. A téli hideg viszont nem gátolta a növekedést, általában télen is gyarapodtak a jó kondícióval rendelkező növények. Több tő még 2001 rendkívül hideg (–4 °C-os középhőmérsékletű) decembere folyamán is erőteljes növekedést mutatott. A téli növekedések és az, hogy fagykárt szinte alig tapasztaltunk, azzal függ össze, hogy a *H. caprinum* balkáni flóraelem, s mint ilyen a keményebb telekhez szokott.

A fiatal és az érett, vegetatív növények ugyanazon klimatikus viszonyok mellett eltérő növekményt produkáltak. A különbség fő okát nem az eltérő növekedési teljesítményben, hanem az eltérő károsodási mértékben látjuk. Wells és Cox (1991) méhbangó (*Ophrys apifera*), Willems és Ellers (1996) pedig majomkosbor (*Orchis simia*) esetében állapította meg, hogy az első levelet éri leginkább sérülés. Mi is azt tapasztaltuk, hogy a nagyobb leveleket – illetve a nagyobb tőlevélrózsákat –, gyakrabban éri kár. A károknak nemcsak a növények következő évi fejlődésére és virágzására lehet hatása, hanem általában a megjelenésükre is. Ez a Fekete-hegyen azért lehet így, mert a károk mértéke rendesen akkora, főleg a nagy növényeknél, hogy erősen befolyásolják a növény asszimiláló felületének nagyságát, ezen keresztül az elraktározható tartaléktápanyag mennyiségét is. Wells és Cox (1991) nem talált ilyen összefüggést *Ophrys apifera* esetében, de ott a sérülések átlagos mértéke sohasem haladta meg az összfelület 10%-át, míg mi a *H. caprinum*-nál 38%-os átlagos sérülést is regisztráltunk (2000/2001) (1. táblázat).

Bár a rágás és száradás közül (mind az egyes levélszinteket, mind az összesített asszimiláló levélfelületet tekintve) mindhárom vegetációs periódus során előbbi okból következett be nagyobb mértékű sérülés, a következő periódusbéli fejlődésre és virágzásra a korai száradás miatti tavaszi (április–májusi) veszteségeknek is lehet súlyos hatása. Fenti szerzők vizsgálatai szerint az *Ophrys apifera* leánygumójának növekedése virágzó növények esetén március és május, vegetatív tövek esetén pedig még később, május–június között legintenzívebb. Ezért egy tavaszi száradási kár (ami a természetes elöregedésnél korábban jelentkezik) a legjelentősebb tartalékképzési lehetőségétől fosztja meg a növényt.

A mért asszimiláló felület nem fejezte ki a növények valós teljesítményét. A rekonstruált felület adatok mutatták meg, hogy milyen nagy asszimiláló felület veszett el a növény produktumából az egyes évek során, és ez a veszteség komoly hatást gyakorolt a növény következő évi fejlődésére. Ha csak az asszimiláló felületet mértük volna, úgy nem vettük volna figyelembe, hogy a károsító tényezők révén elvesztett felületek kifejlesztése is energiát követelt a növénytől (2. ábra).

A tapasztalt veszteségek nagy része télen, illetve kora tavasszal következett be, amikor a mintaterületen egyedül a sallangvirág levelei zöldellnek. A szokatlanul enyhe telű 2000/2001 vegetációs periódusban volt a legnagyobb mértékű a kár, hiszen ilyen esetben a vadak is aktívabbak, és a rovarok telelése is jóval korábban fejeződik be. A rovarrágások legfőbb okozói a *H. caprinum* fekete-hegyi populációja esetében a különböző nünüke fajok (közönséges nünüke (*Meloe proscarabeus*), kék nünüke (*Meloe violaceus*)). A harmadik vegetációs periódus (2001/2002) során azt tapasztaltuk, hogy a rendkívül hideg tél is a rágási károk, főleg a vadkár növekedésével járt, mert ilyenkor több vad tartózkodott a Fekete-hegy déli lejtőjén.

Tamm (1991) 47 éves, négy kosborfajra vonatkozó adatsorának elemzése után az egyik legfontosabb tanácsnak azt tartotta, hogy a megfigyelési szint az egyed legyen. Az egyedek megfigyelése alapján tudjuk, hogy a vizsgált periódusban háromszor gyakrabban fordult elő, hogy egy növény felülete csökkent a következő vegetációs periódusban (a megelőző évhez viszonyítva), mint az, hogy gyarapodott volna. Ez lehet az évjáratok hatása, de valószínűbbnek tartjuk, hogy ez esetben a populáció általános hanyatlásának jele. A termőhely jelenlegi állapotában nem ideális a *H. caprinum* számára, ezért csökken az egyedek mérete, és talán ezért is nem volt egyetlen virágzó példány sem két éven át.

A kedvezőtlen termőhelyi kondíciók közrejátszhatnak abban is, hogy alig találtunk olyan esetet a három vizsgált évben, amikor egy növény, sérülés, kártétel nélkül növekedhetett volna vegetációja során. A Fekete-hegyen, a sallangvirágok élőhelyén sűrűsödik a bozót, és ezzel párhuzamosan ritkul az aljnövényzet. Ez ugyan abból a szempontból kedvező az orchideáknak, hogy a gyepalkotó fajok által jelentett konkurenciát csökkenti, de egyúttal növeli annak esélyét, hogy a növényevők épp egy sallangvirágot károsítsanak. A vadak különösen kedvelik a sűrű cserjést.

A cserjék árnyékolása a virágzások elmaradásához is hozzájárulhatott. *Orchis simia* esetében bizonyították, hogy a magas, árnyékot vető környezetben élő populáció egyedeinek nagyobb tőlevélrózsát kell növeszteniük a virágzáshoz, mint a naposabb élőhelyen élőknek, hiszen ugyanazt a fotoszintetikus teljesítményt a kevesebb fény miatt csak nagyobb felülettel tudják biztosítani. Különösen az elterjedési területük határán élő populációk jó kondícióban tartásához érdemes ezt figyelembe venni, s termőhelyeiket ennek megfelelően kezelni (Willems & Ellers 1996).

Ezért javasoljuk, hogy a területen természetvédelmi kezelésként ritkítsák meg a cserjéket. A beavatkozást a növény nyári nyugalmi időszakában végezve, a sallangvirág nem károsodik. Arra is ügyelni kell, hogy a ritkítás mértéke olyan legyen, ami még nem változtatja meg az amúgy is igen száraz hegyoldal mikroklímáját. A fa és cserjeritkítás kedvező hatásáról számol be Farrell (1991) két *Orchis militaris* populációnál. A kezelés megállította a hanyatlást a populációban és növelte a virágzásra való hajlandóságot.

*

Köszönetnyilvánítás – A munkát az OTKA F029484 pályázat támogatásával végeztük.

Irodalomjegyzék

Dénes, A., Molnár, A., Sulyok, J. & Vidéki, R. (1993): A Himantoglossum caprinum (M. Bieb.) Sprengel előfordulása és cönológiai viszonyai a Villányi-hegységben. – *Janus Pannonius Múzeum Évk.* **38**: 19–27.

Dénes, A. (1994): A Mecsek és a Villányi-hegység karsztbokorerdői. – *Janus Pannonius Múzeum Évk.* **39**: 5–34.

Farkas, S. (szerk.) (1999): *Magyarország védett növényei.* – Mezőgazda Kiadó, Budapest.

Farrell, L. (1991): Population changes and management of Orchis militaris at two sites in England. – In: Wells, T. C. E. & Willems, J. H. (eds): *Population ecology of terrestrial orchids*. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands, pp. 63–68.

Molnár, V. A. (1999): Himantoglossum adriaticum H. Baumann, Himantoglossum caprinum (M.-Bieb.) Spreng. – In: Farkas, S. (szerk): *Magyarország védett növényei.* Mezőgazda Kiadó, Budapest, p. 317.

Rácz, L. (2001): *Magyarország éghajlattörténete az újkor idején.* – JGYF Kiadó, Szeged.

Sulyok, J. (1994): A Himantoglossum adriaticum Baumann és a Himantoglossum caprinum (M.-Bieb.) Sprengel előfordulása hazánkban, és cönológia viszonyaik. – Diplomadolgozat, Debrecen.

Sulyok, J., Vidéki, R. & Molnár, V. A. (1998): Adatok a magyarországi Himantoglossum-fajok ismeretéhez. – *Kitaibelia* **3**(2): 223–229.

Tamm, C. (1991): Behaviour of some orchid populations in a changing environment. Observations on permanent plots, 1943–1990 – In: Wells, T. C. E. & Willems, J. H. (eds): *Population ecology of terrestrial orchids*. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands, pp. 1–13.

Wells, T. C. E. & Cox, R. (1989): Predicting the probability of the bee orchid (Ophrys apifera) flowering or remaining vegetative from the size and number of leaves – In: Pritchard, H. (ed.): *Modern methods in orchid conservation*. Cambridge, pp. 127–139.

Wells, T. C. E. & Cox, R. (1991): Demographic and biological studies on Ophrys apifera: some results from a ten year study. – In: Wells, T. C. E. & Willems, J. H. (eds): *Population ecology of terrestrial orchids*. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands, pp. 47–63.

Willems, J. H. & Ellers, J. (1996): Plant performance and population characteristics of Orchis simia (Orchidaceae) in two extremes of its distribution area. – *Flora* **191**: 41–48.

Studies of the phenometry of *Himantoglossum caprinum* (M. Bieb.) Spreng. in a Hungarian population, conservational conclusions

Csere, Sz., Bódis, J. & Dénes, A.

Botanical Department, Georgikon Faculty, University of Veszprém
H-8360 Keszthely, Deák F. u. 16, Hungary

Abstract: The growth of plants was studied in one of the largest Hungarian *Himantoglossum caprinum* population, situated in the SW part of the country. The measured leaf area was less than the real leaf area production of the plants because of the diverse damages. The lost parts were manually reconstructed. The largest damage was caused by grazing animals in every year, but the early drying (springtime) of leaves also played an important role in next year production. There was very slight frost damage, some of the fittest plants were growing even during the coldest winter months. The measured growth of the plants in different age groups was not similar because of the larger damage of the bigger plants. Both the lack of flowering and the year by year decrease of the total leaf areas highlighted that the conditions were not suitable for the population in the study area.

Key words: age groups, damages, *Himantoglossum caprinum*, leaf area, phenology

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 209–218, 2004

Láphidrológiai változások rekonstrukciója fosszilis Testacea (házas amőba) fauna alapján

Schnitchen Csaba[1], Tóthmérész Béla[1], Magyari Enikő[2]
Grigorszky István[3] és Braun Mihály[4]

[1]*Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék*
4010 Debrecen, Pf. 71, E-mail: schcsaba@delfin.klte.hu
[2]*Mátra Múzeum, 3200 Gyöngyös, Kossuth L. u. 40*
[3]*Debreceni Egyetem, Növénytani Tanszék, 4010 Debrecen, Pf. 14*
[4]*Debreceni Egyetem, Szervetlen- és Analitikai Kémiai Tanszék, 4010 Debrecen, Pf. 21.*

Összefoglaló: Az észak-erdélyi Erzsébetbánya mellett fekvő Fenyves-tető (1340 m) tőzegmohalápjának mikropaleontológiai felmérését végeztük el a Testacea (házas amőba) fauna és a humifikációmérés segítségével. Összesen 33 házas amőba taxont találtunk. Olyan ritkaságok is előkerültek, mint a *Bullinularia indica*, *Difflugia lanceolata*, *D. rubescens*, *Pontigulasia bigibbosa*, *P. elisa*. Nyolc különböző vízellátottságú zónát (FT1–FT8) sikerült megkülönböztetni a házas amőbák relatív gyakorisági értékei alapján. A zónákat külön-külön elemeztük és a Testacea fajok relatív gyakoriságai alapján kapott nedvességi viszonyokat összevetettük a humifikációmérés eredményei által jelzettekkel. A házas amőbák mennyiségi és minőségi viszonyai, valamint a radiokarbon kormeghatározás és a humifikációmérés alapján rekonstruálni tudtuk a vizsgált tőzegmohalápban bekövetkezett változásokat. A láp körülbelül 9100 évvel ezelőtt alakult ki. Ezt követően a láp különböző nedvességi viszonyokkal jellemezhető, igen jelentős változásokon ment keresztül, az utóbbi száz évben pedig egyre szárazabbá vált.

Kulcsszavak: humifikáció, makro- és mikroklimatikus változások, mikropaleontológia, radiokarbon kormeghatározás, Rhizopoda, tőzegmohaláp

Bevezetés

Hazánkban a sík lápok és a dagadólápok semlyéktársulásai a hűvösebb, nedvesebb térségekben jellemző hidegidőszaki maradványok, azaz vegetációtörténeti emlékek, a múlt (jégkorszak vége, hűvös posztglaciálisok) élő múzeumai, fontos természeti és tudományos értékek (Borhidi & Sánta 1999).

Különösen veszélyeztetettek Közép- és Délkelet-Európában a klimatikus szárazodás és az emberi behatások (pl. taposás, legeltetés, lecsapolás, erdők kivágása, mezőgazdasági eredetű szennyezések) miatt. Fenntartásukat a megfelelő (kb. 1200 mm csapadéknak megfelelő edafikus vagy légköri eredetű) vízellátás, valamint a zavartalanság (pl. látogatás korlátozása, legeltetés, szennyezések kizárása) oldhatja meg. Így a vízellátottság kérdése a legfontosabb befolyásoló tényezőnek tekinthető a lápokra vonatkozóan.

A házas amőbák az amőboid Protozoák egy csoportját alkotják a Rhizopoda superclassisban (Rhizopoda: Testacea) (Tolonen *et al.* 1992). Ennek a csoportnak a jellegzetessége a ház, amely az állat egész testét borítja. A ház taxonómiai határozó bélyegeket hordoz, ellenálló a lebomlással szemben és könnyen feltárható a fosszilis tőzegből és más geológiai üledékekből. A fosszilis házas amőba házak fontos paleokörnyezet-indikátorok (Aaby 1976, Barber 1981, Beyens 1985, Beyens & Chardez 1984, Grospietsch 1953, Harnisch 1927, Tolonen 1966, 1967, 1968, Tolonen *et al.* 1985, Tolonen *et al.* 1992).

A házas amőbák főleg olyan talajokban gyakoriak, amelyeknek magas a szervesanyag- és humusztartalma. Ezenkívül vízre is szükségük van, mivel az állat védtelen a kiszáradással szemben (Sleigh 1989). Ezért a házas amőbák a lápok, különösen a *Sphagnum*-lápok mikrofaunájának legdominánsabb komponensei közé tartoznak (Heal 1962, 1964, Tolonen 1966, 1986, Warner 1987, 1990, 1991). A tőzegmohalápokban a házas amőba fajok eloszlását meghatározó tényezők közül a nedvességtartalom a legfontosabb (Charman *et al.* 2000). A házas amőbákat több mint 100 éve használják paleokörnyezet-indikátorokként tőzeg- és tavi üledékekben (Lindberg 1899, Tolonen 1986). Segítségükkel nyomon követhetőek a tőzegmohalápok fejlődésében bekövetkező hidrológiai változások, ami természetvédelmi szempontból nagy jelentőséggel bír.

Európában széles körben végeztek és végeznek láprekonstrukciós kutatásokat házas amőbák segítségével, a Kárpát-medencében azonban ilyen jellegű vizsgálat még nem folyt eddig. Így az általunk tervezett kutatás alapozó jellegűnek tekinthető.

A kárpát-medencei tanulmányok, illetve fajok átfogó közreadását Török (1993, 1998) munkájában találjuk, melyből kiderül, hogy az európai fauna jó része ismert a Kárpát-medencéből, hiszen mindig volt egy-két lelkes hazai kutató, aki nemzetközi szinten tanulmányozta a csoportot (Entz 1876, Jaczó 1941, Török 1993).

Vizsgálatunkban az észak-erdélyi Erzsébetbánya mellett fekvő Fenyves-tető (1340 m) tőzegmohalápjának (0,5 hektár) mikropaleontológiai felmérését végeztük el a Testacea fauna segítségével. A házas amőbák mennyiségi és minőségi viszonyai, valamint a radiokarbon kormeghatározás és a humifikációmérés alapján igyekeztünk rekonstruálni a vizsgált tőzegmohalápban bekövetkezett makro- és mikroklimatikus változásokat.

Módszerek

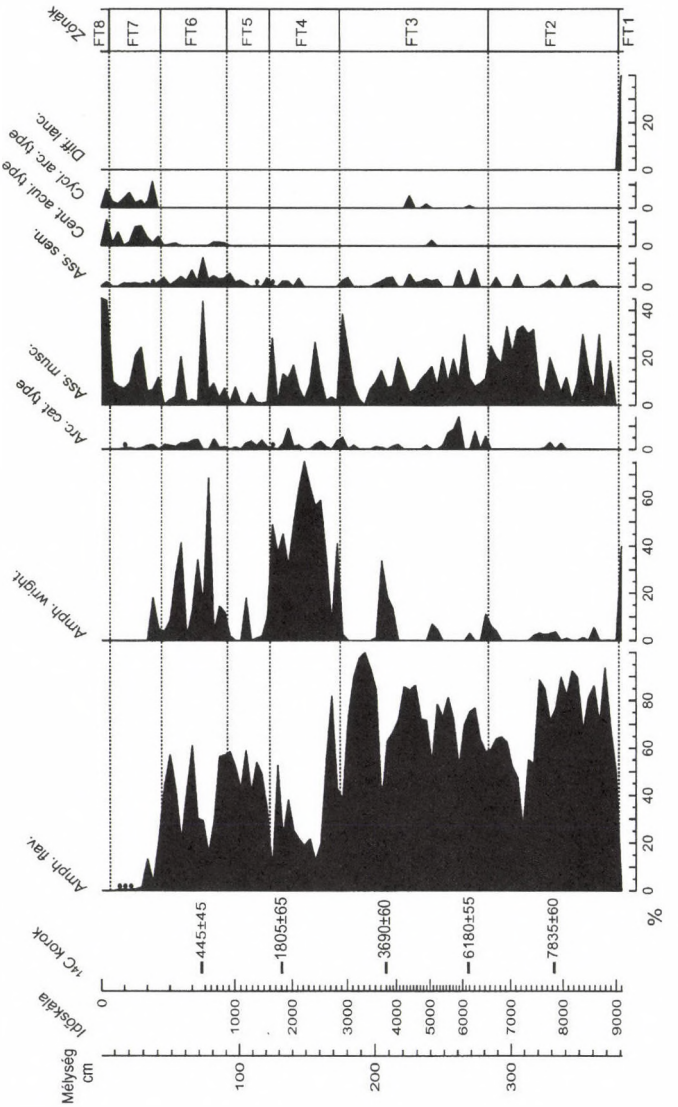
A mintavételhez bolygatatlan magmintát adó klasszikus mintavevőt (Jowsey 1966) használtunk, melynek segítségével 40 cm-es részletekben 400 cm-es mélységig jutottunk le. A medencét kitöltő üledékben a tőzeg vastagsága 380 cm, mely alatt további 20 cm agyagos tavi üledék helyezkedik el az alapkőzetet adó andezit fölött. Radiokarbon módszerrel meghatároztuk a tőzegrétegek korát, vizsgáltuk a humifikáció előrehaladását, valamint a házas amőbák előfordulását a különböző rétegekben. A vizsgálatokhoz 4 cm-enként 1 cm^3 mintát használtunk fel. A huminsavak mennyiségéből is következtethetünk a nedvességi viszonyokra, mivel szárazabb körülmények között a szerves anyagok jobb lebomlása eredményeképpen magasabb lesz a huminsavak koncentrációja. A humifikációmérést Bahnson (1968) módszere alapján végeztük. A határozáshoz a minták feltárását a Hendon és Charman (1997) által kidolgozott módszer szerint hajtottuk végre. A feltárás elején Stockmarr (1971) alapján *Lycopodium clavatum* L. tablettát adtunk a mintához, hogy kvantitatív eredményeket kapjunk.

Eredmények

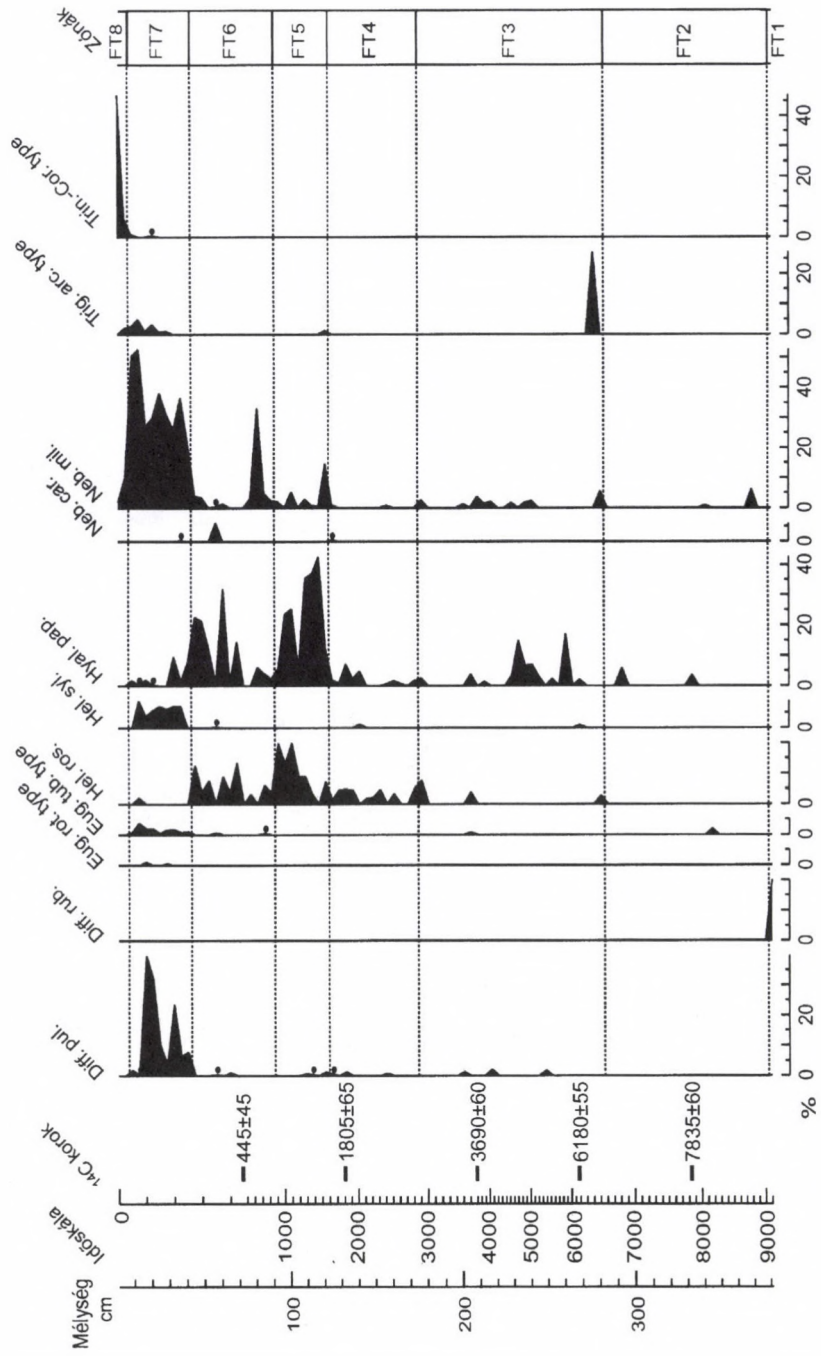
Összesen 33 házas amőba taxont találtunk. Olyan ritkaságok is előkerültek, mint a *Bullinularia indica*, *Difflugia lanceolata*, *D. rubescens*. Az 1. ábrán bemutatjuk a házas amőbák mennyiségi és minőségi viszonyait, a radiokarbon kormeghatározás, valamint a humifikációmérés eredményeit. Bennett (1996) által javasolt módon végeztük el a szelvény zónákra való felosztását a házas amőbák relatív gyakorisági görbéi alapján. Összesen nyolc zónát kaptunk (FT1–FT8)

Értékelés

FT1: A zónában a házas amőbák koncentrációja és fajszáma alacsony. Az *Amphitrema wrightianum*, a *Difflugia lanceolata* és a *D. rubescens* a zóna elején csúccsal rendelkeznek. Ezek a fajok nagyon nedves körülmények között fordulnak elő, így valószínűleg a tavi és a lápi állapot közti átmenetet jelzi együttes jelenlétük a tőzeg legalján (Tolonen 1986, Cash & Hopkinson 1909). A zóna elején alacsony a huminsavak koncentrációja, ami arra utal, hogy igen nedves körülmények uralkodtak, és még tavi állapotról lehet beszélni. Ezután hirtelen megemelkedik a huminsavak mennyisége, ami szárazodásra utal. A lápi állapot felé történő átmentről van itt szó, amit a házas amőbák vizsgálati eredményei is megerősítenek.

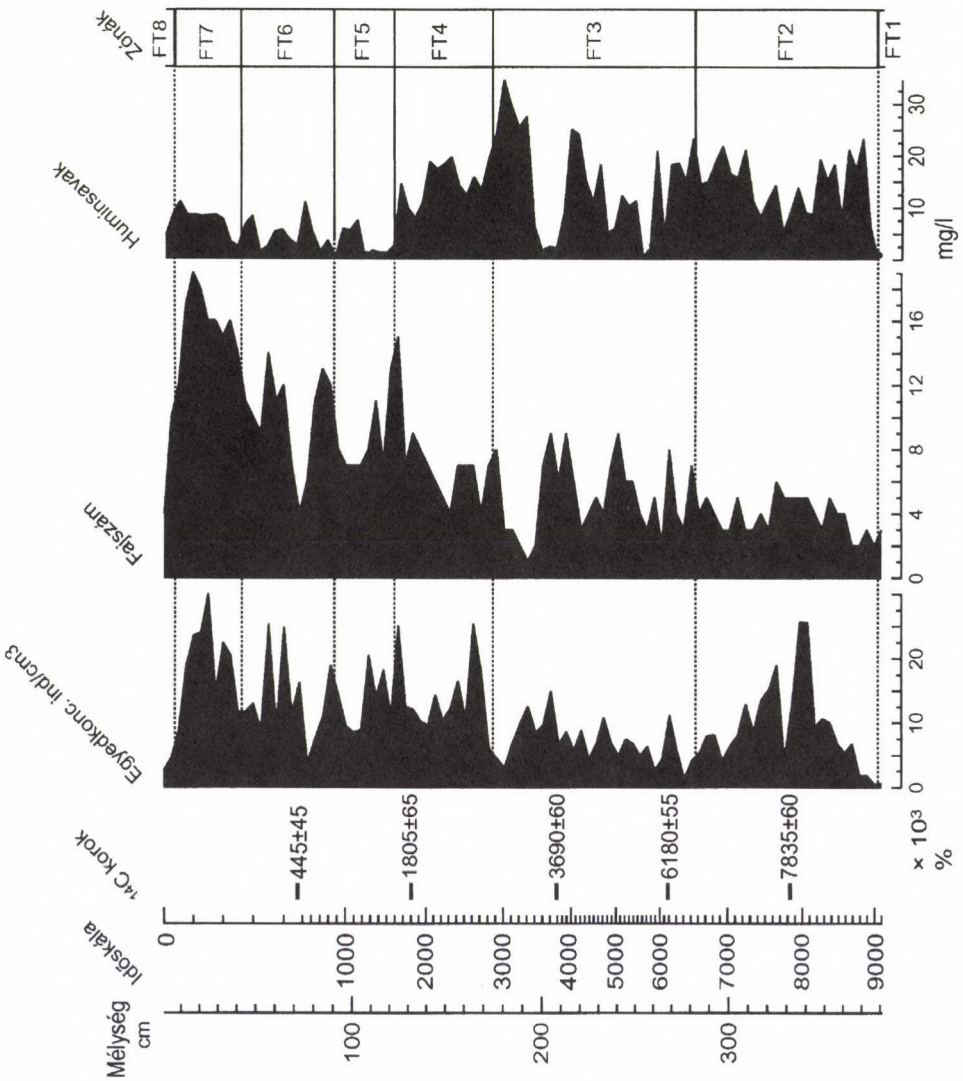


1. ábra. A jellemző Testacea fajok mennyiségi viszonyai, a fajszám, az egyedkoncentráció és a huminsavak koncentrációja a mélység/idő függvényében. Az ábrákon szerepelnek a radiokarbon korok is. – (a) *Amph. flav.* = *Amphitrema flavum*, *Amph. wright.* = *Amphitrema wrightianum*, *Arc. cat.* type = *Arcella catinus* type, *Ass. musc.* = *Assulina muscorum*, *Ass. sem.* = *Assulina seminulum*, *Cent. acul.* type = *Centropyxis aculeata* type, *Cycl. arc.* type = *Cyclopyxis arcelloides* type, *Diff. lanc.* = *Difflugia lanceolata*. – (b) *Diff. pul.* = *Difflugia pulex*, *Diff. rub.* = *Difflugia rubescens*, *Eug. rot.* type = *Euglypha rotunda* type, *Eug. tub.* type = *Euglypha tuberculata* type, *Hel. ros.* = *Heleopera rosea*, *Hel. syl.* = *Heleopera sylvatica*, *Hyal. pap.* = *Hyalosphenia papilio*, *Neb. car.* = *Nebela carinata*, *Neb. mil.* = *Nebela militaris*, *Trig. arc.* type = *Trigonopyxis arcula* type, *Trin.-Cor.* type = *Trinema-Corythion* type.



1. ábra. (folytatás)

FT2: Az *Amphitrema flavum* és az *Assulina muscorum* megjelenése arra utal, hogy a tavi-lápi átmeneti nedves állapotot egy kissé szárazabb állapot követte. Ez a zóna a nedvességi viszonyok szempontjából a házas amőbák alapján két szakaszra osztható. Az első viszonylag nedvesebb, a második szárazabb szakasz. A zóna kettősségét alátámasztják a humifikációmérés eredményei is.



1. ábra. (folytatás)

FT3: A zóna elején megfigyelhető, hogy az *Amphitrema flavum* és az *A. wrightianum* „csúcsai" egybeesnek egymás „mélypontjaival". Valószínű, hogy nedves és oligotróf körülmények között az *A. flavum* dominált, amikor viszont nedves és mezotróf viszonyok alakultak ki, akkor az *A. flavum*-ot felváltotta az *A. wrightianum*. A zóna végén szárazabb körülmények válhattak uralkodóvá, mivel az *A. flavum* hirtelen lecsökken, az *Assulina muscorum* pedig egy magas csúcsot mutat. A huminsavak koncentrációjában a fluktuáció nagyon erőteljessé válik. Két hullámvölgy figyelhető meg, melyek közül az elsőben kisebb-nagyobb kiugró csúcsok láthatók.

FT4: Ebben a zónában még jobban megfigyelhető az, amiről az előző zóna kapcsán szó volt: az *Amphitrema flavum* és az *A. wrightianum* csúcsainak és mélypontjainak egymással ellentétes váltakozása. Ennek a zónának az elejétől kezd el gyakrabban megjelenni a *Heleopera rosea*, ami zsombékokban és szárazabb *Sphagnum*-ban él (Tolonen 1986). Az *Assulina muscorum* relatív abundanciájában két nagyobb csúcs figyelhető meg. A humifikáció görbe kevésbé fluktuál, mint az előző zónában. Fokozatos csökkenés látható, melyet kisebb csúcsok törnek meg.

FT5: Az *Amphitrema flavum* ismét dominánssá válik, az *A. wrightianum* visszaesik, kivéve a zóna közepén lévő kisebb csúcsot. Ebben a zónában válik gyakorivá a *Hyalosphenia papilio*. Ez a faj nedves *Sphagnum*-ban él, beleértve a nedvesebb zsombékokat is (Heal 1961). A zóna második felében az eddigi legnagyobb gyakoriságát éri el a *Heleopera rosea*, amely zsombékokban és szárazabb *Sphagnum*-ban fordul elő (Tolonen 1986). A *H. papilio* és a *H. rosea* gyakorisági görbéi arról tanúskodnak, hogy nő a zsombék mennyisége és enyhe szárazodás kezdődik el. Ezt megerősíti az *Assulina seminulum* relatív gyakoriságának lassú emelkedése és a *Nebela militaris* – a viszonylag szárazabb mohák és zsombékok indikátora –, kisebb-nagyobb csúcsainak megjelenése is. Az ötös zóna alacsony huminsav-koncentrációkkal jellemezhető, melyek igen nedves körülményekre utalnak.

FT6: Az *Amphitrema flavum* és a *A. wrightianum* görbéi alapján az látszik, hogy a nedves oligotróf és nedves mezotróf állapotok váltják egymást, és az *Assulina muscorum* gyakoriságából viszont levonhatjuk azt a következtetést, hogy szárazabb periódusok is beékelődtek. A zóna második felében megemelkedik a *H. rosea* és a *H. papilio* relatív abundanciája, ami alátámasztja a hidrológiai viszonyok változatosságát, a nedves és száraz körülmények közötti átmeneti állapotokat. Erre a zónára átlagosan kissé magasabb huminsav-koncentráció érték adható meg, mint az előzőre.

FT7: Az *Amphitrema flavum* és az *A. wrightianum* a zóna elején eltűnnek. Az *Assulina muscorum*, a *Difflugia pulex* és a *N. militaris* a zóna domináns fajai, amelyek száraz körülmények indikátorai. A *Centropyxis aculeata* type és a *Cyclopyxis arcelloides* type mennyisége itt a legnagyobb az egész szelvényben. Az előbbi

igen nedves viszonyok indikátora (Warner 1987), az utóbbiról viszont megoszlanak a nézetek (Warner 1987, Schönborn 1962). Ebben a zónában már a szárazodás erőteljesebbé válik, bár még nedves foltok gyakran előfordulnak. A zóna elején a huminsav-koncentráció értékek nedves körülményeket jeleznek, majd egy magasabb és stabil, szinte állandó értékre állnak be.

FT8: Az *Assulina muscorum* mennyisége itt a legnagyobb az egész szelvényben. Ez a körülmények még szárazabbá válására utal, bár a *Centropyxis aculeata* type csúcsa arra enged következtetni, hogy még mindig találhatóak nedves foltok, ezt alátámasztják a humifikációmérés eredményei is.

A házas amőbák mennyiségi és minőségi viszonyai, valamint a radiokarbon kormeghatározás és a humifikációmérés alapján rekonstruálni tudtuk az észak-erdélyi, Erzsébetbánya mellett fekvő tőzegmohalápban bekövetkezett változásokat. A humifikációmérés eredményei és a házas amőbák relatív gyakorisági viszonyai között szoros összefüggés mutatható ki. A láp különböző nedvességi viszonyokkal jellemezhető, igen jelentős változásokon ment keresztül, mely változások a házas amőbák minőségi és mennyiségi viszonyai alapján jól rekonstruálhatóak. Az ilyen irányú vizsgálatokból származó eredmények nagyban hozzájárulnak a lápok fejlődésének megismeréséhez, és ezen keresztül azok hatékonyabb természetvédelmi kezelésének kidolgozásához.

*

Köszönetnyilvánítás – A kutatásokat az Országos Tudományos Kutatási Alap (F026036, 23761), FKFP (0195) támogatásával végeztük. Külön köszönet illeti a kézirat bírálóit gondos munkájukért.

Irodalomjegyzék

Aaby, B. (1976): Cyclic variations in climate over the last 5500 years reflected in raised bogs. – *Nature* **263**: 281–284.

Bahnson, H. (1968): Kolorimetriske bestemmelser af humificeringstal i højmosetørv fra Fuglsø mose på Djursland. – *Medd. Dansk. Geol. Foren.* **18**: 55–63.

Barber, K. E. (1981): *Peat stratigraphy and climatic change. Palaeoecological test of the theory of cyclic peat bog regeneration.* – Balkema, Rotterdam.

Bennett, K. D. (1996): Determination of the number of zones in a biostratigraphical sequence. – *New Phytologist* **132**: 155–170.

Beyens, L. (1985): On the subboreal climate of the Belgian Campine as deduced from diatom and testate amoebae analysis. – *Rev. Palaeobotany and Palynology* **46**: 9–31.

Beyens, L. & Chardez, D. (1984): Testate amoebae (Rhizopoda, Testaceae) from South-West Ireland. – *Archiv f. Protistenk.* **128**: 109–126.

Borhidi, A. & Sánta, A. (szerk.) (1999): *Vörös könyv Magyarország növénytársulásairól 1.* – Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, 362 pp.

Cash, J. & Hopkinson, J. (1909): *The British freshwater Rhizopoda and Heliozoa.* Vol. II. Rhizopoda, part 2. – The Ray Society, London, 166 pp.

Charman, D. J., Hendon, D. & Woodland, W. A. (2000): The identification of testate amoebae (Protozoa: Rhizopoda) in peats. – *QRA Technical Guide No. 9.* Quaternary Research Association, London, 147 pp.

Entz, G. (1876): Néhány moha alatt élő gyökérlábúról. – *Orvos Természettud. Értes.* Kolozsvár *1.*

Grospietsch, Th. (1953): Rhizopodenanalytische Untersuchungen an Mooren Ostholsteins. – *Archiv f. Hydrobiol.* **47**: 321–452.

Harnisch, O. (1927): Einige Daten zur rezenten und fossilen testaceen Rhizopoden-fauna der Sphagnen. – *Archiv f. Hydrobiol.* **18**: 246–360.

Heal, O. W. (1961): The distribution of testate amoebae (Rhizopoda: Testacea) in some fens and bogs in northern England. – *J. Linn. Soc., Zoology* **44**: 369–382.

Heal, O. W. (1962): The abundance and micro-distribution of testate amoebae (Rhizopoda: Testacea) in Sphagnum. – *Oikos* **13**: 35–47.

Heal, O. W. (1964): Observations on the seasonal and spatial distribution of testacea (Protozoa: Rhizopoda) in Sphagnum. – *J. Animal Ecol.* **33**: 395–412.

Hendon, D. & Charman, D. J. (1997): The preparation of testate amoebae (Protozoa: Rhizopoda) samples from peat. – *The Holocene* **7**: 199–205.

Jaczó, I. (1941): Néhány dunántúli átmeneti tőzegmoha-láp és Sphagnum előfordulás házas Rhizopodáiról. – *Állatt. Közlem.* **38**: 18–34.

Jowsey, P. C. (1966): An improved peat sampler. – *New Phytologist* **65**: 245–248.

Lindberg, H. (1899): En rik torffyndighet I Jorvis-socken Savolaks. – *Finska Mosskulturföreningens Årsbok* **1899**: 178–213.

Schönborn, W. (1962): Zur Ökologie der sphagnikolen, bryokolen un terrikolen Testaceen. – *Limnologica* **1**: 231–254.

Sleigh, M. A. (1989): *Protozoa and other protists.* 4th edition. – Edward Arnold, London.

Stockmarr, J. (1971): Tablets with spores used in absolute pollen analysis. – *Pollen et Spores* **13**: 615–621.

Tolonen, K. (1966): Stratigraphic and rhizopod analyses on an old raised bog, Varrassuo, in Hollola, south Finland. – *Ann. Bot. Fennici* **3**: 147–166.

Tolonen, K. (1967): Über die Entwicklung der Moore im Finnischen Nordkarelien. – *Ann. Bot. Fennici* **4**: 219–416.

Tolonen, K. (1968): Zur Entwicklung der Binnenfinnland-Hochmoore. – *Ann. Bot. Fennici* **5**: 17–33.

Tolonen, K. (1986): Rhizopod analysis. – In: Berglund, B. E. & Wiley, J. (eds): *Handbook of Holocene palaeoecology and palaeohydrology.* Chichester, pp. 645–666.

Tolonen, K., Huttunen, P. & Junger, H. (1985): Regeneration of two coastal raised bog sin eastern North America. – *Ann. Acad. Sci. Fenn., Ser.* A, **139**: 5–51.

Tolonen, K., Warner, B. G. & Vasander, H. (1992): Ecology of testaceans (Protozoa: Rhizopoda) in mires in Southern Finland: Autecology. – *Archiv f. Protistenk.* **142**: 119–138.

Török, J. K. (1993): Study on moss-dwelling testate amoebae. – *Opusc. Zool.* **26**: 95–104.

Török, J. K. (1998): Brief survey of testate amoeba research in Hungary and a synopsis of species. – *Opusc. Zool.* **31**: 119–129.

Warner, B. G. (1987): Abundance and diversity of testate amoebae (Rhizopoda, Testacea) in Sphagnum peatlands in southwestern Ontario, Canada. – *Archiv f. Protistenk.* **133**: 173–189.

Warner, B. G. (1990): Testate amoebae (Protozoa). Methods in Quaternary ecology, no. 5. – *Geoscience Canada* **5**: 65–74.

Warner, B. G. (1991): Distribution and abundance of testate amoebae (Protozoa) in the Wally Creek watershed, northeastern Ontario. – *Proceedings, Conference on Peat and Peatlands: Diversification and Innovation*. Quebec City, 6–10 August 1989. Vol. 1. Peatland forestry. Canadian Society of Peat and Peatlands, Echo Bay, Ont. pp. 115–120.

Reconstruction of the hydrology of an East Carpathian *Sphagnum* bog by fossil testate amoebae

Schnitchen, Cs.[1], Tóthmérész, B.[1], Magyari, E.[2], Grigorszky, I.[3] and Braun, M.[4]

[1]Department of Ecology, University of Debrecen
H-4010 Debrecen, P. O. Box 71, Hungary
[2]Mátra Museum, H-3200 Gyöngyös, Kossuth L. u. 40, Hungary
[3]Department of Botany, University of Debrecen, H-4010 Debrecen, P. O. Box 14, Hungary
[4]Department of Inorganic and Analytical Chemistry, University of Debrecen
H-4010 Debrecen, P. O. Box 21, Hungary

Abstract: The objective of this paper is to reconstruct the history of an East Carpathian *Spaghum* bog by Testacea and physico-chemical analyses. Altogether 33 testate amoebae taxa were found. Rare taxa were found such as *Bullinularia indica, Difflugia lanceolata, D. rubescens, Pontigulasia bigibbosa, P. elisa.* Eight different zones (FT1–FT8) were distinguished on the basis of the relative frequency values of the testate amoebae. The zones were analysed one by one. The moisture conditions derived from the relative abundances of testate amoebae were compared to those derived from humification measurements. We could reconstruct the changes that occurred in the bog by the use of quantitative and qualitative conditions of testate amoebae, radiocarbon dating and humification measurements. The bog developed about 9,100 years before present. Then it went through significant changes characterised by different moisture conditions and in the last 100 years it became continually drier.

Key words: humification, macro- and microclimatic changes, micropaleontology, radiocarbon dating, *Rhizopoda*, *Sphagnum*-bog

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 219–227, 2004

Erdőfelújítás hatása a talajlakó makroízeltlábú faunára a Beregi-síkság védett erdőállományaiban

B. Bokor Zsuzsanna

Debreceni Egyetem, Ökológiai és Hidrobiológiai Tanszék
4010 Debrecen, Pf. 71

Összefoglalás: A Szatmár–Beregi-sík máig megmaradt természetközeli erdőállományai kiemelkedő természetvédelmi jelentőségűek. Megőrzésük, fenntartásuk nagy kihívás az erdőgazdálkodás számára. Védett magyar kőrises-kocsányos tölgyes erdőben (Bockerek-erdő, Gelénes) és gyertyános-kocsányos tölgyesekben (Beregszászi-erdő, Beregdaróc) vizsgáltuk a különböző erdőfelújítási módok hatását a talajlakó mezo- és makroízeltlábú faunára. Talajcsapdák segítségével öt éven keresztül vizsgáltuk a terrikol Diplopoda, Isopoda, Chilopoda, Aranei, Opiliones és Carabidae közösségeket. Hagyományos tarvágással és kíméletesebb módon felújított erdőrészletek faunáját hasonlítottuk össze 90–120 éves kontrollerdővel. Az eredmények azt mutatják, hogy az erdészeti kezelés hatása mérhető – az enyhe bolygatástól a drasztikus, tuskózással, vegyszeres gyomirtással előkészített erdőtelepítésig – a nagyobb léptékű gyakorisági, diverzitási mutatók változásán (csoportszinten) át a finom fajstruktúra-változásig.

Kulcsszavak: Beregi-síkság, Opiliones, talajlakó ízeltlábúak, tarvágás

Bevezetés

Az Alföldön alkalmazott erdőfelújítási módok az „egykorú" erdőrészlet véghasználatán alapulnak. Az „erdő" a tarvágással szinte megsemmisül, megszűnik a lombkoronaszint, a cserjeszint, a gyepszint. Az erdő avarjának élővilága magára marad és elveszti védelmét (melyet az erdőborítás jelentett) és elveszíti táplálékát (melyet a hulló lomb adott). Ezek a tényezők önmagukban is elegendőek ahhoz, hogy az „erdei fajok" populációi pusztulásra legyenek ítélve. A tarvágás következményeit mikroarthropodákon (Abbott & Crossley 1982, Gere 1971, Herlitzius 1983, Huhta & Mikkonen 1982, Seastedt & Crossley 1981) és a makroarthropodák közül az avarlebontók, valamint az Aranei és a Coleoptera közösségeket kutatták leginkább (Blair & Crossley 1988, Huhta 1971, 1976, 1979, Shaefer 1980, Winter *et al.* 1983). A magyarországi erdőgazdálkodásra vonatkoztatva a problémát: a fennmaradás esélye tovább csökken, ha az újabb telepítéshez a talajt vegyszeresen is előkészítik és a tuskókat is eltávolítják. A tarvágás hatásával kapcsolatos hazai kutatások a rejteki kutatási területen (Bokor 1993, Jakucs 1987, Katona & Tóthmérész 1985) és a Beregi-síkságon (Baloghné Bokor *et al.* 1996–2000) voltak.

A Szatmár–Beregi-síkon találjuk az Alföld legnagyobb sík vidéki gyertyános-tölgyeseit, és a beregi keményfás ligeterdők szép erdőtömbjeit. Megőrzésük, fenntartásuk fontossága nem lehet kérdéses (Baloghné Bokor *et al.* 2000). A Beregi-síkság talajlakó faunája alig kutatott (az utóbbi idők Carabida-kutatásait kivéve (Magura *et al.* 1997, 2001), még kevésbé ismerjük az erdő bolygatásának a faunára gyakorolt hatását.

A feltételezésünk egyszerű. A talaj megkímélése a vegyszeres előkészítéstől, a talajforgatástól és a tuskók körül és között sávokban viszonylagos védettségben maradó talajfoltok együttesen adnak esélyt a lágyszárúak és a talajfauna egy részének a túlélésére.

Módszerek

Magyarország ÉK-i kistája, a Beregi-síkság sajátos adottságokkal rendelkezik földrajzi helyzeténél fogva – a Kárpátok vonulatának közelsége miatt (Marosi & Somogyi 1990). A kutatásaink helye a Bockerek-erdő (Gelénes községhatár) tölgy-kőris-szil ligeterdő (*Querco-Ulmetum*), és a Beregszászi-erdő (Beregdaróc községhatár) gyertyános-kocsányos tölgyes (*Querco robori-Carpinetum*). A két erdőtípus florisztikai adottságait tekintve is, és abiotikus jellemzőinél fogva is eltért egymástól. A Bockerek-erdőben a vegetációs időszakban magas a talajnedvesség-tartalom átlagban 32,7% (felső 5 cm), 13,9 °C a talajhőmérséklet (felső 5 cm), és 5,43 a pH-érték. A Beregszászi-erdőben, gyertyános-tölgyesben a talajnedvesség a vegetációs időszakban átlag 13,92%, a talajhőmérséklet 13,3 °C és a pH 4,22. Az erdőtömbökön belül „természetközeli" idős erdőkhöz (kontroll) viszonyítva vizsgáltunk: tarvágással felújított erdőrészletek, illetve eltérő korú kíméletesebb erdőfelújítással (makkvetéssel, tuskóhagyással) kezelt erdők talajfaunájában makroméretű ízeltlábú csoportokat. Vizsgálataink célja a talajfaunisztikai alapismeretek megszerzése, illetve a zavaró hatásra kapott reakciók megismerése volt.

A mintavételek talajcsapdákkal, a vegetációs periódusban havonta, állandó mintavételi pontokon történtek öt éven át (1996-tól 2000-ig). A vizsgált talajlakó állatok: a makroarthropodák közül a talajfelszínen, avarban élő avarlebontók: Isopoda, Diplopoda, és predátorok az Aranei, Opiliones, Chilopoda, Coleoptera csoportok.

Eredmények és értékelésük

Mindkét erdőtömbben összehasonlítottuk a természetközeli kontrollerdő és a hagyományosan tarvágással felújított erdők talajfaunájának makroízeltlábú rovarcsoportjait. A Beregszászi-erdőben eltérő korú, tuskózatlan, talajforgatás nélkül, makkvetéssel felújított erdőrészletek talajfaunájának vizsgálatára is lehetőségünk volt.

Bockerek-erdő

A kontrollerdő zárt, gyepszintje lágyszárúakban viszonylag szegény. A „tarvágással felújított" erdőrészlet, kevésbé zárt lombkoronájú, dúsabb aljnövényzetű 20 éves fiatal erdő. A talajcsapdákban befogott állatok összes egyedszámát 100%-nak tekintve: a kontrollerdőben az avarlebontók közül az ikerszelvényesek 2,5%-ot (Diplopoda: Julida, Glomeridae, Polydesmidae, Polyzoniidae), az ászkarákok (Isopoda) 16,0%-ot tettek ki. Ezek mellett a ragadozók közül a futóbogarak (Carabidae) 23,6%-ot, kaszáspókok (Opiliones) 31,7%-ot és a pókok (Aranei) 10,4%-ot képviseltek.

A tarvágással felújított erdőrészletben (kora 20 év) a hasonló módon számított gyakoriságok közül magas ászkarákarányt (24,9%), és alacsony kaszáspókarányt (10,6%) találtunk.

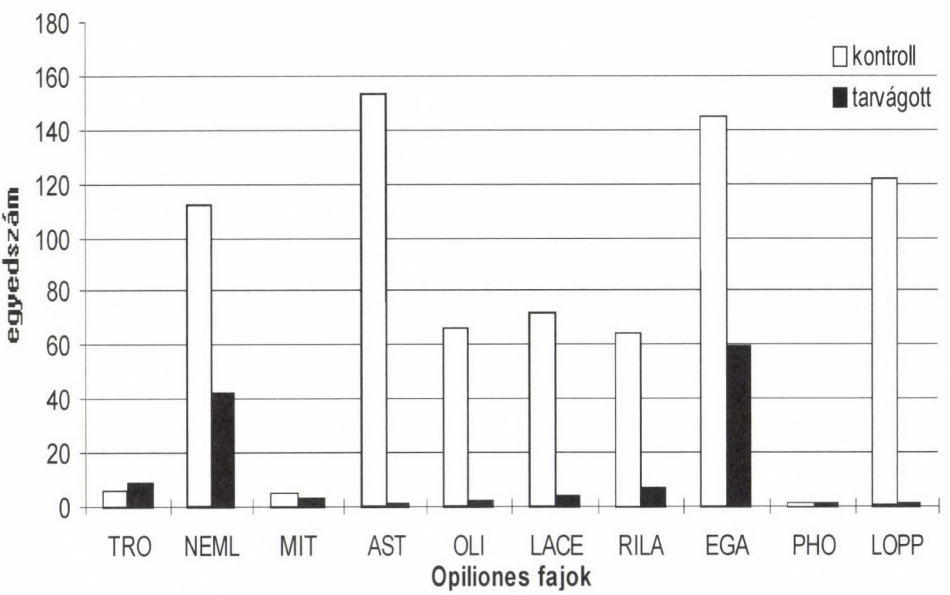
Kolosváry munkáiból (1929, 1965) ismert, hogy a kaszáspókok indikátor fajnak tekinthetők a környezet megváltozására, ezért megvizsgáltuk a kontrollerdő és a tarvágással felújított erdő kaszáspók közösségét. A kontrollerdőben 10 kaszáspók fajt találtunk. Ezek a következok voltak: *Trogulus nepaeformis* (Scopoli 1763), *Nemastoma lugubre* (Müller 1776), *Mitostoma chrysomelas* (Hermann 1804), *Astrobunus laevipes* (Canestrini 1872), *Oligolophus tridens* (C. L. Koch 1836), *Lacinius ephippiatus* (C. L. Koch 1835), *Rilaena triangularis* (Herbst 1799), *Egaenus convexus* (C. L. Koch 1835), *Phalangium opilio* (Linnaeus 1761), *Lophopilio palpinalis* (Herbst 1799). A vártnak megfelelően a kontrollerdő és a tarvágással felújított erdőrészlet kaszáspók közössége jelentős különbségeket mutatott (1. ábra).

A kontrollerdő kaszáspók közösségét elsősorban a szigorúan talajlakó fajok alkotják (*Astrobunus laevipes*, *Oligolophus tridens*, *Egaenus convexus*, *Lophopilio palpinalis*), csak néhány faj látogatja a lágyszárúakat (*Rilaena triangularis*, *Lacinius ephippiatus*), és a fák kérgének repedéseit (*Nemastoma lugubre*). A hasonló adottságú erdőfelújítás kaszáspók közössége feltűnő eltérést mutat a kontrollerdőtől. Bár a talajforgatásos felújítás már 20 éve volt, a kaszáspók fauna nem tudott regenerálódni. A fajok nagy része csak kis populációt alkot.

A Beregszászi erdő

A Beregszászi-erdő kontrollerdejében és a tarvágással felújított erdőrészletében is megvizsgáltuk a talajcsapdákban előforduló talajlakó ízeltlábúakat. A makroméretű talajlakók összes egyedszámából (melyet 100%-nak tekintünk) számított csoportonkénti gyakoriságok (összehasonlításban) nem mutattak jelentősebb eltérést az avarlebontóknál, a futóbogaraknál, viszont a kaszáspók-pók páros gyakorisága ellentétesen alakult a két erdőrészlet között. A kaszáspókok a kontrollerdőben 19,5%-ot, a felújításon 13,7%-ot mutattak, a pókok a kontrollerdőben 13,9%-ot, a felújításban viszont 23,3%-ot.

A kaszáspók közösség fajainak meghatározása alapján megállapítottuk, hogy az *Astrobunus laevipes* nem fordul a Beregszászi-erdőben elő, és nagy gyakoriságban a kontrollerdőben csak három fajt találunk (az összes 9-ből). Ezek: a *Nemastoma lugubre*, az *Egaenus convexus* és a *Rilaena triangularis*. A tarvágással felújított erdőrészletben csak az első két faj domináns, ezek a kontrollerdei gyakoriságukhoz képest ritkábbak (1. táblázat).



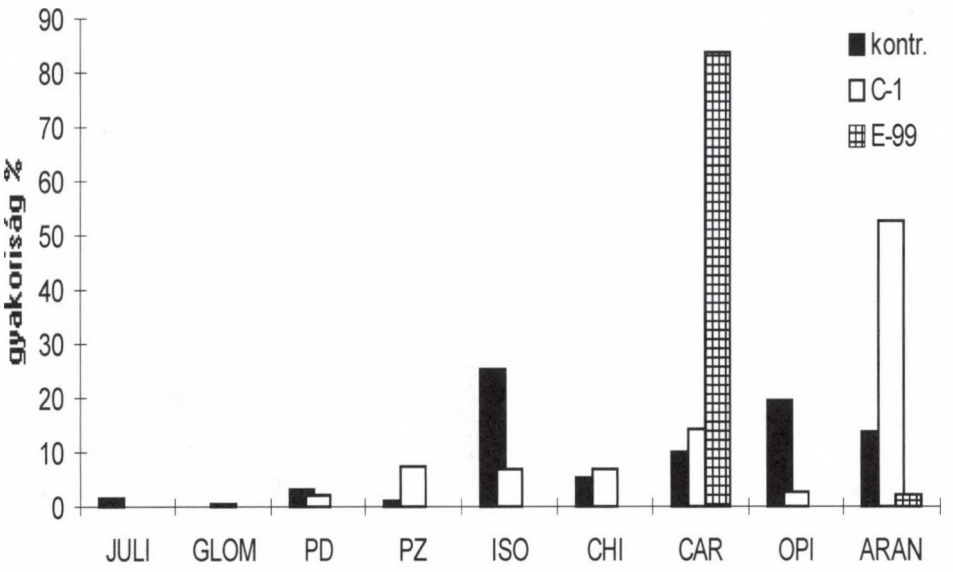
1. ábra. Opiliones fajok évi átlagos egyedszáma (egy csapdára vonatkoztatva) a Bockerek-erdő kontroll-, és tarvágással felújított erdejében (a vizsgálati évek átlagában: 1996–2000). A felsorolt fajok: TRO: *Trogulus nepaeformis*, NEML: *Nemastoma lugubre*, MIT: *Mitostoma chrysomelas*, AST: *Astrobunus laevipes*, OLI: *Oligolophus tridens*, LACE: *Lacinius ephippiatus*, RILA: *Rilaena triangularis*, EGA: *Egaenus convexus*, PHO: *Phalangium opilio*, LOPP: *Lophopilio palpinalis*.

1. táblázat. Az Opiliones fajok megoszlása a tarvágás után hét évvel a Beregszászi-erdő kontroll, tarvágással felújított és kíméletesen felújított erdőrészeiben. A fajok rövidítései megegyeznek az 1. ábra feliratában találhatóakkal.

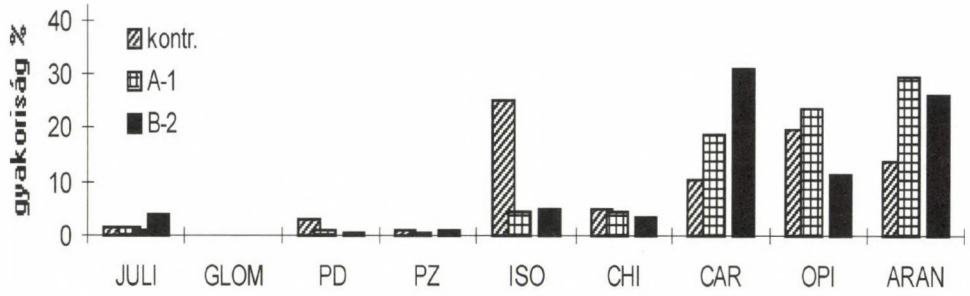
	TRO	NEML	MIT	OLI	LACE	RILA	EGA	PHO	LOPP
Kontroll erdő	1	45	7	2	5	48	131	1	0
Tarvágással felújított erdő	1	52	1	0	1	4	60	1	1
Kíméletes erdőfelújítás	0	25	2	6	0	22	312	0	0

A Beregszászi-erdő tömbjében vizsgáltunk különböző korú kíméletesebb erdőfelújítási móddal kezelt erdőrészleteket is. A vizsgálati periódus alatt mód volt arra, hogy az első évtől a hetedikig nyomon követhessük a szekunder szukcesszió folyamatát. Ebbol az adatsorból emeltük ki, és állítottuk párhuzamban az első-, a harmadik- és az ötödik éves erdőfelújításokat.

Irodalmi tapasztalatok szerint a tarvágást követő első vegetációs időszak az invazív pionír fajok ideje. A talajszinten az igen mozgékony Carabidae és az Aranei fajok uralják a friss felújításokat (Huhta 1976, 1979, Winter *et al.* 1983). Huhta (1971, 1976) megfigyelései szerint a folyamatnak vannak kritikus fordulópontjai,



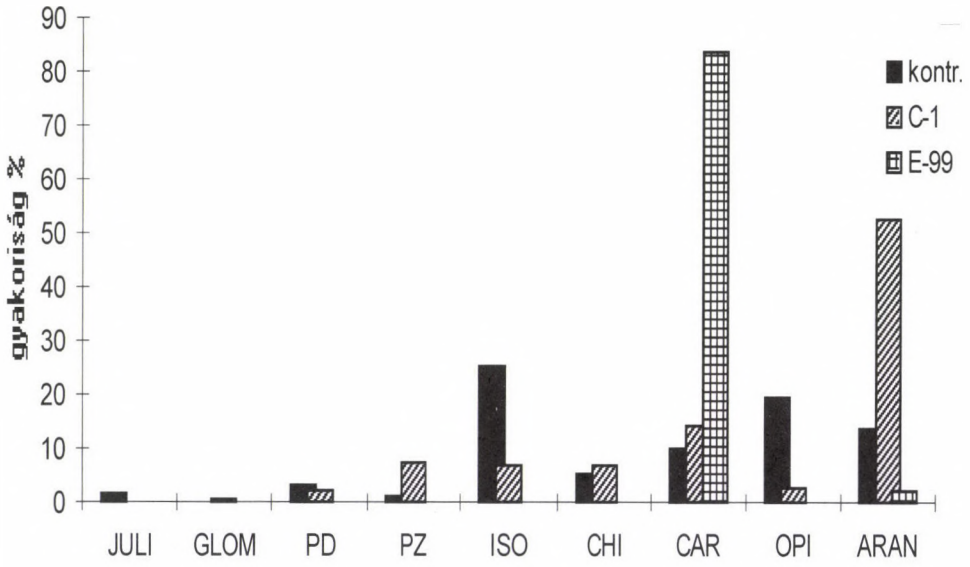
2. ábra. Első éves erdőfelújítások (C–1, E–99) a Beregszászi-erdőben. A talajlakó ízeltlábú közösségéből az ikerszelvényesek (JULI, GLOM, PD, PZ), ászkarákok (ISO), százlábúak (CHI), futóbogarak (CAR), kaszáspókok (OPI) és a pókok (ARAN) gyakorisága az összes talajlakó makroízeltlábúhoz viszonyítva (egy csapdára számított éves gyakoriság).



3. ábra. Harmadik éves erdőfelújítások (A–1, B–2) a Beregszászi-erdőben. A talajlakó ízeltlábú közösségéből az ikerszelvényesek (JULI, GLOM, PD, PZ), ászkarákok (ISO), százlábúak (CHI), futóbogarak (CAR), kaszáspókok (OPI) és a pókok (ARAN) gyakorisága az összes talajlakó makroízeltlábúhoz viszonyítva (egy csapdára számított éves gyakoriság).

mint a 4. és 7. majd a 13. év. Az Opiliones-fajstruktúra a felépülését csak az első 3 évben követi nyomon (pl. Schaefer 1980).

Adataink (2–4. ábrák) azt mutatják, hogy az első évben valóban bekövetkezik a futóbogarak (E–99), illetve a pókok (C–1) inváziója az irtásfolt sajátosságai-



4. ábra. Ötödik éves erdőfelújítások (A–5, C–5) a Beregszászi-erdőben. A talajlakó ízeltlábú közösségéből az ikerszelvényesek (JULI, GLOM, PD, PZ), ászkarákok (ISO), százlábúak (CHI), futóbogarak (CAR), kaszáspókok (OPI) és a pókok (ARAN) gyakorisága az összes talajlakó makroízeltlábúhoz viszonyítva (egy csapdára számított éves gyakoriság).

tól függően. A futóbogarak gyakorisága megközelíti a 80%-ot, míg a pókok gyakorisága a másik erdőfoltban közel 60% a többi talajlakóhoz képest. A harmadik éves felújításokban (A–1, B–2) ugyancsak magas futóbogár-pók arányt találunk. A kontrollerdőhöz viszonyított eltérések már mérsékeltebbek, és más talajlakó csoportok, mint pl. az ászkarákok (ISO) és a kaszáspókok (OPI) gyarapodnak.

Két erdőfoltban is megvizsgálhattuk öt év elteltével a talajfauna állapotát: a C és az A jelű erdőrészletekben. Mindkét mintaterületen a pókok inváziója volt a jellemző, mely csoportvezető helyét az ötödik évben is megtartotta a futóbogarakkal szemben. Az ötödik évre azonban minden vizsgált talajlakó csoport előfordulása közelebb kerül a kontrollerdőéhez. Az első évben visszaszorult kaszáspókok már az itt bemutatott harmadik évben is jelentős egyedszámot mutatnak, és ez a további években még emelkedik.

A kaszáspók közösség fajösszetételét ezekben az erdőrészletekben is megvizsgáltuk. A fajok száma az felújítást követő évben 6:10 alatti átlagos egyedszámmal évente csapdánként. Három év elteltével már 7 fajt találtunk, ezek átlagos egyedszáma 1 és 200 közötti értékeket mutatott. A hét év után a fajok megoszlását összehasonlítottuk a tarvágással felújított erdőrészletével és a kontrollerdőével (1. táblázat).

A felsorolt fajok akronym nevei megfelelnek az 1. ábra jelmagyarázatában feltüntetett neveknek. Az eddigi eredmények azt mutatják, hogy a hagyományos erdőfelújítás két évtized elteltével is nyomot hagy a talajfauna finom szerkezetén. A kíméletesebb erdőfelújítási mód (a tuskók talajban hagyása, a talajforgatás, vegyszerezés elmaradása) segíti a talajfauna felépülését. A talajfauna általunk megfigyelt csoportjainak összetétele, egyedszáma, gyakorisága rövid időintervallum alatt vált egyre hasonlóbbá a kontrollerdőéhez a tarvágást követően. Ebben a közleményben nem térhettünk ki minden eredmény részletes bemutatására. Reméljük azonban, hogy további vizsgálataink is segítik a természetközeli erdőgazdálkodás megvalósítását, és az együtt gondolkodást erdész, zoológus és botanikus között.

*

Köszönetnyilvánítás – Munkánkat a NYIRerdő Rt. megbízásából, a Hortobágyi Nemzeti Park és a Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium segítségével végeztük. Támogatásukat ezúton is köszönjük.

Irodalomjegyzék

Abbott, D. T. & Crossley, D. A. (1982): Woody litter decomposition following clear-cutting. – *Ecology* **63**(1): 35–42.

Baloghné Bokor, Zs., Tóth, J., Konc, Cs., Molnár, A. & Gencsi, Z. (1996–2000): *Beregi kutatási jelentések.* – Nyírerdő Rt., HNP Igazgatósága.

Baloghné Bokor, Zs., Tóth, J., Konc, Cs., Molnár, A. & Gencsi, Z. (2000): Különböző erdőfelújítási módok hatása észak-alföldi gyertyános-kocsányos tölgyes gyepszintjére, talajfaunájára és talajlakó mikroorganizmusaira. – *Erdészeti Lapok* **85**(5): 142–145.

Blair, J. M. & Crossley, D. A. (1988): Litter decomposition, nitrogen dynamics and litter microarthropods in a Southern Appalachian Hardwood forest 8 years following clearcutting. – *J. Applied Ecol.* **25**: 683–698.

Bokor, Zs. (1993): Soil fauna studies in a beech forest II. Comparative studies on soil invertebrates in a forest, forest margin and a clear-cut area in Hungary. – *Acta. Biol. Szeged.*, **39**: 77–91.

Gere, G. (1971): Untersuchung über den Verlauf der Streuzersetsung in einem ungarischen Quercetum petraeae-cerris Waldbestand. – *Pedobiologia* **11**: 369–375.

Herlitzius, H. (1983): Biological decomposition efficiency in different woodland soils. – *Verhand. Gesellsch. f. Ökologie* (Mainz, 1981) **10**: 27–34.

Huhta, V. (1971): Succession in the spider communities of the forest floor after clear-cutting and prescribed burning. – *Ann. Zool. Fennici* **8**: 483–542.

Huhta, V. (1976): Effects of clear-cutting on numbers, biomass and community respiration of soil invertebrates. – *Ann. Zool. Fenninici* **13**: 63–80.

Huhta, V. (1979): Evaluation of different similarity indices as measures of succession in arthropod communities of the forest floor after clear-cutting. – *Oecologia* (Berlin) **41**: 11–23.

Huhta, V. & Mikkonen, M. (1982): Population structure of Entomobryidae (Collembola) in a mature spruce stand and in clear-cut areas in Finland. – *Pedobiológia* **24**: 231–240.

Jakucs, P. (1987): Rejtek Project. Ecological researches for favourable regeneration of our beech forests covering shallow soil derived from limestone. – *Acta. Biol. Debrecina* **19**: 5–13.

Katona, É. & Tóthmérész, B. (1985): Szubmontán erdők lágyszárú növényzetének változása tarvágás után. – *Bot. Közlem.* **72**(1–2): 17–24.

Kolosváry, G. (1929): *The Opiliones of Hungary*. – Studium Kiadó, Budapest, 111 pp.

Kolosváry, G. (1965): Opilioniden des Gebietes der Ungarischen Volksrepublik. – *Acta Biol. Univ. Szeged.* **11**(1–2): 165–168.

Magura, T., Ködöböcz, V. & Bokor, Zs. (2001): Effects of forestry practices on carabids (Coleoptera: Carabidae) – implication for nature management. – *Acta Phytopath. Ent. Hung.* **36**(1–2): 179–188.

Magura, T., Ködöböcz, V., Tóthmérész, B., Molnár, T., Elek, Z., Szilágyi, G. & Hegyessy, G. (1997): Carabid fauna of the Beregi-síkság and its biogeographical relations (Coleoptera: Carabidae). – *Folia Entomol. Hung.* **58**: 252–255.

Marosi, S. & Somogyi, S. (1990): *Magyarország kistájkatasztere*. – MTA Földrajztudományi Kut. Int., Budapest.

Seastedt, T. R. & Crossley, D. A. Jr. (1981): Microarthropod response following cable logging and clear-cutting in the Southern Appalachians. – *Ecology* **62**(1): 126–135.

Shaefer, M. (1980): Sukzession von Arthropoden in verbrannten Kiefernforsten II. Spinnen (Araneida) und Weberknechte (Opilionida). – *Forsw. Centralblatt* **99**(5–6): 341–356.

Winter, K., Düweke, P., Shaefer, M. & Schauermann, J. (1983): Sukzession von Arthropoden in verbrannten Kieferforsten der Südheide. – *Verhand. Gesellsch. f. Ökologie* (Mainz, 1981) **10**: 57–61.

The effect of reforestation on the terricolous macroarthropod fauna of the reserve forest stands of the Bereg Plain

B. Bokor, Zs.

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

Abstract: The remaining forest stands of the Szatmár–Bereg Plain are of primary importance for nature conservation, and their preservation and conservation present a challenge for sylviculture. We have studied the effects of the various reforestation methods on the terricolous meso- and macroarthropod fauna in a protected Pannon ash-English oak forest (Bockerek forest) and in a hornbeam-English oak forest (Beregszász forest). We have studied the terricolous populations of Diplopoda, Isopoda, Chilopoda, Aranei, Opiliones and Carabidae for five years using soil traps. We compared the fauna of forest sub-compartments deforested with traditional clear-cutting and those deforested in an eco-friendly way with a 90–120 years old control forest. The results show that the effect of forest management –from gentle disturbance to afforestation with drastic stumping and chemical weeding – can be assessed by the changes in the larger scale frequency and diversion indices (group levels) and in the species structure.

Key words: Bereg Plain, clear-cutting, Opiliones, terricolous arthropods

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 229–232, 2004

Új ugróvillás (Insecta: Collembola) adatok a Kőszegi-hegységből

Traser György és Salló Mária

Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdő- és Faanyagvédelmi Intézet
9400 Sopron, Ady E. u. 5, E-mail: traser@emk.nyme.hu

Összefoglaló: A kőszegi Steyer házaknál 2002. május 9-én patakmenti égerfák törzséről gyűjtött mintegy 1000 cm^3 mohapárnában 24 fajhoz tartozó 642 Collembola példányt gyűjtöttünk. Két faj: a *Hymenaphoura creaatricis* Pomorski, 1990 és a *Deutonura albella* (Stach, 1920) most került elő először hazánkban. Gyűjtésünk nyomán az ismert fajok száma 42-ről (Szent-Iványi 1940, 1940) 61-re emelkedett.

Kulcsszavak: bryofauna, Collembola, Kőszeg

Bevezetés

A Kőszegi-hegység ugróvillás faunájának kutatása a néhai múzeumi igazgató, Visnya Aladár nevéhez kötődik. Páratlanul sokrétű gyűjtőtevékenysége erre az állatcsoportra is kiterjedt, így az ő anyagát dolgozhatta fel – saját gyűjtései mellett – Szent-Iványi József az 1930-as évek végén. Munkáiban 42 Collembola faj előfordulását adta meg Kőszeg vidékéről (Szent-Iványi 1940, 1941).

2002. május 9-én egy rövid kirándulás alkalmával a kőszegi Steyer-házak közelében megközelítőleg 1000 cm^3 (= 10 × 100 cm^3) mohapárnát gyűjtöttünk patakparton álló, korhadó égerfák tövéről, *Carici brizoides-Alnetum* erdőtársulásban. Célunk volt, hogy „tájékozódó jelleggel" adatokat gyűjtsünk a Kőszegi-hegység égerliget erdőiben a bryofauna Collemboláinak ismeretéhez.

A mohapárnákban Szűcs Péter (NYME kmh.) meghatározása szerint a *Rhizomnium punctatum* (Hedw.) T. Kop. nevű faj volt az uralkodó. Ez a mohafaj a Kőszegi-hegység több pontjáról is ismert, és a hegyvidéki égerligetek jellegzetes mohafajának tekinthető. Az ugróvillások kinyerésére papírtölcséres futtatót alkalmaztunk, mesterséges fényforrás használata nélkül. A gyűjtött anyag a NYME Erdő- és Faanyagvédelmi Intézetében került megőrzésre.

A mohapárnák faunája kevésbé feltűnő, de jellegzetes, természetvédelmi, ökológiai szempontból is fontos alkotója az erdők állatközösségének. Hazánkban a mohalakó állatok (bryofauna) kutatásával Varga János foglalkozik, akinek kiterjedt vizsgálatai elsősorban az Északi-középhegységre irányulnak (Varga 1989, 1991, 1992, Varga & Vargha 1994, Varga & Oldal 1998, Varga & Naár 2002).

1. táblázat. A kőszegi Steyer-házaknál 2002. május 9-én gyűjtött 10 db 100 cm^3 térfogatú *Rhizomnium* mohapárnában talált ugróvillások abundancia (expl./100 cm^3) tíz minta átlagában, frekvencia (előfordulás gyakorisága 10 mintában) és dominancia (egyedszám dominancia) értékei.

Collembola	Abundancia %	Frekvencia %	Dominancia %
Hypogastruridae Börner, 1906			
Ceratophysella armata (Nicolet, 1842) Börner, 1932	0,1	10	0,15
Neanuridae Börner, 1901			
Friesea mirabilis (Tullberg, 1871) Willem, 1901	1,2	70	1,86
Neanura muscorum (Templeton, 1835) Carl, 1899	0,1	10	0,15
Pumilinura loksai (Dunger, 1973) Barra, 1993	0,1	10	0,15
Deutonura benzi Traser, Thibaud et Najt, 1993	0,2	20	0,31
Deutonura albella (Stach, 1920)	0,1	10	0,15
Bilobella aurantiaca Carol, 1912	0,1	10	0,15
Onychiuridae Börner, 1901			
Onychiuroides granulosus (Stach, 1930) Pomorski, 1996	0,3	30	0,46
Protaphorura subnemoratus (Gisin, 1957) Salmon, 1964	2,2	70	3,43
Protaphorura prolatus (Gisin, 1956)	0,3	10	0,47
Hymenaphorura creatricis Pomorski, 1990	21,2	90	33,02
Isotomidae Schäffer, 1896			
Isotoma fennica (Reuter, 1895)	0,2	20	0,31
Isotoma olivacea (Tullberg, 1871)	22	100	34,26
Isotomiella minor (Schäffer, 1896) Yosii, 1939	3	60	4,67
Paraisotoma notabilis (Schäffer, 1896) Bagnall, 1940	3,7	90	5,76
Entomobryidae Schött, 1891			
Entomobria corticalis (Nicolet, 1842) Rondani, 1861	0,3	20	0,47
Entomobria muscorum (Nicolet, 1942) Rondani, 1861	0,6	30	0,94
Entomobria nivalis (Linnaeus, 1758) Rondani, 1861	0,3	10	0,47
Lepydocyrtus lignorum (Fabricius, 1775) Gervais, 1844	4,2	100	6,54
Neelidae Folsom, 1896			
Megalothorax minimus Willem, 1900	0,6	30	0,94
Tomoceridae Schäffer, 1896			
Tomocerus baudoti Denis, 1932	0,1	10	0,15
Tomocerus minor (Lubbock, 1862) Shäffer, 1900	1,3	60	2,02
Katiannidae Börner, 1913, s. Stach, 1956			
Sminturinus bimaculatus Axeson, 1902	1,4	60	2,18
Dicyrtomidae Börner, 1906			
Dicyrtomina minuta (Fabricius, 1783) Börner, 1906	0,6	30	0,94
Összesen	64,2 × 10 = 642	–	100

Visnya és Szent-Ivány a Steyer-házak környékén 6 ugróvillás fajt találtak, melyekből mi csak az *Entomobrya muscorum* előfordulását erősítettük meg, amikor a mintegy 1000 cm^3 térfogatú *Rhizomnium* mohapárnában talált 24 faj 642 egyedét megvizsgáltuk. A fajlistát, az abundancia, frekvencia és dominancia értékeket az 1. táblázat foglalja össze.

Figyelembe véve az eddigi kőszegi adatokat, jelen gyűjtés nyomán az ismert fajok száma a Kőszegi-hegységből 61-re emelkedett, mivel az 1940-ben publikált fajlista és a mi gyűjtésünk között csak 5 közösen előforduló faj van, melyek a következők: *Isotoma olivaceae*, *Entomobrya muscorum*, *E. corticalis*, *E. nivalis* és *Tomocerus minor*. Gyűjtésünkben ezért a „fennmaradó" 19 faj előfordulása új adat a Kőszegi-hegység Collembola faunájában.

Két faj – a *Hymenaphorura creatricis* Pomorski, 1990 és a *Deutonura albella* (Stach, 1920) egy példánya – most került elő először Magyarországon. Mintáinkban a *Hymenaphorura creatricis* fajt találtuk a legnagyobb egyedszámmal: átlagosan 21,2 példány volt 100 cm^3 mohában. Dominancia értéke meghaladta a 30%-ot, a gyakoriság pedig 90%-ot ért el. Ezért a *H. creatricis*-t a korhadó fán megtelepedő moha synuziumok jellegzetes, eudomináns ugróvillás fajai közé kell sorolnunk. Az 1990-ben Lengyelországban, a Szudétákból leírt *Hymenaphorura creatricis* az ottani hegyvidékek magasabb, humid régiójához kötődik. Ilyen élőhelyeken tipikusan a nedves avarban és különösen az erősen korhadó faanyagban fordul elő (Pomorski 1990).

A *Rhizomnium* mohapárnákban élő eudomináns, hygrophil fajként még az *Isotoma olivaceae*-t említjük meg, de ebből május 9-én csak fiatal egyedeket tudtunk gyűjteni.

Faunisztikai, ökológiai érdekesség, hogy a Neanurinae alcsaládból ebben a kis mintavételben 5 faj együttes előfordulását találtuk: *Bilobella aurantiaca*, *Deutonura benzi*, *Deutonura albella*, *Neanura muscorum*, *Pumilinura loksai*. Ezek közül a *P. loksai* (Dunger, 1973) és a *D. benzi* Traser *et al.*, 1993 előfordulása eddig csak hazánkból ismert, míg a *Deutonura albella* új faj a hazai faunában.

A mi gyűjtésünkben fajgazdagság tekintetében a Neanurinae alcsalád áll az „élen", míg egyedszám tekintetében az Onychiuridae és Isotomidae családok a meghatározóak. Ez azért meglepő, mert az európai, mérsékelt égövi régiókban úgy fajgazdagság, mint egyedszám tekintetében általában az Isotomidae családba tartozó fajok az uralkodók.

Vizsgálatunkkal megállapítottuk, hogy a korhadó, nedves égertuskókon megtelepedő *Rhizomnium* mohapárnákban gazdag ugróvillás közösség található. Az itt gyűjtött ritka Onychiurinae és Neanurinae fajok feltétlen indokolják ezen mikroélőhelyeknek a védelmét.

*

Köszönetnyilvánítás – Ezt a vizsgálatot az OTKA T 037566 számú pályázat támogatta.

Irodalomjegyzék

Pomorski, R. J. (1990): New data on the genus Hymenaphorura (Collembola, Onychiuridae) from Europe. – *Mitt. Schweiz. Entom. Gesell.* **63**: 209–225.

Szent-Iványi, J. (1940): Adatok a kőszegvidéki ugróvillás rovarok (Collembola) ismeretéhez. – *Dunántúli Szemle* **7**: 425–439.

Szent-Iványi, J. (1941): Újabb adatok Magyarország ugróvillás rovarainak (Collembola) ismeretéhez. – *Folia ent. hung.* **6**: 20–27.

Varga, J. (1989): Tájékozódó vizsgálatok különböző stratégiájú mohafajok faunáján. – *Acta Acad. Paed. Agr., Nov. Ser.* **19**: 59–72.

Varga, J. (1991): Adatok Felsőtárkány területének Bryofaunájára vonatkozóan. – *Acta Acad. Paed. Agr., Nov. Ser.* **20**: 81–88.

Varga, J. (1992): Analysis of the fauna of protected moss species. – *Biological Conservation* **59**: 171–173.

Varga, J. & Naár, Z. (2002): A collembolák mint lehetséges terjesztői a mohákban élő gombáknak. – *Folia hist.-nat. Mus. Matr.* **26**: 115–120.

Varga, J. & Oldal, V. (1998): A légkörszennyezés hatása a mohák állatközösségére. – *Acta Acad. Paed. Agr., Nov. Ser.* **21**: 307–323.

Varga, J. & Vargha, B. (1992): Adatok az Upponyi-szoros Bryofaunájának összetételére vonatkozóan. – *Acta Acad. Paed. Agr., Nov. Ser.* **21**: 83–92.

New Collembola (Insecta) records from the Kőszeg Mountains

Traser, Gy. and Salló, M.

Institute of Forest and Wood Protection, University of West Hungary
H-9400 Sopron, Ady E. u. 5, Hungary

Abstract: A total of 642 Collembola specimens belonging to 24 species were found in a *Rhizomnium* moss cushion – measuring 1000 cm^3 – in the Kőszeg Mountains. *Hymenaphorura creatricis* Pomorski 1990 and *Deutonura albella* (Stach, 1920) were recorded for the first time in Hungary.

Key words: bryofauna, Collembola, Hungary

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 233–240, 2004

A tiszavirág telepeinek elhelyezkedése, szerkezete és állományának nagysága a Felső-Tisza egyes szakaszain

Lengyel Szabolcs, Kiss Béla, Müller Zoltán és Aradi Csaba

Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság
4024 Debrecen, Sumen u. 2, E-mail: szabolcs@delfin.unideb.hu

Összefoglaló: A középszakasz jellegű folyók szakadópartjain megtelepedő élővilág természetvédelmi szempontból kiemelkedően fontos tagja az Európában jelentősebb mennyiségben már csak a Tisza vízrendszerében előforduló tiszavirág (*Palingenia longicauda*). Vizsgálatunk célja a Tisza 11 szakaszán található tiszavirág-telepek térbeli elhelyezkedésének felmérése volt, valamint a tiszavirág állományának lárvák alapján történő becslése volt kvantitatív, bágeres mintavétel alapján. Minden vizsgált szakaszon találtunk tiszavirágok által ásott járatokat, valamint tiszaviráglárvákat. A lárvák főleg olyan szakaszokon voltak nagy számban, melyeken a partfal nem volt kikövezve vagy átalakítva, anyaga törmelékes, puha illetve kemény agyagos, dőlésszöge pedig meredek volt, és állandó, viszonylag gyors vízáramlással rendelkezett. Összesen 6396 m tiszavirág által lakott partszakaszt találtunk, mely az egész vizsgált hossz (14 534 m) 44%-át tette ki. A nagy egyedsűrűségű „jó" telepek aránya ezen belül 11%, a „közepes" telepek aránya 28%, míg a kis egyedsűrűségű „gyenge" telepek aránya 61% volt. A lárvák denzitása a „jó" telepeken 1450–1500 egyed/m^2, a „közepes" telepeken 800–820 egyed/m^2, míg a gyenge telepeken 420–450 egyed/m^2 volt. A 11 szakasz tiszavirág-állománya összesen 40–50 millió egyedre becsülhető, melynek természetvédelmi értékessége (eszmei értékkel számolva) minimum 77 milliárd Ft, maximum 102 milliárd Ft. A tiszavirág-állományt fenyegető hatások közül a legfontosabb a partvédelmi célú kövezés, mivel ennek során eltűnnek azok a szakadópartok, melyeken a tiszavirág legnagyobb állományai élnek, illetve a partfal alkalmatlanná válik a tiszaviráglárvák megtelepedésére.

Kulcsszavak: Ephemeroptera, gerinctelenek védelme, kérészek, kvantitatív mintavétel, lárvapopuláció becslés, Palingeniidae, part menti fauna

Bevezetés

A tiszavirág Magyarország és Európa legnagyobb méretű, látványos rajzása („tiszavirágzás") révén közismert kérésze (Andrikovics *et al.* 1991). Életmenetét mintegy hároméves lárvastádium és mindössze néhány órás imágó állapot jellemzi. A lárva a nagy alföldi folyók erodálódó, agyagos partfalába fúrt, U alakú lyukakban él, és lebegő üledékek szűrésével táplálkozik. A figyelemre méltóan szinkronizált rajzás során a lárvák szárnyas alakká (imágóvá) alakulnak, majd a hímek és nőstények párosodása után a nőstények folyásiránnyal szemben haladva rakják le tojásaikat. A kibújás, illetve a szinkronizáció mechanizmusai, a kiváltó ingerek nagyrészt ismeretlenek.

A tiszavirág jelentős természeti örökségünk. Egykor egész Európa-szerte elterjedt volt. 1922-ben pusztult ki a Loire-ból, 1952-ben pedig az utolsó nyugat-európai lelőhelyéről, a Rajnából is. A Dunából 1974-ben tűnt el, így ma már egész Európában csak a Tiszában és vízrendszerében él (Andrikovics & Turcsányi 2001). A fogyatkozás, illetve kipusztulás fő okaiként a folyószabályozásokat és a szennyezéseket szokták megjelölni. A fajt 1998-ban a Berni Konvenció II. Függelékébe, az Európa-szerte veszélyeztetett fajok listájára felvételre javasolták. Az IUCN feltételei (1994) szerint a fajt a „Kritikus (Critical)" kategóriába kellene sorolni, mivel egyetlen élőhelyét (a Tisza vízgyűjtőjét) a szennyezések nagymértékben fenyegetik (ld. cianidszennyezés), melyek könnyen a faj kipusztulásához vezethetnek. A tiszavirág állománya az utóbbi években lassan, de folyamatosan növekedni látszott. Az állományt a 2000. évi cianid- és nehézfémszennyezések sem érintették negatívan, mivel 2001-ben még az előző évinél is nagyobb rajzást figyeltek meg több helyen (Andrikovics & Turcsányi 2001). Habár a fontosabb tiszavirág-telepek földrajzi helye nagyrészt ismert, sem a telepek kiterjedéséről, sem pedig a lárvák denzitásáról nincsenek ismereteink, így a pontos állománynagyságot nem tudjuk megbízhatóan becsülni. Vizsgálatunk célja a tiszavirág-telepek térbeli elhelyezkedésének felmérése, valamint a tiszavirág állományának becslése volt. Módszertani szempontból célunk volt a tiszavirág-állomány lárvák alapján történő becslési módszerének kidolgozása is. A vizsgálat során 11, vízügyi beavatkozások által veszélyeztetett Tisza-kanyarban globális helymeghatározó eszközzel (GPS) bemértük a telepek pontos helyét. Kvantitatív, bágeres mintavétellel vizsgáltuk a telepek szerkezetét és minőségét, majd az egyes telepminőségi kategóriák térbeli kiterjedése alapján kétféle módon végeztük el az állománynagyság becslését.

Módszerek

A telepek felmérése, bágeres mintavétel

A kijelölt 11 folyószakaszt motorcsónakkal jártuk be a Tisza alacsony vízállásánál (Vásárosnaménynál –158 és –120 cm között) a 2002. június és augusztus között (azaz a rajzás után). Az észlelt telepek felső és alsó végének WGS-84 koordinátáit globális helymeghatározó eszközzel (GPS-szel) rögzítettük. Mozaikos telepszerkezet, illetve kisebb telepek (< 1 m) esetén egy-egy bemért szakaszon belül becsültük a telepek hosszát.

A lárvák egyedsűrűségét bágerral (alja felé keskenyedő, 25 cm átmérőjű és 30 cm magas hiányos hengerkúp) vizsgáltuk. A báger partfalba szúrásával, majd a kiemelés után tartalmának szétválogatásával meghatározható az egy bágernyi térfogatban élő lárvák száma, így a bágerezés kvantitatív mintavételnek tekinthető.

Minden vizsgált szakaszon legalább két helyen általában három vízmélységből (max. elérhető vízmélység: 3,5 m) vettünk mintát. A begyűjtött lárvákat méret alapján két csoportba (egy-, illetve kétévesek) osztottuk (Andrikovics & Turcsányi 2001), majd megszámoltuk, és visszaengedtük őket a folyóba.

Adatfeldolgozás és állománybecslési módszerek

A bejárások alkalmával felvételezett GPS koordináták alapján a vizsgált mederszakaszok, illetve telepek kezdetének és végének pontjait 1 : 25 000 Gauss-Krüger vetületi rendszerben készült elektronikus térképre rögzítettük, az egyes telepek hosszát pedig ArcView 3.2 programcsomaggal számítottuk.

A telepek minőségét a vízfelszín felett látható járatok száma és a mederanyag minősége alapján felállított ordinális skálán osztályoztuk („jó", „közepes" és „gyenge" telepek). E kategóriák megalapozottságát a bágeres mintavételekből származó adatokkal ellenőriztük.

A tiszavirág állományának becslését kétféle logika szerint végeztük el, mely egy pontosabb és egy durvább becslésre adott lehetőséget. Az első („finomabb") módszerben figyelembe vettük az egyes telepek minőségét („jó", „közepes" vagy „gyenge" telepek). A telepek területének becsléséhez a parton mért szakaszhosszt 10 m-rel szoroztuk (ilyen vízmélységig nyúló telepeket feltételeztünk). Például, ha 5 m hosszú „jó" telepet rögzítettünk a parton, mely feltételezéseink szerint 10 m-re nyúlik mélyre ($5 \times 10 = 50$ m^2), valamint átlagosan 50 lárvát gyűjtöttünk bágerenként (melynek 25 cm-es átmérőjű kör alapja 20,4-szer tesz ki 1 m^2-t), akkor az adott telep állománya 51 000 egyednek (50 m^2 × 50 lárva/báger × 20,4 báger/m^2) adódott. Az utolsó lépésben a három kategóriát (a „jó", a „közepes" és a „gyenge" telepek) összegezve megkaptuk egy kanyar teljes tiszavirág-állományának becslését.

A második („durva") módszerben az egy kanyarból gyűjtött bágeres mintákban talált egyedszámokat átlagoltuk, és ezzel a számmal felszoroztuk a tiszavirág által lakott partszakaszok hosszát. Mint az első módszerben, itt is 10 m széles telepeket feltételeztünk. Hangsúlyozzuk azonban már e helyen is, hogy mindkét becslés valószínűleg jelentősen alulbecsli a tiszavirág állományát.

Az adatfeldolgozásnál parametrikus statisztikai teszteket csak azok feltételeinek teljesülése esetén használtunk. A szövegben megadott adatok átlagokat ± 1 S.D.-t (szórást) jelölnek.

Eredmények

A tiszavirág-telepek elhelyezkedése, a lárvák élőhely-preferenciája

A Tisza minden vizsgált szakaszán találtunk tiszavirágok által ásott járatokat, valamint tiszaviráglárvákat. A vizsgált szakaszokon összesen 6396 m-nyi, ti-

szavirág által lakott partszakaszt találtunk, mely az egész vizsgált parthossz (14 534 m) 44%-át teszi ki (1. táblázat). A lakott partszakaszokon belül a jó telepek aránya 11%, a közepes telepek aránya 28%, míg a gyenge telepek aránya 61% volt (1. táblázat). A jó telepek aránya a zemplénagárdi és az eperjeskei szakaszokon volt a legmagasabb (az összes hossz több mint 13%-a), míg magas (5% feletti) volt az eszenyi és a tiszamogyorósi szakaszon is. A közepes telepek aránya a bagiszegi és a tiszabezdédi szakaszokon volt a legmagasabb (az összes hossz 35, illetve 22%-a), és 10% feletti volt még a ricsei-tiszakerti, tiszakerecsenyi-tóhátnadályosi, valamint az eszenyi szakaszokon.

A tiszavirág lárvái minden olyan partszakaszon megtalálhatók voltak, melyeken a partfal anyaga, valamint az áramlási viszonyok megfelelők voltak, és nem volt kövezve vagy más módon mesterségesen átalakítva. Tapasztalataink szerint a tiszaviráglárvák számára kedvező partfal anyagára nézve törmelékes, puha agyagos vagy kemény agyagos, helyzetére nézve viszonylag meredek, azaz nagy szöget zár be a vízszintessel. A legtöbb lárvát a 3–4 mm átmérőjű szemcsés, morzsalékos-törmelékes agyagban találtuk. Az áramlás tekintetében fontos az állandó, viszonylag nagy sebességű egyirányú áramlás, mely a dőlésszöggel együtt biztosítja azt, hogy a járatokkal benépesített partszakaszon ne rakódjon le homok vagy iszap.

A legnagyobb telepek a nagy szakadópartok mély részein helyezkedtek el. Ezekben a telepekben akár 30–35 járat is lehet a vízfelszín felett, illetve a partfal aljára hulló törmelékben akár 4000 lárva is lehet m^2-enként. A nagyobb szakadópartokon kívül minden olyan helyen, ahol a mederanyag agyagos és az áramlás

1. táblázat. Az egyes telepminőségi kategóriákba tartozó tiszavirágtelepek és az alkalmatlan partszakaszok hossza méterben a Tisza vizsgált kanyarjaiban. A jó, közepes és gyenge tiszavirágtelepek definícióit lásd a szövegben.

Kanyar neve	Folyam-kilométer	Jó telepek	Közepes telepek	Gyenge telepek	Alkalmatlan partszakasz	Összes hossz
Bagiszeg	679,4–681,0	0	585	14	1093	1692
Szipatorok	677,4–678,6	12	84	551	711	1358
Tiszakerecseny	664,8–665,6	20	52	491	696	1259
Tiszakerecseny-Tóhátnadályos	661,2–662,0	38	167	313	853	1371
Tiszamogyorós	648,6–649,5	136	94	209	980	1419
Eperjeske	644,8–645,6	151	109	164	698	1122
Eszeny	635,0–637,0	196	238	452	1442	2328
Tiszabezdéd	619,0–620,0	19	201	469	230	919
Zemplénagárd	617,6–618,6	140	32	336	532	1040
Ricse-Tiszakert	600,0–601,0	0	162	353	368	883
Szabolcs	554,4–555,2	0	56	552	535	1143
Összes		712	1780	3904	8138	14 534

megfelelően gyors (pl. becsúszott kövezéseknél), igen nagy sűrűségű telepek alakulhatnak ki.

A vizsgált szakaszokon a legnagyobb hatású élőhely-változtatást okozó mesterséges zavarás a partvédelmi célú kövezés. A kövezés révén megváltozik a partfal, illetve a meder anyaga, melynek következtében az alkalmatlanná válik a tiszaviráglárvák megtelepedésére. Megváltoznak az áramlási viszonyok is, amely azt eredményezi, hogy a kövezés hiátusaiban iszap rakódik le. Megfigyeléseink szerint a kövezett szakaszokon nincs tiszaviráglárva vagy csak elszórtan a kövezés ritka hiátusaiban. A rajzások megfigyelése során a kövezett szakaszokon nem láttunk vízfelszínre úszó lárvát. Zavarást okoznak még az áramlási viszonyokat jelentősen megváltoztató sarkantyúk, valamint helyenként a horgászok által a tiszaviráglárvák kiásásával okozott partrombolások.

A telepek minősége és állománynagysága

Egy bágermintában (kb. 14,7 l parttérfogatban) átlagosan 40,6 ± 48,70 tiszaviráglárvát találtunk. A vizsgált kanyarok bágerenkénti átlagai között nem volt eltérés (2. táblázat), ezért a telepminőség-ellenőrzés során a mintákat minden kanyarból összevontuk. Az összevont mintában a bágerenkénti lárvaszám szignifikánsan változott a vízmélységgel ($F_{1,82} = 5,67$, $p = 0,020$), azaz minél mélyebbről vettük a mintát, annál több lárvát találtunk benne.

A különböző minőségű telepek között jelentősen különbözött a bágerenkénti lárvaszám. A jó telepeken átlagosan 72,1±59,61 db lárva volt egy bágermintában (n = 19 minta), a közepes telepeken 39,9±37,61 db lárva ($N = 35$), míg a gyenge telepeken 21,4±43,47 db lárva ($N = 30$) volt átlagosan. Ezek a különbségek statisztikailag szignifikánsak (kovarianciaanalízis, vízmélységgel mint járulékos tényezővel: $F_{2,80} = 7,88$, $p = 0,001$). Ezen eredmény alapján a telepminőség háromfokozatú skálán történő becslése megalapozottnak, biológiailag alátámasztottnak tekinthető. Ezen becslések szerint egy jó telepben négyzetméterenként 1450–1500, közepes telepben 800–820, gyenge telepben 420–450 db lárva található.

Állománybecslés

Minden vizsgált kanyarban jelentős, több millió egyedet kitevő állományt becsültünk (3. táblázat). Az állománybecslés két módszerével kapott eredmények között nincs nagyságrendi különbség. A jelentősebb eltérések (Bagiszeg, Szipatorok, Ricse-Tiszakert) valószínű oka, hogy a durvább módszer – mely a telepek minőségére nem volt tekintettel – alul- (Bagiszeg) illetve felülbecsülhette (Szipatorok, Ricse-Tiszakert) a pontosabb, telepminőséget is figyelembe vevő becsléssel

2. táblázat. A tiszaviráglárvák átlagos száma (db ± szórás) az egyes Tisza-kanyarokban gyűjtött bágermintákban (kb. 14,7 l parttérfogatban). A különbségek statisztikailag nem szignifikánsak (ANCOVA vízmélység mint járulékos változóval, F = 0,91, df = 9/73, p = 0,518).

Vizsgált kanyar neve	Átlagos lárvaszám ± szórás	Mintaszám
Bagiszeg	20,8±38,75	6
Szipatorok	60,8 ±74,26	5
Tiszakerecseny	34,4±53,12	5
Tiszakerecseny-Tóhátnadályos	23,9±38,55	7
Tiszamogyorós	34,6±62,81	11
Eperjeske	52,6±41,82	10
Ricse-Tiszakert	59,2±56,17	11
Tiszabezdéd	34,5±39,93	11
Zemplénagárd	57,7±52,89	9

meghatározott értéket. A finomabb becslés alapján kiemelkedően nagy tiszavirág-állományt tapasztaltunk az eszenyi, valamivel kisebb, de jelentős állományt a bagiszegi kanyarokban. E két kanyaron kívül a többi kanyar állománya többé-kevésbé hasonló nagyságú. A vizsgált kanyarok összes állománya mintegy 40–50 millió egyedre becsülhető.

Értékelés

Összegzésképpen elmondható, hogy a vizsgált Tisza-kanyarok mindegyike jelentős, több millió egyedet számláló tiszavirág-állománnyal rendelkezik. Eredményeink szerint a legkisebb állománnyal rendelkező kanyarokban is 2,4–2,7 millió lárva él, míg a legnagyobb állománnyal rendelkező kanyarokban akár 7,0–8,4 millió is lehet az állomány nagysága. A tizenegy vizsgált tiszai szakasz tiszavirág-állománya összesen 40–50 millió egyedre becsülhető. Mindezek miatt a Tisza vizsgált szakaszai a tiszavirág fennmaradása szempontjából nagy jelentőségűek.

Az állománynagyság ismerete lehetőséget ad a kanyarok tiszavirág által képviselt természetvédelmi értékességének becslésére. Ennek legegyszerűbb – bár metodológiailag nem teljesen helyes – módja az állománynagyságok felszorzása a védett fajok eszmei értékével, mely a tiszavirág esetén 2000 Ft/egyed. Ezen számítások alapján a vizsgált tiszavirág-állomány természetvédelmi értékessége 77,8 milliárd és 86,0 milliárd Ft (finom becslés), illetve 92,9 milliárd Ft és 102,7 milliárd Ft (durvább becslés) közé esik. Más szavakkal, a vizsgált Tisza-szakaszoknak (14,5 fkm) csak a tiszaviráglárvák által képviselt természeti értéke minimum 77 milliárd Ft, maximum 102 milliárd Ft.

Az a tény, hogy a kétféle állománybecslési módszerrel kapott eredmények között nem volt nagyságrendi különbség, eredményeink megbízhatóságát támasztja

3. táblázat. A vizsgált Tisza-szakaszok tiszavirág-állományának becsült nagysága (egyedszáma). A kétféle becslés közül a „finom" becslésben figyelembe vettük az egyes telepek minőségét, míg a „durva" módszerben nem (ld. Módszerek).

		Finom módszer		Durva módszer	
Kanyar neve	Folyamkilométer	Alsó határ	Felső határ	Alsó határ	Felső határ
Bagiszeg	679,4–681,0	4 582 000	5 064 000	2 415 000	2 669 000
Szipatorok	677,4–678,6	3 105 000	3 431 000	7 624 000	8 426 000
Tiszakerecseny	664,8–665,6	2 720 000	3 006 000	3 753 000	4 148 000
Tiszakerecseny-Tóhátnadályos	661,2–662,0	3 121 000	3 450 000	2 399 000	2 652 000
Tiszamogyorós	648,6–649,5	3 493 000	3 860 000	2 944 000	3 254 000
Eperjeske	644,8–645,6	3 631 000	4 013 000	4 322 000	4 777 000
Eszeny	635,0–637,0	6 373 000	7 044 000	6 687 000	7 391 000
Tiszabezdéd	619,0–620,0	3 551 000	3 924 000	4 259 000	4 707 000
Zemplénagárd	617,6–618,6	2 874 000	3 176 000	3 735 000	4 128 000
Ricse-Tiszakert	600,0–601,0	2 718 000	3 004 000	5 909 000	6 531 000
Szabolcs	554,4–555,2	2 725 000	3 011 000	2 404 000	2 657 000
Összes		38 893 000	42 983 000	46 451 000	51 340 000

alá. Az általunk alkalmazott módszerek azonban több ok miatt is alulbecslik a tiszavirághalárvák állományát. Egyrészt, mivel a lárvák denzitása a vízmélységgel nőtt, a 3,5 m-nél mélyebb, általunk elérhetetlen vízben valószínűleg jóval több lárva volt, mint az ennél sekélyebb vízben. Ezt bizonyították másodsorban a rajzás során tett megfigyeléseink is, melyek szerint jelentős mennyiségű lárva a parttól távolabb érkezett a vízfelszínre, attól akár 15–20 m-es távolságban. Harmadrészt, a rajzás alatt jóval több állat bújt ki négyzetméterenként (kb. 6–8000), mint a mi vizsgálatunkban kapott átlagos értékek (kb. 1500 egyed/m^2 a „jó" telepeken). Végül, mintavételeink a tiszavirágrajzás után történtek, amikor az azévi, tojásként vagy frissen kelt lárvaként létező egyedek nem kerülhettek mintázásra. Mindezek miatt a bágermintákból számolt átlagok jelentősen alulbecslik a valós állományt, valamint a 10 m-es telepmélység feltételezése valószínűleg szintén alulbecsli a telepek valós térbeli kiterjedését.

A tiszavirág a Tisza ökológiai rendszerének fontos kulcsfaja. A lárvák a lyukak kialakításával jelentős szerepet játszanak a mederstruktúra fenntartásában, illetve szűrő táplálkozásuk révén a folyó természetes tisztulási folyamataiban. Tömegessé-

güknél fogva fontos szerepük van az energia-áramlásban és az anyagforgalomban, egyrészt mint a vízi szervezetek (vízi gerinctelenek, halak), másrészt imágóként mint szárazföldi szervezetek (madarak, denevérek) táplálékállatai. Vizsgálatunk a tiszavirág-telepek néhány térbeli jellemzőjének felderítésével, valamint a lárvák alapján történő állománybecslés kidolgozásával hozzájárul e természetvédelmi és konzervációbiológiai szempontból is fontos faj védelmét megalapozó kutatásokhoz.

*

Köszönetnyilvánítás – Kutatási projektünket a KÖM KAC H-kerete támogatta.

Irodalomjegyzék

Andrikovics, S., Fink, T. J. & Cser, B. (1991): Tiszavirág (Palingenia longicauda Olivier, 1791) monográfia. – *Tisza Klub Füzetek* **2**: 7–35.

Andrikovics, S. & Turcsányi, I. (2001): Tiszavirág. – *Tisza Klub Füzetek* **10**: 7–66.

Colony location, colony structure, and population status of the Long-tailed Mayfly on certain sections of the upper Tisza river

Lengyel, Sz., Kiss, B., Müller, Z. and Aradi, Cs.

Hortobágy National Park, H-4024 Debrecen, Sumen u. 2, Hungary

Abstract: The geographic range of the Long-tailed Mayfly (Ephemeroptera: *Palingenia longicauda*), once widespread in Europe, is currently confined to the Tisza river system. Although the species has long been known for its spectacular swarm, exact data on its density or population size have been lacking to date. We mapped mayfly colonies on river Tisza in 11 sections threatened by riverbank erosion control projects and estimated population size by quantitative sampling of the larvae. The number of larvae was highest in sections where the riverbed was not altered by riverbank protection, was made up of soft or hard, eroding clay and had stable, relatively fast water flow. We found riverbanks inhabited by mayfly larvae on 44% of the total length surveyed (14,534 m). The proportion of colonies with high densities of larvae (1450–1500 individuals per m^2) was 11%, that of average colonies (800–820 individuals per m^2) was 28%, whereas low-density colonies (420–450 individuals per m^2) made up 61% of the sections inhabited by mayflies. The total population of the studied sections was estimated at 40–50 million individuals, which corresponds to a nature conservation value of minimum 77 billion and maximum 102 billion Hungarian Forints. The most important effect threatening the mayfly population is erosion control works, because these projects eliminate the densest colonies and the most important habitat for the species.

Key words: Ephemeroptera, estimates of larval population, invertebrate conservation, mayflies, Palingeniidae, quantitative sampling, riparian fauna

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 241–250, 2004

Az *Isophya costata* Brunner von Wattenwyl, 1878 (Orthoptera: Tettigoniidae) élőhelyválasztásának és állományainak vizsgálata érintkező gyepekben (Káli-medence, Sásdi-rét)

Kenyeres Zoltán[1], Bauer Norbert[2] és Szövényi Gergely[3]

[1]8300 Tapolca, Deák F. u. 7, E-mail: kenyeres@vnet.hu
[2]8420 Zirc, Egry J. u. 8, E-mail: bauernorbert@vnet.hu
[3]ELTE, Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1/C
E-mail: gegesz@ludens.elte.hu

Összefoglaló: Az alábbi közlemény a kis egyedszámú állományokkal jellemezhető, diszjunkt areájú magyar tarsza (*Isophya costata*) élőhelyválasztásával kapcsolatos eddigi eredmények kritikai áttekintését tartalmazza, a faj habitatpreferenciájának – érintkező gyepfoltokban található, eltérő egyedszámú állományokon végzett – statisztikai vizsgálata tükrében. Eredményeink szerint a magyar tarsza a mezofil jellegű kétszikűekben gazdag kaszálóréteken találja meg a számára optimális életfeltételeket, de kisebb egyedszámban megél a szuboptimális körülményeket biztosító nedvesebb (láprétszerű) vagy szárazabb (sztyepprétszerű) mikroklímájú növényzeti típusokban is.

Kulcsszavak: állományklíma, élőhelyválasztás, *Isophya costata*, mezofil jellegű növénytaxonok, posztglaciális sztyeppreliktum

Bevezetés

Az *Isophya costata* a Kárpát-medencében diszjunkt elterjedésű, szubendemikus, posztglaciális maradványfaj (Rakonczay 1990). Típuspéldánya egy Mödling melletti élőhelyről származik [terra typica: Wienerwald (Eichkogel bei Mödling)] (Harz 1969, Ramme 1951, von Wattenwyl 1882). Pungur (1918) ritka fajként említi (egyetlen adat: Sváb-hegy). A későbbiekben ismertté váló, izolált, kis egyedszámú állománya közül sok mára már eltűnt. Hazánkban fokozottan védett [13/2001. (V. 9.) KöM rendelet 4. melléklete], vörös könyves (Rakonczay 1990), a NBmR által faj szintű monitorozásra javasolt (Kisbenedek 1997) rovar. Míg az előfordulására vonatkozó faunisztikai jellegű adatok egyenletes növekedése figyelhető meg, addig élőhelyválasztásáról viszonylag kevés információ áll rendelkezésre, sokféle növényzeti típusból vannak ismert adatai. A NBmR (Kisbenedek 1997) szerint dús sztyeppréteken él. Nagy és Szövényi (1999) változatos növényzetű mezofil gyepek lakójaként említi, mely kétszikű növények – főképp lágy szövetű kétszikűek (Borhidi & Sánta 1999) – leveleivel táplálkozik és bizonyos „von-

zódást" mutat egyes kétszikű fajok polikormonjaihoz. Nagy (Kelemen 1997) löszgyepek és lejtősztyepprétek természetvédelmi szempontból kiemelten értékes fajaként említi. Szövényi (1999, 2000) a magyar tarsza életmódjával kapcsolatban rögzíti, hogy a faj egy alkonyati, esti aktivitású, naponta átlag kb. 8,5 m-t haladó rovar, mely a megfigyelés időszakában 90%-ban kétszikűeken tartózkodott, a talajtól számított 40–60 cm magasságban. Szövényi *et al.* (2001) megállapítása szerint a faj széles ökológiai valenciájára utal, hogy az üde láprétektől a száraz sztyepprétekig sokféle élőhelyről előkerült.

A Balaton-felvidékről és a Déli-Bakonyból az elmúlt években néhány korábban nem jelzett populációja vált ismertté. Ezek közül a köveskáli Sásdi-rét (Balaton-felvidék, Káli-medence) esetében nagy kiterjedésű élőhelyen volt lehetőség az állat élőhely-preferenciájának finomabb léptékű vizsgálatára. Terepi tapasztalataink szerint itt a magyar tarsza különböző állománysűrűséggel több, egymással érintkező gyeptípusban is előfordul. Vizsgálatunk célja ezen állomány-sűrűségbeli különbségek kimutatása, és a különbségek hátterében álló élőhelyváltozók felderítése volt, a faj autökológiai vizsgálatán túl a megőrzésének lehetőségeit célzó természetvédelmi biológiai esettanulmány keretében.

Módszerek

A Sásdi-réteken (Káli-medence, Köveskál, t.sz.f. m.: 120–130 m) az *Isophya costata* lokális élőhely-preferenciájának vizsgálatához szükséges terepi mintavételezéseket 2002. június 4-én a reggeli, 2002. június 16-án pedig az esti órákban négy egymással érintkező gyeptípusban végeztük: pusztai árvalányhajas lejtősztyepprét (a későbbiekben: S); karcsú perjés másodlagos száraz gyep (P); kékperjés kiszáradó láprét (M); fajgazdag franciaperjés, mezofil kaszálórét (A).

A kiválasztott magyar tarsza állományokból sávtranszekt mentén folytatott, illetve fűhálós mintavételek egyaránt történtek. Az állománynagyságokat a négy mintaterületen (S, P, M és A) egységesen 10 m × 10 m-es, homogénnek tekinthető kvadrátra vonatkozóan állapítottuk meg. A sáv mentén történő vizuális detektálás során 10 m hosszú, 1 m széles növényzetsávokat vizsgáltunk át. A tapasztalt egyedszámot tízzel szorozva kaptuk a területre vonatkozó becsült állománynagyságot. A fűhálós mintavételek során a kvadrátok teljes területéről 300 csapással gyűjtött mintában található egyedek számát tekintettük az állománynagyság tájékoztató adatának. A faj élőhelyére vonatkozó adatrögzítés keretében növénycönológiai felvételeket készítettünk (mintaterületenként 5 db, klasszikus Braun-Blanquet–Soó módszerrel, a fajonkénti borításértékek feltüntetésével, 2 m × 2 m-es kvadrátokban). A 10 m × 10 m-es kvadráton belül 10 db random módon kijelölt ponton mér-

tük a levegő hőmérsékletét, páratartalmát a talajfelszínen, valamint 10, 20, 30 és 120 cm magasságban. Az egyes mintaterületekre vonatkozóan a felvételek alapján megállapítottuk a növényfajok átlagos borításértékeit, a kétszikű/egyszikű arányokat, a mezofil és nem mezofil jellegű szövetstruktúrával rendelkező fajok borításértékeit és százalékos arányait. Borhidi (1995) munkáját alapul véve a WB4 és magasabb értékekkel rendelkező taxonokat tekintettük „finom", mezofil jellegű szövettani struktúrával bíró elemeknek, a WB3 és kisebb értékekkel jellemzett növényeket a „nem finom" kategóriába soroltuk (igaz, ez egyszerűsítés, de a vizsgált probléma szempontjából indokolt és praktikus). Minden gyeptípusban megállapítottuk a hőmérsékletre és páratartalomra vonatkozó adatok átlag-, valamint szórásértékeit (horizontálisan és vertikálisan egyaránt). Elvégeztük a növénycönológiai felvételek főkomponens-analízisét az élőhelyek osztályozása céljából, az *Isophya* állományokra vonatkozó adatok és az egyes élőhelyfoltok jellegét leíró változók között Pearson-féle korrelációs vizsgálatokkal kerestük az összefüggéseket (StatSoft 1995). A korrelációk korrekcióját a szekvencionális Bonferroni technikával (Chandler 1995, Rice 1989) végeztük.

Eredmények

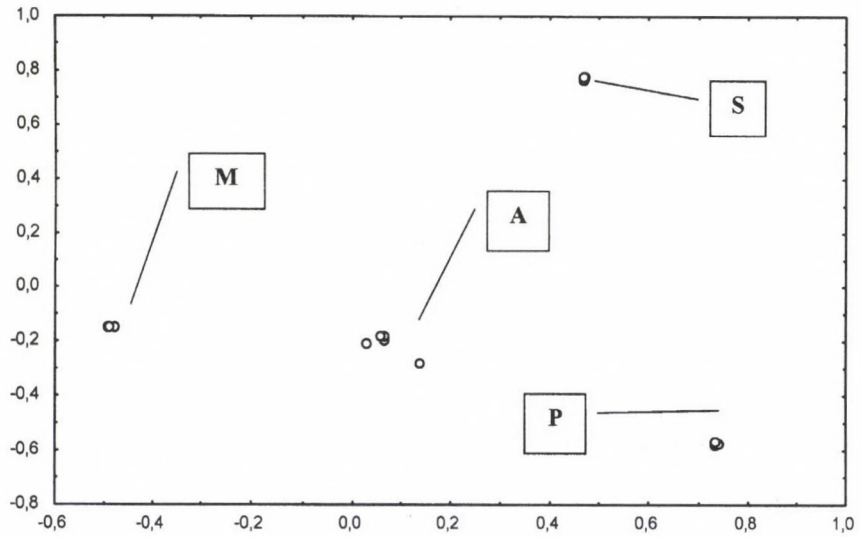
Az *Isophya costata* egyedek legnagyobb egyedsűrűségben az *Arrhenatherum elatius* (L.) P. B. ex J. et C. Presl. által dominált fajgazdag, mezofil kaszálóréten (A) élnek; ezt követi a kékperjés kiszáradó lápréti (M) állomány és a *Stipa pennata* L. dominálta lejtősztyepprét (S). A *Poa angustifolia* L. dominálta másod-

1. táblázat. *Isophya costata* állományadatok és a növényzet összetétele mintavételi területenként (Sásdi-rét, 2002, 10 × 10 méteres kvadrátok). [S = *Stipa pennata* dominálta lejtősztyepprét; P = *Poa angustifolia* dominálta másodlagos félszáraz gyep, M = *Moliniás* kiszáradó láprét, A = *Arrhenatherum* dominálta fajgazdag, mezofil kaszálóréten. – 1: *Isophya costata* becsült állománynagysága (egyedszáma) reggeli transzektvizsgálatok alapján; 2: *I. costata* becsült állománynagysága esti transzektvizsgálatok alapján; 3: *I. costata* becsült állománynagyságai (átlag); 4: *I. costata* egyedszám a reggeli fűhálós mintavételekben; 5: *I. costata* egyedszám az esti fűhálós mintavételekben. – I: mezofil jellegű növényfajok összborítása; II: nem mezofil jellegű növényfajok összborítása; III: mezofil jellegű növényfajok %-os aránya; IV: nem mezofil jellegű növényfajok %-os aránya; V: mezofil jellegű egyszikűek összborítása (%); VI: mezofil jellegű kétszikűek összborítása (%); VII: nem mezofil jellegű egyszikűek összborítása (%); VIII: nem mezofil jellegű kétszikűek összborítása (%)].

	1	2	3	4	5	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
S	10	10	10	1	2	5,28	61,14	8	92	0,2	5,08	49,33	11,81
P	0	0	0	0	0	2,94	77,48	4	96	0	2,92	73,62	3,86
M	40	20	30	1	3	66,16	15,98	81	19	55,64	10,52	14,7	1,28
A	60	70	65	9	5	79,98	9,36	90	10	56,6	23,38	3,37	5,99

lagos félszáraz gyepben (P) nem találtuk a faj egyetlen egyedét sem (1. táblázat). A gyepek mikroklímájára vonatkozó adatok alapján elmondható, hogy a páratartalom tekintetében a kiszáradó lápréten (M) a legmagasabbak ezek az értékek (42,52–54,18%), viszonylagos egyenletességet mutatva (szórás = 3,717). A száraz gyepben (P) egyenletesen (szórás = 2,778) szárazabb (30,64–40,00%) klíma mutatkozik, a lejtősztyeppréten (S) vannak páratelt foltok, így itt a legszélsőségesebbek az értékek (34,68–49,2%; szórás = 4,490). A kaszálórét növényzeti állománya (A) homogén (szórás = 3,072), közepes páratartamú (29,6–39,84%) mikroklímát mutat. A különböző típusú gyepekben mért hőmérséklet adatok között nem találtunk számottevő eltérést. (Az összes (40) mérési ponton rögzített érték szórása 1,939.) A négy mintavételezett élőhelyfolt jelentős növényzetszerkezetbeli különbségét a növénycönológiai felvételek főkomponens-analízise egyértelműen alátámasztotta (1. ábra).

A korrelációs vizsgálat során nem találtunk szignifikáns kapcsolatot az *Isophya costata* állományok mért és becsült egyedszámai, valamint a gyepek mikroklímájára vonatkozó változók között. Kapcsoltság csak az *Isophya* állományadatok és a kétszikű fajok összborítása között volt kimutatható ($r = 0,9788$, $p = 0,021$; $r = 0,9807$, $p = 0,019$ és $r = 0,9811$, $p = 0,019$). Ugyancsak szignifikáns kapcsolat mutatkozott az *Isophya costata* egyedszámok és mintegy 40 növényfaj átlagborítá-



1. ábra. Az *Isophya costata* élőhelyein készített növénycönológiai felvételek főkomponens-analízise egyértelműen elkülöníti egymástól a vizsgált négy, eltérő növényzetű foltot [pusztai árvalányhajas lejtősztyepprét (S); karcsú perjés másodlagos száraz gyep (P); kékperjés kiszáradó láprét (M); fajgazdag franciaperjés, mezofil kaszálórét (A)].

2. táblázat. Az *Isophya costata* állományadatok és a növényzet borításértékeinek korrelációs vizsgálatából (Pearson-korreláció) kitűnik, hogy a faj állománynagysága pozitív összefüggést mutat a mezofil jellegű kétszikűek összborításával. [A szignifikáns értékek csillaggal (*) jelölve.] [1: az *Isophya costata* becsült állománynagysága reggeli transzektvizsgálatok alapján; 2: *I. costata* becsült állománynagysága esti transzektvizsgálatok alapján; 3: *I. costata* becsült állománynagyságai (átlag); 4: *I. costata* egyedszám a reggeli fűhálós mintavételekben; 5: *Isophya costata* egyedszám az esti fűhálós mintavételekben. – I: mezofil jellegű növényfajok összborítása; II: nem mezofil jellegű növényfajok összborítása; III: mezofil jellegű növényfajok %-os aránya; IV: nem mezofil jellegű növényfajok %-os aránya; V: mezofil jellegű egyszikűek összborítása (%); VI: mezofil jellegű kétszikűek összborítása (%); VII: nem mezofil jellegű egyszikűek összborítása (%); VIII: nem mezofil jellegű kétszikűek összborítása (%)].

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
1	R = 0,979 P = 0,021*	R = –0,975 P = 0,025*	R = 0,969 P = 0,031*	R = –0,969 P = 0,031*	R = 0,947 P = 0,053	R = 0,952 P = 0,048*	R = –0,976 P = 0,024*	R = –0,276 P = 0,724
2	R = 0,830 P = 0,170	R = –0,805 P = 0,195	R = 0,797 P = 0,203	R = –0,797 P = 0,203	R = 0,751 P = 0,249	R = 0,993 P = 0,007*	R = –0,833 P = 0,167	R = –0,025 P = 0,975
3	R = 0,920 P = 0,080	R = –0,904 P = 0,096	R = 0,897 P = 0,103	R = –0,897 P = 0,103	R = 0,862 P = 0,138	R = 0,995 P = 0,005*	R = –0,920 P = 0,080	R = –0,146 P = 0,854
4	R = 0,725 P = 0,275	R = –0,687 P = 0,313	R = 0,683 P = 0,317	R =–0,683 P = 0,317	R = 0,629 P = 0,371	R = 0,960 P = 0,040*	R = –0,725 P = 0,27, 5	R = 0,069 P = 0,931
5	R = 0,888 P = 0,112	R = –0,922 P = 0,078	R = 0,874 P = 0,126	R = –0,874 P = 0,126	R = 0,838 P = 0,162	R = 0,940 P = 0,060	R = –0,960 P = 0,040*	R = 0,002 P = 0,998

sa között. E növénytaxonok főképp kétszikű, illetve lazább szöveti felépítéssel rendelkező egyszikű fajok közül kerültek ki. A mezofil karakterű (ennek megfelelően lazább szövettani szerkezetű, így az állatok számára valószínűleg könnyebben fogyasztható, „finom"), illetve nem mezofil karakterű (a magyar tarsza számára táplálkozási célból feltehetően kevéssé alkalmas, „nem finom") növényfajok összborítás értékeivel végzett korrelációs vizsgálat során az *Isophya costata* állománynagyságaira vonatkozó adatok pozitív korrelációt mutattak a mezofil jellegű kétszikűek összborításával [$r_1 = 0{,}952$, $p_1 = 0{,}048$; $r_2 = 0{,}993$, $p_2 = 0{,}007$; $r_3 = 0{,}995$, $p_3 = 0{,}005$; $r_4 = 0{,}960$, $p_4 = 0{,}040$]. A kombinált mintavételi módszer egyedszámából becsült állománynagyság a Bonferroni korrekció alapján is szignifikáns összefüggést mutat a mezofil kétszikűek borításértékeivel [p_2; p_3] (2. táblázat).

Értékelés

A faj élőhelyválasztásával kapcsolatosan korábban az alábbi ismeretek álltak rendelkezésre. Az ausztriai élőhelyeken a dús növényzetű, magas füvű kontinentális félszáraz gyepektől (Festuco-Brometea) a magas füvű rétek és kaszálók osztályáig (Molinio-Arrhenatheretea) találja meg optimális életfeltételeit (Berg *et al.* 1996). A Tiszántúlon Battonya térségében a faj élőhelye reliktum löszpusztarét (Nagy & Szövényi 1999), Klárafalvánál kaszált töltésoldal, Mártély térségében (Nagy 1984) degradált löszgyep. A Mecsek és a Pécsi-síkság térségéből ismert adatai közül kettő nedves rétről, nyolc kaszálórétről, egy másodlagos sztyepprétről származik (Szövényi 1999). Tardi adata dús sztyepprétről ismert (Nagy B. szóbeli közlése). A Budai-hegységből nagyobb részt dús sztyepprétekről, kisebb részt kaszálórétekről ismert (Nagy 1981). A Pilisből sztyepprétről (Nagy 1987), Csákvár térségéből sztyepprétről és láprétről (Szövényi 1999), Gánt környékén tölgyerdő tisztásáról (Nagy B. szóbeli közlése) került elő. Nemesvámos mellett félszáraz sztyepprétről, Barnag térségében sztyepprétről és az ehhez közeli mezofil kaszálóról is előkerült. Tihanyban legerősebb állománya jó vízellátottságú kaszálóréten él, kisebb egyedszámban azonban megtalálható a környező szárazabb gyepekben is. Zánka mellett gyomos mezőgazdasági területen, Pécsely mellett kaszálóréten találtuk. Az utóbbi években a Káli-medencében főképp kaszálórétekről került elő. Berhida mellett löszgyep sztyepprétszerű állományában él (Bauer *et al.* 2001).

Jelen dolgozat eredményei, mely szerint a mezofil kaszálórét jellegű (A) növényzeti állományokban a legnagyobb a faj denzitása, ezt követik a lápréti (M), majd a sztyeppréti (S) állományok becsült egyedszámai, illeszkednek a korábbi, nem pusztán a faj jelenlétét rögzítő eredményekhez. A tapasztalt mennyiségi különbségek megtalálhatók Szövényi (1999) és Berg *et al.* (1996) munkájában is.

Mindez alapján feltételezhető, hogy a faj a mezofil jellegű kaszálóréteken találja meg a számára optimális életfeltételeket, de kisebb egyedsűrűségben megél a szuboptimális körülményeket biztosító nedvesebb (láprétszerű) vagy szárazabb (sztyepprétszerű) mikroklímájú növényzeti típusokban is. Az optimális habitatszerkezet egyszerre határozza meg a táplálékbázis összetételét, illetve a vízellátottság függvényében a gyep állományklímáját. Vizsgálati eredményeink szerint az *I. costata* előfordulásai esetében a meghatározó tényező nem a gyep mikroklímája, hanem a növényzet összetétele, pontosabban a mezofil jellegű szöveti felépítéssel jellemezhető, főképp kétszikű növények összborítása. A korrelációs vizsgálatok mellett az, hogy az egyedek nagyrészt a növényzet 40–60 cm magas régiójában, kétszikűeken tartózkodnak, szintén inkább a táplálkozásbiológiai kapcsolatokra világít rá. Nagy és Szövényi (2001) a faj ökológiai plaszticitását vizsgálta a vele együtt előforduló egyenesszárnyú együttesek fajösszetételén és ökológiai igényein keresztül. Tipikusan a mezofil karakterű fajokkal jellemezhető együttesekben volt jelen a magyar tarsza, szuboptimális és extrém feltételek között viszont mind xerofil [pl. *Calliptamus italicus* (Linnaeus, 1758), *Pezotettix giornae* (Rossi, 1794), *Oedipoda coerulescens* (Linnaeus, 1758)], mind pedig mezo-higrofil [*Mecosthetus parapleurus* (Germar, 1817), *Chrysochraon dispar* (Germar, 1834), *Conocephalus discolor* (Thunberg, 1815)] fajokra épülő együttesekben megtalálható volt. Ismerve a példaként hozott fajok mikroklímafüggését hozzájuk képest e téren a magyar tarsza tágtűrésűnek tartható, viszont mezofil jellegű táplálékigénye tekintetében vizsgálataink szerint szűktűrésűnek bizonyult.

A faj jelenlegi elterjedési térképét összevetve a Kárpát-medence potenciális erdőssztyepp területét felvázoló térképpel nagyfokú hasonlóságot tapasztalunk. Varga (1995) megállapítása szerint az *Isophya costata* azon sztyeppfajok közé tartozik, melyek izolált előfordulásokkal vannak jelen az edafikus gyepekben, a posztglaciális sztyepp-periódus reliktumaként. Élőhelyeinek megszűnésével (termelésbe vonás, a kaszálás felhagyása stb.) – más röpképtelen fajokhoz hasonlóan – folyamatos area-regressziója ismerhető fel (Nagy 1974).

A magyar tarsza ismert élőhelytípusai természetes körülmények között – a domborzattól, a hidrogeológiai adottságoktól és a fenntartó kezeléstől függően – mozaikosan helyezkednek el, a rovar számára átjárható távolságban (Nagy 1992, Szövényi 1999, 2000). A faj fő habitatja ezek közül a mezofil, kétszikűekben gazdag kaszálórét, azonban az érintkező, mezofil jellegű kétszikű növényfajokat (pl. *Coronilla varia* L., *Filipendula vulgaris* Mönch, *Lathyrus tuberosus* L., *Vicia cracca* L., *Vicia pannonica* Cr., *Trifolium pratense* L.) táplálkozási igényeit kielégítő mennyiségben tartalmazó gyepekbe penetrációszerű vándorlással átjuthat, és ott a táplálékbázistól függő méretű szubpopuláció szintű állományai alakulhatnak ki. Egyes területeken (az optimális feltételeket biztosító mezofil gyepek eltűnésével)

ezek a kisebb egyedsűrűségű állományok megőrződhetnek, sztyeppréti, lápréti, esetleg gyomnövényzetben való előfordulásokat eredményezve.

Természetvédelmi vonatkozások

A magyar tarsza számára – fenológiai sajátosságai és gyenge mobilitási képességei miatt – veszélyeztetően hatnak a korai avartüzek, a korai kaszálás, a különböző eredetű taposás (Kelemen 1997, Nagy & Szövényi 1999). A tűzesetek veszélyességét fokozza, hogy a rovar a tojásait csak 1–2 cm mélyre rakja a talajba, így esetleg az átfutó tűz is károsíthatja azokat. E fokozottan védett, pannon endemizmus megőrzése érdekében indokolt lenne: (1) ismert élőhelyeinek védelme; (2) minden, az igényeit kielégítő habitattípusban a taposás (legeltetés, turizmus vagy egyéb eredetű) mérséklése, illetve megszüntetése (ahol ez fennáll); (3) a kaszálórét típusú élőhelyeken a késői (legkorábban július közepe) – gépesítést lehetőleg mellőző – kaszálás, illetve ha ez nem megvalósítható, akkor kaszálatlan foltokat hagyó, mozaikos jellegű kezelés alkalmazása.

Irodalomjegyzék

Bauer, N., Kenyeres, Z. & Mészáros, A. (2001): A berhidai Koldustelek löszvölgyének flórája és vegetációja (Veszprém megye). – *Fol. Mus. Hist.-nat. Bakony.* **17**: 65–86.

Berg, H.-M., Bieringer, G., Sauberer, N. & Zuna-Kratky, T. (1996): Verbreitung und Ökologie der Großen Plumpschrecke (Isophya costata Brunner v. Wattenwyl, 1878) an ihrem westlichen Arealrand (Österreich). – *Articulata* **11**(2): 33–45.

Borhidi, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. – *Acta Bot. Hung.* **39**(1–2): 97–181.

Borhidi, A. & Sánta, A. (szerk.) (1999): *Vörös Könyv Magyarország növénytársulásairól.* – Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.

Chandler, C. R. (1995): Practical considerations in the use of simultaneous inference for multiple test. – *Animal Behaviour* **49**: 524–527.

Harz, K. (1969): *Die Orthopteren Europas I.* – Dr. W. Junk N.V., The Hague, p. 53.

Kelemen, J. (szerk.) (1997): *Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez.* – Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.

Kisbenedek, T. (1997): Egyenesszárnyúak – Orthoptera – In: Forró, L. (szerk.): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer V.* Rákok, szitakötők és egyenesszárnyúak. MTM, Budapest, pp. 55–81.

Nagy, B. (1974): Areldynamik bei Insekten mit besonderer Rücksicht auf einige mitteleuropäische Saltatorien. – *Folia Ent. Hung.* **27**(suppl.): 191–199.

Nagy, B. (1981): Az Isophya modesta Friv. (Orthoptera: Tettigoniidae) reliktum populációi Magyarországon. – *Fol. hist.-nat. Mus. Matr.* **7**: 29–32.

Nagy, B. (1984): Endemikus szöcskefaj a Mártélyi Tájvédelmi Körzet tőszomszédságában. – *Acta Zool.* **71**: 204.

Nagy, B. (1987): Vicinity as a modifying factor in the Orthoptera fauna. – In: Baccetti, B. M. (ed.): *Evolutionary biology of orthopteroid insects*. Ellis Horwood Limited Publischers, Chichester, pp. 377–385.

Nagy, B. (1992): Role of activity pattern in colonization by Orthoptera. – *Proceeds 4th ECE/XIII. SIEEC*, **1**: 352–363.

Nagy, B. & Szövényi, G. (1999): A Körös–Maros Nemzeti Park állatföldrajzilag jellegzetes Orthoptera fajai és konzervációökológiai viszonyaik. – *Term.véd. Közlem.* **8**: 137–160.

Nagy, B. & Szövényi, G. (2001): Ecological plasticity of the endemic Isophya costata (Orthoptera: Tettigoniidae – Carpathian Basin) exemplified by syntopic Orthoptera assemblages. – International conference on orthopteroid insects. August 19–22, 2001, Montpellier, Metaleptea, p. 50.

Pungur, Gy. (1918): Orthoptera. Egyenesszárnyúak. – In: Paszlavszky, J. (szerk.): *A Magyar Birodalom Állatvilága*. Budapest.

Rakonczay, Z. (szerk.) (1990): *Vörös Könyv*. – Akadémiai Kiadó, Budapest.

Ramme, W. (1951): Zur Systematik Faunistik und Biologie der Orthopteren von Südost-Europa und Vorderasien. – *Mitt. Zool. Mus. Berlin*. **27**: 153.

Rice, W. R. (1989): Analyzing tables of statistical tests. – *Evolution* **43**(1): 223–225.

StatSoft (1995): *STATISTICA for Windows (Computer program manual)*. – StatSoft, Inc., 2325 East 13th Street, Tulsa.

Szövényi, G. (1999): *A magyar tarsza (Isophya costata, Brunner von Wattenwyl, 1878, Orthoptera, Tettigoniidae) ritkaságának okai, különös tekintettel mobilitási képességére*. – Diplomadolgozat, ELTE, Budapest.

Szövényi, G. (2000): A magyar tarsza (Isophya costata) szöcske mobilitási és aktivitási sajátosságairól. – Előadások összefoglalói, Szünzoológiai Szimpózium, Budapest, 2000. április 13–14, p. 34.

Szövényi, G., Nagy, B. & Orci, K. M. (2001): Isophya szöcskepopulációk Magyarországon. – Előadások összefoglalói, II. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium, Budapest, 2001. november 20–22, pp. 255–258.

Varga, Z. (1995): Geographical patterns of biological diversity in the Palearctic region and the Carpathian basin. – *Acta zool. hung.* **41**(2): 71–92.

von Wattenwyl, B. (1882): *Prodromus der Europäischen Orthopteren*. – Leipzig.

Study of habitat preference and stands of *Isophya costata* Brunner von Wattenwyl, 1878 in contacting grasses (Káli Basin, Sásdi meadow, Hungary)

Kenyeres, Z.[1], Bauer, N.[2] and Szövényi, G.[3]

[1]H-8300 Tapolca, Deák F. u. 7, Hungary
[2]H-8420 Zirc, Egry J. u. 8, Hungary
[3]ELTE Budapest, H-1117 Pázmány P. sétány 1/C, Hungary

Abstract: The publication contains a critical overview of the recent results obtained in relation to the habitat preference of *Isophya costata* by the statistical examinations performed on the different sized stands of the species living in contacting grasses. This species represents an outstanding nature

conservational value and is characterised with stands of small number of individuals and disjunct areas. The size of the *Isophya costata* stands showed positive correlation with the overall cover of mesophilous dicotyledonous plant species. Contrary to other Orthopteran assemblages the presence of the species depends primarily not on the microclimate, but on the presence of mesophilous plant species constituting the food source. According to our case study the main habitat of the species is a hayfield meadow rich in mesophilous dicotyledonous species, but the animals also can get with penetration-like migration to other grasses fulfilling the food demand of the animal. In these grasses it forms subpopulations, and the size of these populations depends on the availability of food source. When the mesophilous grasses, providing optimal circumstances, disappear these stands, consisting of few individuals, may survive, and hence occur in steppe grasses, fens or weedy vegetation.

Key words: *Isophya costata*, habitat-preference, mesophilous plant taxa, microclimate, postglacial steppe relict

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 251–254, 2004

A Villányi-hegység száraz gyepeinek Orthoptera-együttesei

Nagy Antal

Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani Tanszék
MTA–DE–TTK Evolúciógenetikai és Konzervációbiológiai Kutatócsoport
4010 Debrecen Pf. 3, E-mail: nagyanti@delfin.unideb.hu

Összefoglaló: A Villányi-hegység Orthoptera faunája az 1950-es évektől szórványosan 1997 óta folyamatosan kutatott. Összesen 44 egyenesszárnyú faj (21 *Ensifera*, 23 *Caelifera*) előfordulása került leírásra. A faunában a déli elemek aránya igen magas, átlag 68-78%. A növényzet szerkezetét követve egy nyílt és egy zártabb élőhelyekre jellemző együttes típust különíthetünk el. Az előbbit a *Calliptamus italicus*, *Oedipoda caerulescens*, az utóbbit a *Stenobothrus lineatus*, *Pezotettix giornae* fajpárok dominanciája jellemzi. Az együttesek fenológiájára a fajkészlet folyamatos egyszerűsödése jellemző. A legnagyobb változásokat a lejtősztyeppek együtteseinél tapasztaljuk. Az élőhelyeket és értékes rovarközösségeiket a mészkőbányászat, a tüzek és a szőlőművelés egyaránt veszélyezteti.

Kulcsszavak: Orthoptera-együttesek, természetvédelem, Villányi-hegység

A Villányi-hegységben korábban végzett orthopterológiai kutatások főleg a Szársomlyó térségére korlátozódtak és általában egy-egy faj vizsgálatát célozták (Nagy 1974, Nagy *et al.* 1983, Rácz & Varga 1984). Az 1997 óta folyamatosan végzett mintavételek (Nagy & Nagy 2000) célja a hegység Orthoptera faunájának feltárása, a száraz gyepek jellemző együtteseinek leírása és dinamikájuk nyomon követése. A kutatás elindításának szükségességét a gyepek veszélyeztetett helyzete, állapotuk romlása és a természetvédelmi kezelés megalapozása indokolta.

Az Orthoptera-együttesek számára legfontosabb élőhelyeket a déli lejtőkön találjuk. A meredek dolomit és mészkő lejtőket nyílt sziklagyep borítja. A kis lejtőszögű dolomitos területeken (Csukma és Fekete-hegy) az előzőnél nagyobb borítású dolomit sziklagyeppel is találkozhatunk, ami gyakran alkot mozaikot karsztbokorerdővel. A Szársomlyó északi oldalán a csúcs körül és a gerinc magasabb részein, a hegységben csak itt előforduló *Inulo spiraeifoliae-Brometum pannonici* sziklagyep és karsztbokorerdő mozaik található. A hegylábak és a csúcsok lösszel fedett területeit lejtősztyepprétek borítják (Dénes 1998).

Összesen 15 száraz gyepes területen folytattam mintavételeket csaknem a hegység egész területén. Kilenc területről 6 éves folyamatos adatsor áll rendelkezésre. A mintavételeket egyeléssel kiegészített fűhálózással (25 m × 25 m-es kvadrátban 200 hálócsapással) végeztem. A nevezéktan, valamint a fauna- és életformatípus besorolás tekintetében Rácz (1998) munkáját követtem (Nagy & Nagy 2000).

A hegységből eddig 45 Orthoptera faj (21 Ensifera és 24 Caelifera) előfordulásáról rendelkezünk írásos adattal. Mivel a *Chorthippus eisentrauti* (Rácz & Varga 1984) előfordulását revideálták, eddig ténylegesen 44 faj került leírásra a vizsgált területről (Nagy & Nagy 2000). A hegység kis kiterjedését tekintve ez a szám nem mondható alacsonynak. A fajok közül 6 védett és több természetvédelmileg értékesnek tekinthető. Ilyenek például az *Isophya modestior* és *I. modesta,* a *Saga pedo* és az *Aiolopus strepens*. A *Poecilimon fussi* és az *Acrida hungarica* mára feltehetően eltűnt a területről. A mezo- és higrofil fajok hiányoznak, mivel számukra megfelelő élőhelyek nem találhatók a déli oldalakon. 1997–2002 között 5 korábban nem említett fajt sikerült megtalálni. A korábban kimutatottakból 10 faj jelenlétét nem sikerült megerősíteni. A védett *Acrida hungarica* a Szársomlyó hegylábi, löszös területének, a legeltetés felhagyását követő becserjésedése miatt tűnhetett el. Az *Acrotylus insubricus* élőhelyét pedig a külszíni mészkőbányászat tette tönk-

1. táblázat. Orthoptera fajok előfordulása a Villányi-hegység száraz gyepeiben az 1997–2002 között végzett kutatások alapján.

	Zárt sziklagyep karsztbokorerdő mozaik	Lejtősztyepp és zártabb sziklagyepek	Nyílt sziklagyep
Közönséges	*Pezotettix giornae*		*Calliptamus italicus*
	Stenobothrus lineatus		*Oedipoda caerulescens*
Gyakori	*Leptophyes albovittata*	*Euchorthippus declivus*	
	Oecanthus pellucens		
	Rhacocleis germanica		
		Platycleis grisea, Chorthippus brunneus, C. biguttulus	
Ritka	*Omocestus rufipes*		
	Chorthippus paralellus		
	Phaneroptera nana	*Metrioptera bicolor*	
	Isophya modesta	*Saga pedo*	*Chorthippus mollis*
	Isophya modestior	*Chorthippus dorsatus*	*Aiolopus strepens*
	Meconema thalassinum		
	Tettigonia viridissima		
	Pholidoptera griseoaptera		
	Pachytrachys gracilis		
	Ephippiger ephippiger		
	Odontopodisma decipiens		
	Euthystira brachyptera		
	Tetrix subulata		
	Tetrix bipunctata		
Szórványos	*Pholidoptera fallax*	*Omocestus haemorrhoidalis*	
	Barbitistes serricauda		

re. Az említett okok mellett a szőlőültetvények terjeszkedése és a gondatlanul okozott tűzesetek is erősen veszélyeztetik a még meglévő természetközeli élőhelyeket.

A hegység Orthopteráinak csaknem egésze a szibériai és a mediterrán faunakörbe sorolható. A több élőlénycsoportban is megfigyelhető erős szubmediterrán hatás következtében a mediterrán (déli) elemek részesedése igen nagy. A relatív gyakoriságok alapján ez az arány 1997–2002 között, növényzeti típustól függően átlag 68–78%. Összehasonlítva más területekkel ez igen nagynak tekinthető (Aggteleki-karszt 47,1% (Rácz *et al.* 1996), Bakony 47,5% (Rácz 1979)). A legmagasabb értékek a zárt (dolomit) sziklagyepekben tapasztalhatók (átlag 77,9%), ezt a lejtősztyeppek (átlag 70,9%) és végül a nyílt sziklagyepek (átlag 67,3%) követik. A csoport legfontosabb fajai a védett *Isophya modesta, I. modestior, Saga pedo* és az *Aiolopus strepens*. A szibériai faunakört az angarai elemek képviselik. Két jellemző fajuk a *Calliptamus italicus* és a *Stenobothrus lineatus*. Ezenkívül szibériai- és európai-policentrikus, valamint policentrikus elemekkel találkozhatunk, ám ezek aránya nem éri el az átlag 15%-ot. A többváltozós módszerekkel végzett elemzés eredménye szerint az egyes növényzeti típusok Orthoptera-együttesei minden vizsgált évben jól elkülönültek. Az együttesek megadását az egyes évek közti nagy eltérések és az együttesek gyors fenológiai változása egyaránt nehezítette. A legnagyobb változásokat a löszgyepek közösségeiben tapasztaltam.

A karsztbokorerdő-sziklagyep mozaikok és a lejtősztyeppek jellemző együttesének domináns fajai a *Pezotettix giornae* és a *Stenobothrus lineatus*. A zártabb gyepek saját jellemző fajai az *Euchorthippus declivus* és a *Saga pedo*. A nyílt sziklagyepeket a *Calliptamus italicus* és az *Oedipoda caerulescens* magas dominanciája jellemzi. Az egyes növényállományok jellemző fajait az 1. táblázat mutatja.

Bár a fenológiai változások általában nagyok, a különböző együttesek hasonlóan viselkednek. A kora nyári időszakban a minták közti eltérések nagyok, mivel az együttesek differenciális fajainak (*Isophya modesta, Isophya modestior, Pachytrachis gracilis, Odontopodisma decipiens, Omocestus haemorrhoidalis*) többsége ilyenkor van jelen. Később a gyepek kiszáradásával ezek eltűnnek, és az együttesek hasonlósága nő. Ősszel már csak néhány általánosan elterjedt, illetve kései faj található (*Platycleis grisea, Calliptamus italicus, Chorthippus brunneus, C. biguttulus, Gomphocerippus rufus*). Ekkor az eltérések további csökkenése mellett a fajkészlet és a dominanciarangok jelentős átrendeződése is megfigyelhető.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönöm dr. Rácz Istvánnak, dr. Varga Zoltánnak és Nagy Barnabásnak értékes szakmai tanácsaikat és biztatásukat. Köszönöm Sólymos Péternek, Mezei Juditnak és Majoros Boglárkának a terepi munkában nyújtott segítségüket és a Duna–Dráva Nemzeti Parknak, hogy engedélyével lehetővé tette munkámat. A Pro Renovanda Cultura Hungariae Közalapítványnak többszöri anyagi támogatásáért tartozom köszönettel.

Irodalomjegyzék

Dénes, A. (1998): A Villányi-hegység Chrysopogono-Festucion dalmaticae társulásai. – In: Csontos, P. (szerk.): *Sziklagyepek szünbotanikai kutatása*. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 57–76.

Nagy, B. (1974): Reliktum Saltatoria fajok a pusztuló Bélkő hegyen. – *Folia Ent. Hung.* **1**: 139–144.

Nagy, A. & Nagy, B. (2000): Orthoptera fauna of the Villány Hills (South Hungary). – *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* **10**: 147–156.

Nagy, B., Kiss, B. & Nagy, L. (1983): Saga pedo Pall. (Orthoptera Tettigoniidae): Verbeitung und ökologische Regelmässigkeiten des Vorkommens in SO-Mitteleuropa. – *Verh. SIEEC*, ***10***: 190–192.

Rácz, I. (1979): A Bakony-hegység egyenesszárnyú (Orthoptera) faunájának alapvetése. –*Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* **14**: 95–114.

Rácz, I. (1998): Biogeographical survey of the Orthoptera Fauna in Central Part of the Carpathian Basin (Hungary): Fauna types and community types. – *Articulata* **13**(1): 53–69.

Rácz, I. & Varga, Z. (1984): Adatok a Mecsek és a Villányi-hegység Orthoptera faunájának ismeretéhez. – *A Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* **29**: 29–35.

Rácz, I., Varga, Z., Mező, H. & Parragh, D. (1996): Studies on the Orthoptera fauna of the Aggtelek Karst. – In: Tóth, E. & Horváth, R. (szerk.): *Research in Aggtelek National Park and Biosphere Reserve II.* ANP Füzetek I, Jósvafő, pp. 99–107.

Orthoptera assemblages of the xerotherm grasslands of the Villány Hills (South Hungary)

Nagy, A.

Department of Zoology, University of Debrecen
Evolutionary Genetics and Conservation Biology Research Group, Hungarian Academy of Science
H-4010 Debrecen, P. O. Box 3, Hungary

Abstract: The Orthoptera fauna of the Villány Hills has been being investigated since the 50s. Regular studies have been made since 1997. Up to the present 44 Orthoptera species (21 Ensifera and 23 Caelifera) have been found in the hills. This fauna is characterised by high ratio (68–78%) of the southern (e.g. Mediterranean, Ponto-Mediterranean) elements, because of the strong sub-Mediterranean effect on this region. In the different habitats there are two types of Orthoptera assemblages. The closed grasslands are characterised by the high dominance of *Stenobothrus lineatus* and *Pezotettix giornae*. In the open habitats *Calliptamus italicus* and *Oedipoda caerulescens* were the most dominant species. Some of the seminatural habitats were already destroyed and the Orthoptera assemblages are endangered by different habitat disturbances (mining, surface-fire, agriculture, vineyards).

Key words: Orthoptera assemblages, conservation, Villány Hills

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 255–261, 2004

A Mecsek és a Baranyai-dombság másodlagos jellegtelen gyepjei, mint tarszafajok (Orthoptera, *Isophya*) élőhelyei

Purger Dragica[1] és Vadkerti Edit[2]

[1]*Janus Pannonius Múzeum Természettudományi Osztály*
7623 Pécs, Szabadság u. 2, E-mail: dragica@ttk.pte.hu
[2]*Pécsi Tudományegyetem, TTK, Biológiai Intézet, Zootaxonómiai és Szünzoológiai Tanszék*
7624 Pécs, Ifjúság útja 6, E-mail: vadkerti@ttk.pte.hu

Összefoglaló: A Mecsekben és a Baranyai-dombságon 4 tarszafaj él, a fokozattan védett *Isophya costata* és a védett *I. brevipennis, I. modesta, I. modestior.* Ismereteink szerint a tarszák érzékenyek a zavarásra, ezért előnyben részesítik a természetközeli, teljes borítású, többrétegű gyepeket. A vizsgált területen eddig mintegy 64 lelőhelyen bizonyítottuk előfordulásukat, de a lelőhelyek 53%-a másodlagos, félszáraz, jellegtelen gyep volt. Ezeknek a másodlagos gyepeknek a jellemzőit (növényfaj-összetétel, tápnövények jelenléte, borítás, gyep struktúra, gyepkezelés) vizsgáltuk. A zavarástűrő és generalista növényfajok, valamint gyomok domináltak. Mindegyik lelőhelyen előfordultak a tarszák ismert tápnövényei. Bebizonyosodott, hogy a gyep struktúrája fontos tényező a tarszák számára, hiszen a nyílt, száraz, rövid füvű gyepekben nem fordultak elő. Műtrágyázott gyepekben sem találtuk őket. Megállapítottuk, hogy ha a másodlagos gyepeket is hagyományos módon kezelték, mint a természetközeli gyepeket (télvégi égetés, mérsékelt legeltetés, kaszálás), vagy felhagyták őket, a tarszák előfordulási esélyei hasonlók.

Kulcsszavak: gyepstruktúra, *Isophya*, kezelés, másodlagos gyep, természetvédelem

Bevezetés

Az egyenesszárnyúak élőhelyválasztásánál fontos szerepet játszanak a mikroklimatikus tényezők (hőmérséklet, nedvesség, szélerősség, napsugárzás), amelyek szoros kapcsolatban állnak a növényzet struktúrájával (Varga 1997, V. Sipos & Varga 1998). Ezenkívül a növényevő rovaroknál fontos a tápnövények jelenléte (Joern *et al.* 2000). A tarszák polifágok, lágyszövetű kétszikűekkel táplálkoznak, mint pl. pimpók, szamóca, zsályák (Varga 1999), galajfélék és pillangósvirágúak (Nagy & Szövényi 1999).

A szekunder szukcesszió során változnak az élőhelyek kvalitatív jellemzői (a növényzet fajkészlete és struktúrája), és ennek hatása van a rovarok térbeli megjelenésére (Bourn & Thomas 2002, Guido & Gianelle 2001, Steffan-Dewenter & Tscharntke 2002).

A Mecsekben és a Baranyai-dombságban 4 tarszafaj él, a fokozattan védett *Isophya costata* és a védett *I. brevipennis, I. modesta, I. modestior* (Vadkerti *et al.* 2003). Imágóik a többi egyenesszárnyú fajokhoz képest már kora tavasszal megjelennek. Az élőhelyválasztásukkal kapcsolatos tényezők kevésbé ismertek, de érzékenyek a zavarásra, ezért előnyben részesítik a természetközeli, teljes borítású, többrétegű gyepeket (Nagy 1991, Varga 1999).

Munkánk során azt vizsgáltuk, hogy: (1) a tarszák mennyire ragaszkodnak a természetközeli gyepekhez, illetve milyen gyakran fordulnak elő másodlagos gyepekben, (2) milyen a másodlagos gyepek fajkészlete és a tápnövények borítása, (3) a gyepstruktúra miként befolyásolja jelenlétüket, (4) van-e összefüggés a gyepek kezelési módja és a tarszák előfordulása vagy hiánya között, (5) milyen a másodlagos gyepek természetvédelmi értéke a növényzetet tekintve?

Módszerek

Vizsgált terület

A Mecsek hegység kb. 65%-át erdők, 18%-át szántók, 1%-át pedig természetközeli gyepek borítják. A Baranyai-dombság a Mecsektől dél–délkeletre terül el. Ezen a sűrűn lakott vidéken évszázadok óta intenzív mezőgazdasági tevékenység folyik. A fragmentált tájban a természetközeli növényzet borítása ezért kicsi. Az erdők és az akácosok a Baranyai-dombság területének mintegy 11%-át, a szántók viszont több mint 75%-át teszik ki (Marosi & Somogyi 1990). A gyepek (0,9%) leginkább másodlagos eredetűek, vagyis művelésből felhagyott területeken alakultak ki.

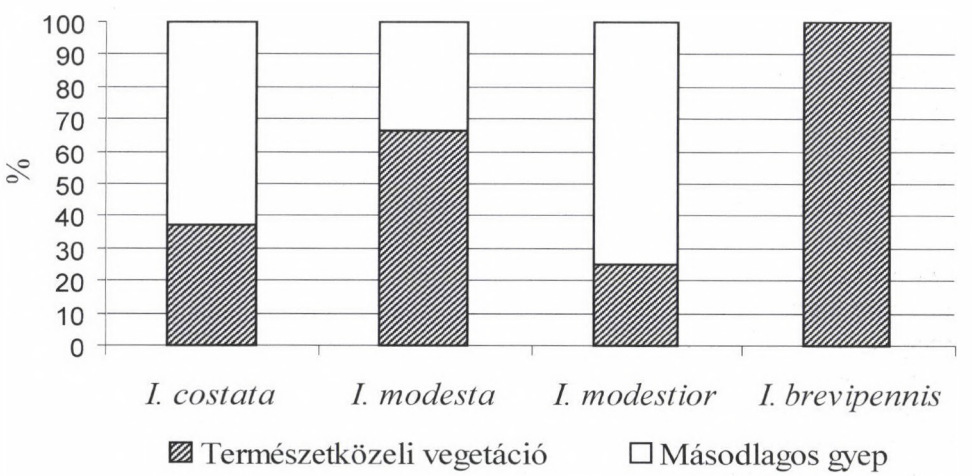
Adatgyűjtés

A terepmunkát 2001–2002-ben végeztük. A tarszafajok jelenlétét fűhálózással, hang alapján és egyedi megkereséssel állapítottuk meg. Feljegyeztük a növényzet magasságát, rétegződését, borítását és a fűfélék/kétszikűek arányát. Klasszikus cönológiai felvételeket készítettünk 2 m × 2 m-es kvadrátokkal. A cönológiai táblázatot 20 felvételből állítottuk össze és az alapján felsoroltunk néhány jellegzetes növényfajt, annak borítási és konstancia értékét. A gyepek használatát az empirikus terepi megfigyelésekből és a helyi lakosoktól kapott információkból állapítottuk meg. Elemeztük a gyepeket alkotó növények szociális magatartástípusait és természetvédelmi értékét (Borhidi 1995).

Eredmények

A vizsgált területen, 64 lelőhelyen találtunk tarszákat, ebből több mint a fele (53%) másodlagos gyep volt. Az *I. costata* összesen 41 lelőhelyen fordult elő, és ebből 26 esetben másodlagos gyepben. Az *I. modesta* esetében 6 lelőhelyből 2, az *I. modestior* esetében pedig 8 lelőhelyből 6 volt másodlagos gyep. Az *I. brevipennis* egyedeit csak természetközeli élőhelyeken találtuk meg (1. ábra).

Azokban a másodlagos gyepekben, amelyek a tarszák számára megfelelő élőhelynek bizonyultak, a következő füvek voltak állományalkotók: *Poa angustifolia* (+–3, V), *Dactylis glomerata* (+–3, V) és *Arrhenatherum elatius* (1–2, IV), előfordult még a *Bromus erectus* (2–3, I) és az *Agropyron intermedium* (+–2, II). A növényzet zárt, összborítása 90%, 2–3 rétegből állt, magassága 30–95 cm volt. A füvek borítási értéke 20–60%, míg a kétszikűek aránya 30–70% közt változott. Mindegyik lelőhelyen előfordult a tarszák valamelyik tápnövénye: *Galium verum* (+–2, V), *G. mollugo* (+–3, IV), *Lotus corniculatus* (+–2, II), *Trifolium* spp. (+–1, II), *Centaurea* spp. (+–2, II), *Pastinaca sativa* (+–1, II), *Salvia nemorosa* (+–3, I), *S. pratensis* (+, I), *Lathyrus tuberosus* (1, I), *Sanguisorba minor* (+–1, I), *Medicago* spp. (+, I), *Vicia* spp. (+–3, I), *Taraxacum officinale* (+, I). Egyes tápnövények, mint pl. a galajok, majdnem mindegyik lelőhelyen előfordultak nagy borítással. A galajok mellett mindig találtunk más tápnövényeket is. Két helyen azonban csak két tápnövény fordult elő kis egyedszámmal. Egyik lelőhelyen a *Lathyrus tuberosus* (1) és *Trifolium campestre* (+), a másikon pedig *Lathyrus tuberosus* (1) és *Centaurea biebersteinii* (+).



1. ábra. Tarszafajok előfordulási aránya természetközeli vegetációban és másodlagos gyepekben.

A nyílt, rövid füvű, kevésbé strukturált gyepekben, függetlenül attól, hogy mennyire fajgazdagok és természetközeli állapotúak, egyik tarszafaj egyedeit sem találtuk meg.

A Mecseken és a Baranyai-dombságon 53 másodlagos jellegtelen gyepet vizsgáltunk meg, melyeket különböző módon kezeltek vagy használtak. Ebből 26 helyen fordultak elő a tarszafajok egyedei (1. táblázat). A 10 évnél fiatalabb parlagokon, erősen legeltetett, tavasszal égetett, műtrágyázott gyepekben nem fordultak elő.

A vizsgált gyepekben zavarástűrő (50%) és generalista fajok (20%), valamint gyomok (10%) domináltak. A felmérések során mindössze egy védett növény, a *Gentiana cruciata* fordult elő kis számban.

Értékelés

A másodlagos gyep fajkészlete és struktúrája a szukcessziós stádiumtól is függ. Fiatal parlagon az egynyári pionír gyomok dominálnak, a tápnövények ritkán, kis borítással fordulnak elő. A kezdeti fázisokban a gyep nyílt jellegű, borítása általában kevesebb mint 60%. A növényzet kevésbé strukturált (akkor is, ha borítása nagyobb), és valószínű emiatt az *Isophya* fajoknak nem felelnek meg a fiatal parlagok. Megfigyeléseink szerint, strukturált gyepekről nem telepszenek át a 10 évnél fiatalabb parlagra akkor sem, ha azok közel vannak vagy érintkeznek. A tar-

1. táblázat. Tarszák előfordulásai különböző módon kezelt gyepekben.

Kezelési módok	Van	Nincs
Fiatal parlag	0	10
Idősebb parlag (több mint 10 éves)	26	17
Nyílt rövidfüvű gyep (borítása < 60%, fű < 30 cm)	0	9
Zárt gyep (borítása > 60%, fű > 30 cm)	26	18
Tavasszal égetett	0	5
Nem- vagy télen égetett	26	22
Műtrágyázott	0	5
Nem műtrágyázott	26	22
Erősen legeltetett	0	12
Nem- vagy mérsékelten legeltetett	26	15
Nem kaszált	18	18
Kaszált	8	9
Felhagyott, cserjésedő	2	4
Hagyományosan használt	24	23

szák a 11–20 éve felhagyott parlagokon fordulnak elő, ahol a gyepek többnyire zártak, nagyobb a kétszikűek aránya és a tápnövények borítása.

Az egyenesszárnyú együttesek indikálják a növényzet természetességét, a legdegradáltabb gyepekben az egyedszám, a természetközeli gyepekben pedig a fajszám nagyobb (Báldi & Kisbenedek 1997). Krausz és mtsai (1995) kimutatták, hogy az egyenesszárnyú közösségek számára az elszigetelt élőhelyek közötti távolság fontosabb, mint a növényzet fajösszetétele és struktúrája. Az élőhely (fű magassága), valamint a tájkép jellemzői (a vegetációfolt mérete, folyosók száma) és az egyenesszárnyú rovarok előfordulása között összefüggés van (Báldi & Kisbenedek 1999, Kisbenedek & Báldi 2000). Eredményeink alapján az élőhely jellemzői közül a gyep zártsága, a fű magassága és a gyep kezelési módja bizonyult a legfontosabbnak.

Az égetést viszonylag gyakran alkalmazzák a száraz gyepek kezelésére, az avar eltávolítására és a cserjék visszaszorítására. Közismert, hogy a tűz negatív hatással van a rovarpopulációkra (Nagy 1991, Swengel 2001). A tavaszi égetés elpusztítja az éppen kikelő tarszákat is. A gyepek égetését a tél végén (februárban) ajánlatos végezni, amikor a növényzet és a rovarok még nyugalmi fázisukban vannak.

Műtrágyázás hatására a növényzet magasabb, és a füvek részesedése nő a kétszikűek rovására. Csökken a rovarok fajszáma, de bizonyos gyakori fajok tömegessé válhatnak (Morris 2000). Megfigyeléseink szerint a tarszák kerülik a műtrágyázott gyepeket akkor is, ha azok struktúrája számukra megfelelő lenne.

A mérsékelt legeltetés nem befolyásolja szignifikánsan az egyenesszárnyú együtteseket, de jelentős különbségek figyelhetők meg gyakoriságukban és a populációk dinamikájában a legeltetett és nem legeltetett területek között (Kisbenedek 1995). Eredményeink azt mutatják, hogy az erősen legeltetett gyepek nem megfelelő élőhelyek a tarszák számára, mivel a gyep struktúrája egyszerűvé válik, a fű magassága csökken, a legelő állatok taposása pedig elpusztíthatja őket.

A száraz gyepekben a kaszálást, mint hagyományos mezőgazdasági kezelést ritkábban alkalmazzák. Kivételt képeznek az utak mentén lévő gyepsávok, amelyeket évente 1–2 alkalommal kaszálják. Nagy (1991) szerint a kaszálás negatív hatással van a tarszákra. A vizsgált területen rendszeresen kaszált gyepek és út menti gyepsávok megfelelő élőhelynek bizonyultak. Valószínűleg azért, mert a kaszálást akkor végezték, amikor a tarszák fejlődése már majdnem befejeződött. Guido & Gianelle (2001) szerint a kaszálás hatása akár pozitív is lehet egyes egyenesszárnyú fajokra. Raemakers és mtsai (2001) kimutatták, hogy az út menti gyepek ökológiai folyosóként működnek és fontos élőhelyeik a ritka és veszélyeztetett rovaroknak.

A növényfajok tekintetében ezek a másodlagos gyepek természetvédelmi szempontból nem értékesek, de mivel a fokozattan védett *Isophya costata* és a védett *I. modesta* és *I. modestior* nagy számban fordulnak elő, kezelésükre nagyobb figyelmet kellene fordítani.

Amennyiben a másodlagos gyepeket hagyományos módon kezelik, a tarszák előfordulási esélyei hasonlóak, mint a természetközeli gyepekben.

*

Köszönetnyilvánítás – A terepmunkát KAC pályázatok (K0440292001, K0440142001) támogatásával végeztünk. Köszönjük dr. Kevey Balázsnak, hogy az NS adatfeldolgozó programot rendelkezésünkre bocsátotta, valamint Trócsányi Balázsnak, aki az angol fordításunkat jobbá tette. Hálával tartozunk az ismeretlen lektornak a kézirathoz fűzött észrevételeiért és javító megjegyzéseiért.

Irodalomjegyzék

Báldi, A. & Kisbenedek, T. (1997): Orthopteran assemblages as indicators of grassland naturalness in Hungary. – *Agriculture, Ecosystems* & Environment **66**: 121–129.

Báldi, A. & Kisbenedek, T. (1999): Orthopterans in small steppe patches: an investigation for the best-fit model of species-area curve and evidences for their non-random distribution in the patches. – *Acta Oecol.* **20**: 125–132.

Borhidi, A. (1995): Social behavior types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. – *Acta Bot. Hung.* **39**: 97–181.

Bourn, A. D. N. & Thomas, J. A. (2002): The challenge of conserving grassland insects at the margins of their range in Europe. – *Biol. Conservation* **104**: 285–292.

Guido, M. & Gianelle, D. (2001): Distribution patterns of four Orthoptera species in relation to microhabitat heterogeneity in an ecotonal area. – *Acta Oecol.* **22**: 175–185.

Joern, A., Kemp, P. W., Belovsky, E. G. & O'Neill, K. (2000): Grasshoppers and vegetation communities. – In: Cuningham, G. L. & Sampson, M. W. (eds): *Grasshopper integrated pest managment user handbook.* U.S. Dept. Agric. Anim. and Plant Health Insp. Serv. Technical Bulletin, Washington, No. 1809, IV–3, pp. 1–10.

Kisbenedek, T. (1995): The effects of sheep grazing on the community structure of grasshoppers (Orthoptera). – *Folia ent. hung.* **16**: 45–56.

Kisbenedek, T. & Báldi, A. (2000): What factors govern Orthopteran community structure and species prevalence? – In: Lockwood, J. A. *et al.* (eds): *Grasshoppers and grassland health.* Kluwer Academic Publishers, pp. 97–107.

Krausz, K., Pápai, J. & Gallé, L. (1995): Composition of Orthoptera assemblages in grassland habitats at Lower Tisza flood plain. – *Tiscia* **29**: 47–52.

Marosi, S. & Somogyi, S. (szerk.) (1999): *Magyarország kistájainak katasztere.* – MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest.

Morris, M. G. (2000): The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. – *Biol. Conservation* **95**: 129–142.

Nagy, B. (1991): A természeti környezet és az egyenesszárnyú rovarok (Orthoptera) viszonya Budapest körzetében. – *Term.véd. Közlem.* **1**: 69–79.

Nagy, B. & Szövényi, G. (1999): A Körös–Maros Nemzeti Park állatföldrajzilag jellegzetes Orthoptera fajai és konzervációökológiai viszonyaik. – *Term.véd. Közlem.* **8**: 137–160.

Raemakers, I. P., Schaffers, A. P., Sykora, K. V. & Heijerman, T. (2001): The importance of plant communities in road verges as a habitat for insects. – *Proc. Exper. Appl. NEV* **12**: 101–106.

Steffan-Dewenter, I. & Tscharntke, T. (2002): Insect communities and interactions on fragmented calcareous grasslands – a mini review. – *Biol. Conservation* **104**: 275–284.

Swengel, A. B. (2001): A literature review of insect responses to fire, compared to other conservation managements of open habitat. – *Biodiversity and Conservation* **10**: 1141–1169.

Vadkerti, E., Szövényi, G. & Purger, D. (2003): The Isophya fauna of Mecsek and Villány hills, SW Hungary (Insecta: Orthoptera) – *Folia Comloensis* **12:** 73–78.

Varga, Z. (1997): Trockenrasen im pannonishen Raum: Zusammenhang der physiognomischen Struktur und der floristischen Komposition mit den Insektenzönosen. – *Phytocoenologia* **27**: 509–571.

Varga Z. (1999): Löszpusztagyepek állatközösségei. – In: Borhidi, A. & Sánta, A. (szerk.): *Vörös könyv Magyarország növénytársulásairól*. Budapest, vol. 2, pp. 15–18.

V. Sipos, J. & Varga, Z. (1998): Löszgyepek és félszáraz gyepek: kompozíció, struktúra, rovar-közösségek. – *Kitaibelia* **3**: 331–334.

Secondary grasslands in the Mecsek and Baranya Hills as bushcricket (Orthoptera, *Isophya*) habitats

Purger, D.[1] and Vadkerti, E.[2]

[1]Natural History Department, Janus Pannonius Museum
H-7623 Pécs, Szabadság u. 2, Hungary
[2]Department of Zootaxonomy and Synzoology, Institute of Biology, University of Pécs
H-7624 Pécs, Ifjúság útja 6, Hungary

Abstract: There are 4 bushcricket species in the Mecsek and Baranya Hills: the strictly protected *Isophya costata* and the protected *I. brevipennis, I. modesta, I. modestior*. They are sensitive to disturbances, and prefer natural, seminatural grasslands with total cover and multiple-layer structure. We found bushcrickets in 64 localities (53% were secondary grasslands). The characteristics of these grasslands (floristical composition, abundance of food plants, cover, structure, disturbances, management) have been investigated. Disturbance tolerant plants, generalists and weeds were dominant. The food plants were present on every site. Grassland structure is very important for bushcrickets, they did not occur in open habitats with short grasses. Grasslands managed with synthetic fertilizers were not favoured by them. We conclude that the persistence of grasshoppers in secondary grasslands depends on traditional management (burning by the end of winter, moderate grazing, mowing) or on abandonment.

Key words: conservation, grassland structure, *Isophya*, management, secondary grassland

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 263–270, 2004

Veszélyeztetett Orthoptera populációk mozgásmintázatának vizsgálati lehetőségei a rövidszárnyú rétisáska (*Euchorthippus declivus*) nyomán

Pápai János és Krausz Krisztina

7100 Szekszárd, Cinka u. 96, E-mail: papaij@freemail.hu

Összefoglaló: A veszélyeztetett egyenesszárnyú (Orthoptera) populációk védelmének megszervezéséhez fontos ismernünk a védendő fajok mozgásmintázatát, az általuk „bejárt" terület nagyságát zavartalan élőhelyen és menekülés közben egyaránt. E probléma vizsgálati lehetőségeit teszteltük egy gyakoribb Orthoptera (Caelifera, Acrididae) faj, a rövidszárnyú rétisáska (*Euchorthippus declivus*) bugaci populációjában. Vizsgálatainkat háromféle módszerrel végeztük: (1) jelölés-visszafogással követtük nyomon az állatok mozgását zavartalan gyepben, (2) napi aktivitásvizsgálattal figyeltük a mozgás intenzitásának változását egy napon belül, (3) menekülésre kényszerítve tanulmányoztuk az így megtett út távolságát. Munkánk során 924 egyed adatait dolgoztuk fel, tanulmányoztuk a nemek közötti különbségeket is. A jelölés után 6 órával 53,8%-os visszafogás mellett az egyedek 78,6%-át a megjelölt helyen fogtuk vissza. A nemek közötti migrációs különbségek kimutathatóak voltak, a hímek nagyobb területet jártak be, aktívabbak voltak a nőstényeknél. Egy napon belül a mozgási aktivitásuk különbözött, 14 órakor tették meg a legnagyobb utat, átlagosan 98 cm-t. Menekülésкor egyenletes (28–48 cm-es) ugrásokkal, 10 ugrással átlagosan 223 cm utat tettek meg. Mindezek alapján a vizsgált faj minimális élőhelyigénye pontosabban meghatározható az élőhelyét érő zavaró hatások következménye jobban előre jelezhetővé válik, mely a veszélyeztetett populációk védelme érdekében nélkülözhetetlen.

Kulcsszavak: diszperziós vizsgálatok, *Euchorthippus declivus*, jelölés-visszafogás

Bevezetés

A természetes és természetközeli élőhelyek többsége ma már különböző mértékben zavart. A zavarás hatásának megismerése az ott élő védett vagy veszélyeztetett populációk túlélése szempontjából sokszor nélkülözhetetlen. Zavart élőhelyen a túlélést, a megfelelő természetvédelmi stratégia kidolgozását nagyban elősegítheti a veszélyeztetett populációk diszperziós képességének, napi mozgásmintázatának, napi aktivitásának vagy a menekülés közben megtett út távolságának tanulmányozása. A védett és fokozottan védett fajok vizsgálati lehetőségeit érdemes tesztelni egy gyakoribb faj populációjában, és e tapasztalatokat felhasználni

a kezelési tervek kialakításában. Így a jelenleg nem veszélyeztetett populációkról is adatokat gyűjtünk.

Így van ez az egyenesszárnyú rovarok esetében is, mely csoportban mind taxonómiailag, mind életmód, viselkedés területén igen különböző fajokat kezelünk együtt. Ma már elfogadott e rovarcsoport két külön rendbe (Caelifera, Ensifera) sorolása. Az Orthoptera populációk kezelési stratégiájának szempontjából fontos, hogy a hazai fajok 25%-a védett. Ugyanakkor a nem védett fajok szerepe is kiemelkedő jelentőségű az életközösségek szempontjából. Nem teljesen tisztázott még az egyes populációk mobilitási hajlama, menekülésükkor és zavartalan állapotban a megtett út távolsága, bár egyre több faj ez irányú vizsgálata kerül előtérbe (Altmoos 2000, Hartmann & Reich 1998, Jansen & Reich 1998). Az egyes fajok migrációs képessége eltérő. Szárnyhosszúságuk és mobilitási hajlamuk alapján Nagy (1992) négy csoportba sorolta őket. Sok Orthoptera fajnak tulajdonított jó migrációs képesség azonban nem zárja ki, hogy zavartalan területeken hosszabb ideig helyben maradjanak (Pápai & Krausz 1998).

E probléma vizsgálati lehetőségeit teszteltük egy rövid szárnyú, közepes migrációs képességű, xerofil gyepekben gyakoribb Orthoptera (Caelifera, Acrididae) faj, a rövidszárnyú sáska (*Euchorthippus declivus*) bugaci populációjában.

Módszerek

A tanulmányozott állatok mozgását 1998, 2000 és 2002 augusztusában Bugacpuszta *Potentillo-Festucetum pseudovinae* legelőjén vizsgáltuk. Vizsgálatainkat háromféle módszerrel végeztük: (1) jelölés-visszafogással követtük nyomon az állatok mozgását zavartalan gyepben, (2) napi aktivitásvizsgálattal figyeltük a mozgás intenzitásának változását egy napon belül, (3) menekülésre kényszerítve tanulmányoztuk az így megtett út távolságát.

A jelölés-visszafogás módszer alkalmazásakor mind jelöléskor, mind visszafogáskor az állatok menekülését a vizsgált 2 m × 2 m-es kvadrátok körbekerítésével akadályoztuk meg. A jelölést különböző színű „edding 300" markerrel végeztük az egyenesszárnyú rovarok előhátának oldalán. A jelölés során négyféle színnel és azok kombinációjával különböztettük meg az egyes kvadrátok egyedeit egymástól, egyedi jelölést nem végeztünk. Jelölés után az állatokat a körbekerített kvadrátba tettük, majd 1 óra múlva elvettük a kerítést. 4–6 óra, 3 nap és 14 nap múlva visszahelyeztük és visszafogtuk a megjelölt egyenesszárnyú rovarokat a helyszínen határozva és becsülve az általuk megtett távolságot. A távolság pontosabb becslését 2 méterenként egy-egy jelölő karó segítette. A kapott eredményeket

Mann–Whitney próbával teszteltük, az összefüggéseket Spearman-féle rangkorreláció segítségével állapítottuk meg.

A napi aktivitás változását 8 és 18 óra között kétóránként egyedi megfigyeléssel tanulmányoztuk. Az állatokat 10–10 percig folyamatosan, látótávolságból figyelve feljegyeztük tevékenységeiket, mozgásuk aktivitását és távolságát. Hatféle tevékenységet különböztettünk meg: ciripel, tisztálkodik, táplálkozik, ül, mászik, ugrik, melyek intenzitását 0 és 3 közötti számmal jellemeztük. Feljegyeztük a vizsgálati idő alatt megtett út távolságát, valamint azt, hogy milyen növényen töltötte az állat a legtöbb időt. Tanulmányoztuk a nemek közötti különbséget is. A kapott eredményeket Mann–Whitney próbával teszteltük.

Állandó zavarással menekülésre kényszerítve az állatokat, mértük az általuk megtett ugrások távolságát. A tapasztalatok alapján az első tíz ugrást mértük, az állatok többsége a tizedik ugrás után a növényzetbe lapult, nem lehetett további mozgásra kényszeríteni. Mértük az első és utolsó ugrás közötti távolságot (EV), és az egyes ugrások nagyságát külön-külön.

Eredmények

Jelölés-visszafogás

Összesen 652 egyedet jelöltünk meg. A visszafogás 6 óra, 3 nap és 14 nap múlva történt (1. táblázat). A jelölés után 6 órával 53,8%-os visszafogás mellett az egyedek 78,6%-át a megjelölt helyen fogtuk vissza. A 6 órás, 3 napos és 14 napos várakozás után átlagosan a jelölt egyedek 14,42%-át fogtuk vissza. A jelölés helyétől megtett út a jelölés és visszafogás közötti idő növekedésével nőtt: 6 óra alatt az egyedek átlagosan 0,49 métert, 3 nap alatt 4,37 métert, 14 nap alatt 11,87 métert tettek meg a jelölés helyétől. Az egyedek által megtett út és az egyedszám növekedése között nem találtunk összefüggést (Rangkorreláció: $b = -0{,}02$, $r_s = -4{,}11$, $p > 0{,}1$), az egyedek többségét a jelölés 10 méteres körzetében fogtuk vissza (1. ábra).

A nemek között nem tudtunk diszperziós különbséget kimutatni, a hímek és nőstények mozgása nem különbözött egymástól (Mann–Whitney próba: $p > 0{,}1$).

Aktivitásvizsgálat

Az aktivitásvizsgálat során az egyes megfigyelési időkben 20–20, összesen 240 egyed tevékenységét figyeltük meg. Az átlaghőmérséklet a vizsgált napokban 14 órakor érte el a maximumot. Egy napon belül, a hőmérséklet változásához ha-

1. táblázat. A jelölés-visszafogás aránya és a jelöléstől megtett út átlagos távolsága a rövidszárnyú rétisáska vizsgált populációjában.

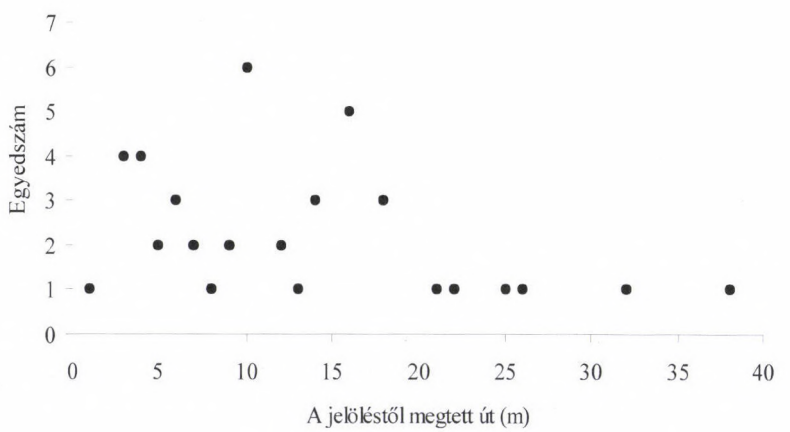
	A visszafogás ideje			
	6 óra múlva	3 nap múlva	14 nap múlva	Összesen
Jelölt egyedek száma	78	56	518	652
Visszafogott egyedek száma	42	8	44	94
Visszafogás aránya	53,8%	14,3%	8,5%	14,4%
Hímek által megtett út (m)	0,47	4	12,95	
Nőstények által megtett út (m)	0,5	4,75	11	
Összes megtett út (m)	0,49	4,37	11,87	

sonlóan, az állatok mozgási aktivitása is különbözött. 14 órakor tették meg a legnagyobb utat, átlagosan 98 cm-t (2. ábra).

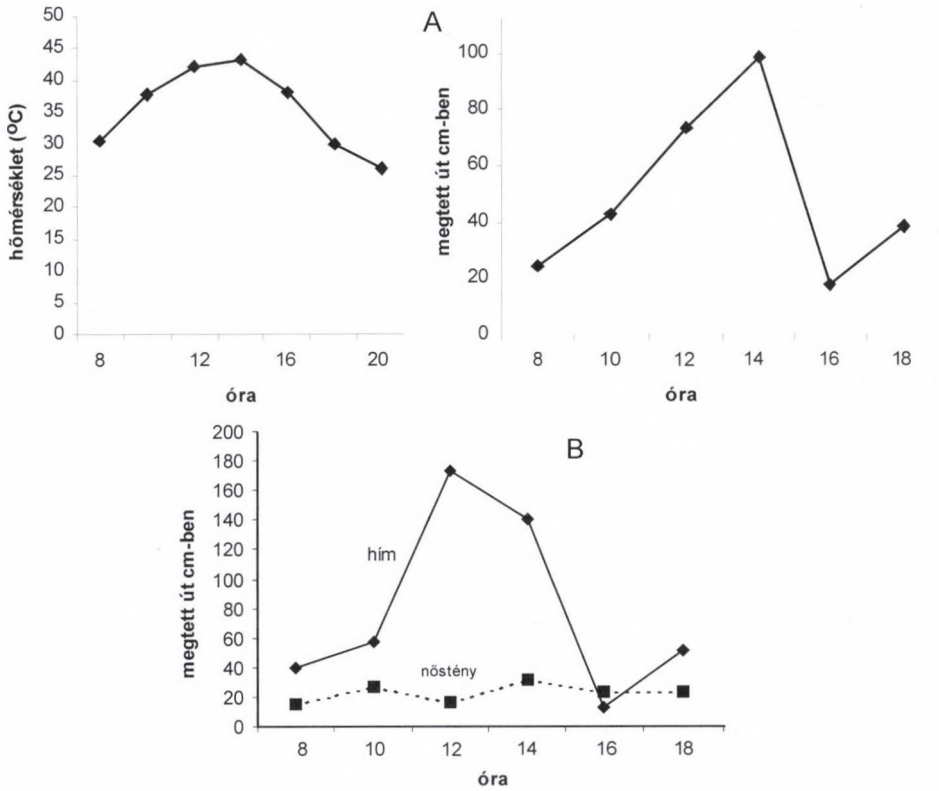
A mozgásmintázatban a nemek közötti különbségek kimutathatók, a hímek jóval mozgékonyabbak voltak, nagyobb területet jártak be (Mann–Whitney próba: $p = 0{,}03$), aktívabbak voltak a nőstényeknél (2. ábra). A hímek délben tették meg a legnagyobb távolságot, 173 cm-t a tízperces megfigyelési periódusban. Az általuk bejárt terület nagysága a nap folyamán nagy ingadozást mutatott, 8 és 16 órakor érte el a legkisebb értéket, 39 cm-t, ill. 13,4 cm-t. A nőstények mozgása a nap folyamán kisebb ingadozást mutatott, 15,46 és 31,9 cm között változott.

Menekülséses mozgás

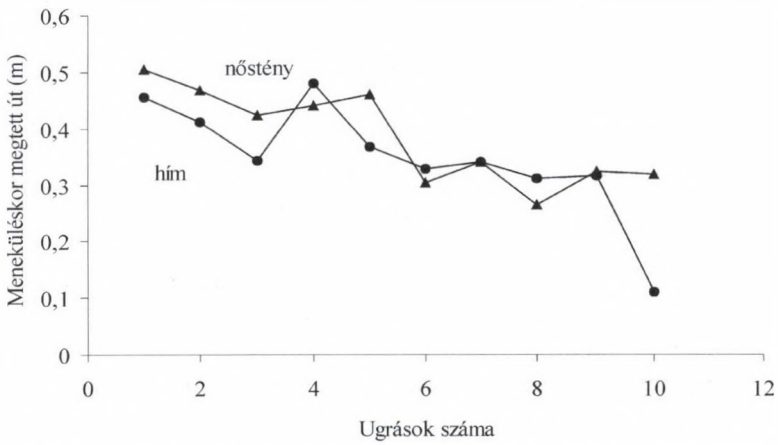
Az egyedek menekülséskor kb. egyenletes (28–48 cm-es) ugrásokkal, 10 ugrással átlagosan 223 cm utat tettek meg. A megtett út szélessége (az első és utolsó



1. ábra. A jelöléstől megtett út és az egyedek száma közötti összefüggés a visszafogások alapján.



2. ábra. A = A hőmérséklet napi ingadozása és az egyedek által 10 perc alatt megtett út napi változása; B = 10 perc alatt megtett út napi ingadozása nemek szerinti megoszlásban



3. ábra. Hímek és nőstények átlagos ugrástávolsága menekülésekor (n = 32, 17 nőstény, 15 hím).

ugrást összekötő egyenesre merőleges legnagyobb távolság az ugrási alakzatban) 82,6 cm volt. Nem találtunk különbséget a két nem ugrástávolsága között (Mann–Whitney próba: $p > 0,1$; 3. ábra).

Értékelés

Munkánk során a rövidszárnyú rétisáska bugaci populációjában teszteltük az Orthoptera fajok mozgásmintázatának vizsgálati lehetőségeit. Az egyenesszárnyú rovarok gyűjtésénél elterjedt módszer a fűhálózás. Előnye a gyorsaság, magas ismétlésszám, alacsony költségek mellett az is, hogy a szórványos elterjedésű fajokat arányosan gyűjti (Southwood 1978). Diszperziós vizsgálatokra azonban kevésbé alkalmas, hiszen eleve menekülésre kényszeríti az állatokat. Gyakran használatos a jelölés-visszafogás módszer a populációk nagyságának becslésére (Seber 1973), és az egyedek által megtett út tanulmányozására (Buchweitz & Walter 1992). Walter (1994) tanulmányában a jelölés és visszafogás között eltelt idő és az egyedek által megtett út között nem talált összefüggést a *Platycleis albopunctata* szöcskefajnál, jelen vizsgálat jelentős különbséget tárt fel a 6 óra, 3 nap és 14 nap múlva visszafogott állatok mozgásában. Míg 6 óra alatt átlagosan fél métert tettek meg az egyedek, 14 nap múlva ez az érték közel 11,89 m volt.

A visszafogási arány és az egyedek által megtett út függ a jelöléstől eltelt időtől. Ezt támasztják alá az általunk kapott eredmények, melyben a visszafogási arány 6 óra múlva 53,6%-os, 14 nap múlva 8,5%-os volt, hasonló arányban nőtt a diszperziós távolság is. Az a tény, hogy az egyedek nagy részét a jelölés közelében fogtuk vissza 6 óra múlva, mutatja, hogy zavartalan élőhelyen az egyedek élőhelyen belüli mozgása kismértékű, lassú. A 14 napos visszafogáskor tapasztalt kis visszafogási arányt (8,5%) a diszperzió mellett okozhatja a természetes mortalitási ráta, mely e növényevő rovarok esetében nagymértékű lehet (Hubbel & Foster 1986).

A menekülséses mozgás tanulmányozásakor az egyedeket egyenként menekülésre kényszerítve meghatározható egy olyan távolság a vizsgált populáció esetében, melyre az állat maximálisan képes fokozott veszélyeztetés esetén. Jelen esetben ez a távolság átlagosan 223 cm volt. Ezek az információk különösen fontosak lehetnek természetvédelmi kezelések tervezésénél, például sávos kaszálásnál a sávok közötti szélesség vagy a nem kaszált foltok méretének megadásánál (Margóczi & Kelemen 1997).

Az aktivitásvizsgálat legegyszerűbb szabadtéri módszere, hogy meghatározott időközönként bizonyos távolságról észlelt egyedet meghatározott ideig figyelünk, mely Bugacon az alacsony füvű homoki legelőgyepben jól megvalósítható.

A hímek nagyobb aktivitást mutattak, mozgékonyabbak voltak, mint a nőstények, hasonlóan más vizsgálatokhoz (Zöller 1995, Wagner 2000). A hímek mintegy másfélszer mozgékonyabbnak mutatkoztak a nőstényeknél, mozgáskörzetük tízszeresére nőtt a lárvákéhoz képest a magyar tarsza (*Isophya costata*) szöcskefajon végzett megfigyelések esetén is (Szövényi 1999). Vizsgálatunkban a hímek 12–14 órakor voltak a legaktívabbak, aktivitásuk a nap folyamán nagy ingadozást mutatott, a nőstények mozgékonysága egész nap alacsony volt. Az állatok mozgásaktivitásának változását a nap folyamán a gyepek kezelésének napi ütemezésénél is érdemes figyelembe venni, például a kaszálás időpontjának meghatározásánál.

Mindezek alapján a vizsgált faj élőhelyigénye pontosabban meghatározható az élőhelyét érő zavaró hatások következménye jobban előre jelezhetővé válik, mely a veszélyeztetett populációk védelme érdekében nélkülözhetetlen.

Irodalomjegyzék

Altmoos, M. (2000): Habitat, Mobilität und Schutz der Heuschrecken Sphingonotus coerulans (L., 1767) und Oedipoda caerulescens (L., 1758) in unrekultivierten Folgelandschaften des Braunkohlentagebaus im Südraum Leipzig. – *Articulata* **15**: 65–85.

Buchweitz, M. & Walter, R. (1992): Individualmarkierung von Heuschrecken – ein Erfahrungsbericht. – *Articulata* **7**: 55–61.

Hartmann, H. & Reich, M. (1998): Populationsstruktur und Mobilität von Bryodema tuberculata (Fabricius, 1775) in der Stora Alvaret (Öland, Sweden). – *Articulata* **13**: 109–119.

Hubbel, S. P. & Foster, R. B. (1986): Biology, chance, history and structure of tropical rain forest tree communities. – In: Diamond, J. & Case, T. J. (eds): *Community ecology*. Harper and Row, New York, pp. 285–299.

Jansen, B. & Reich, M. (1998): Zur populationsstruktur und Mobilität von Psophus stridulus in einer alpinen Wildflusslandschaft. – *Articulata* **13**: 121–125.

Margóczi, K. & Kelemen, J. (1997): *A természetvédelem gyakorlata*. – Egyetemi jegyzet, JATE, Szeged.

Nagy, B. (1992): Role of activity pattern in colonization by Orthoptera. – *Proceedings of the 4th ECE/XIII. SIEEC, Gödöllő, pp. 351–363.*

Pápai, J. & Krausz, K. (1998): Mozgásmintázat vizsgálata egyenesszárnyú rovarokon. – Szegedi Ökológiai Napok, Szeged, p. 54.

Seber, G. A. (1973): *The estimation of animal abundance and related parameters*. – Griffin, London.

Southwood, T. R. E. (1978): *Ecological methods with particular reference to the study of insect populations*. – Chapmann and Hall, London.

Szövényi, G. (1999): A magyar tarsza (Isophya costata, Brunner von Wattenwyl, 1878, Orthoptera, Tettigoniidae) ritkaságának okai, különös tekintettel mobilitási képességeire. – Diplomamunka, ELTE, Budapest.

Zöller, D. (1995): Untersuchungen zur Ökologie von Oedipoda germanica (Latreille, 1804) unter besonderer Berücksichtigung der Populationsstruktur, der Habitatbindung und der Mobilität. – *Articulata* **19**: 21–59.

Walter, R. (1994): Zur Mobilität und zum Habitat von Platycleis albopunctata (Goeze, 1778). – *Articulata* **9**: 1–23.

Wagner, G. (2000): Eine Populationsgefährdungsanalyse der Rotflügeligen Ödlandschrecke, Oedipoda germanica (Latr.1804) (Caelifera: Acrididae). – *Articulata* **9**: 1–126.

Possibilities of testing the movement patterns of endangered orthopterans based on the study of *Euchorthippus declivus* (Orthoptera, Caelifera, Acrididae)

Pápai, J. and Krausz, K.

H-7100 Szekszárd, Cinka u. 96, Hungary

Abstract: In order to be able to organise the protection of the endangered Orthoptera populations, it is important to know the movement patterns of the species to be defended and the measurements of the territory used by them both under undisturbed conditions and in escape. We have tested the research possibilities of this question in a population in Bugac in a common Orthoptera species, in *Euchorthippus declivus*. We have used three methods during our research: (1) following the movement of the animals by mark-recapture in undisturbed grass, (2) following the change of the movement intensity by observing the daily activity of the population, (3) studying the distance covered by them after having been forced to escape. In our research we have processed data of 924 individuals, also revealing the differences between the two sexes. At various times after marking – with 14.4% recapture after six hours – we captured 78.6% of the animals at the marked territory. The difference of migration was perceptible between the sexes: males wandered in a greater territory than females and were more active as well. Their movement activity varied within one day: they did the greatest distance at 2 p.m., as far as 98 cm on average. When escaping, they proceeded with regular (28–48 cm long) jumps, taking 223 cm on average with 10 jumps. On the basis of all this the minimal area of the species in question can be determined more easily, and the consequences of disturbance become more predictable, which are indispensable for the protection of the endangered species.

Key words: *Euchorthippus declivus*, mark-recapture, movement patterns

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 271–279, 2004

A fenyőtelepítések hatása a futóbogár közösségekre (Coleoptera: Carabidae) faunára a Bükk hegységben

Elek Zoltán[1], Magura Tibor[2] és Tóthmérész Béla[1]

[1]*Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, 4010 Debrecen, Pf. 71*
E-mail: elekz@tigris.klte.hu
[2]*Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék*
4010 Debrecen, Pf. 3.

Összefoglaló: Szubmontán bükkösök helyén létrehozott fenyőtelepítések futóbogár közösségekre gyakorolt hatását vizsgáltuk a Bükk hegységben. A mintavételi módszerként alkalmazott talajcsapdákat 5, 15, 30, illetve 50 éves lucfenyő-telepítésekben helyeztük el; a kontrollállomány szubmontán bükkös volt. A telepítésekben a futóbogarak fajszáma szignifikánsan alacsonyabb volt, mint a bükkösben. A béta-diverzitás a 15 és a 30 éves telepítések esetén alacsony volt; az 50 éves telepítésben valamelyest nagyobb. Az 5 éves telepítésben a nyílt területekre jellemző fajok fordultak elő. A korosodott állományokban a habitat generalista fajok, illetve a zárt erdei generalista fajok voltak tömegesek. Eredményeink megerősítik azt, hogy a futóbogár közösségek szerkezetében és diverzitásában jelentős változások történnek az újraerdősítés hatására.

Kulcsszavak: béta-diverzitás, erdei generalisták, fenyőtelepítések, habitat generalista fajok, nyílt területekre jellemző fajok, szubmontán bükkös erdő

Bevezetés

Az európai országokban gyakran és széles körben alkalmazott erdészeti kezelések drasztikusan megváltoztatták a természetes és telepített erdők arányát. Magyarország területének 19,2%-a erdősített, azonban ennek közel a fele nem őshonos fafajokból áll (akác (*Robinia pseudoacacia*), lucfenyő (*Picea a*bies), feketefenyő (*Pinus nigra*)). Ezek a változások főként a múlt századra vezethetők vissza. Az erdősítések során gyakran telepítettek lucfenyőt, mivel gyors növekedésű és gazdasági szempontból is értékes fafaj (Mátyás 1996). A telepítések eredményeként egyenletes koreloszlású fenyőállományok keletkeznek, melyek megváltoztatják az adott élőhely abiotikus és biotikus viszonyait, melyek annak térbeli homogenitását eredményezik (Mátyás 1996). Azonban az állományokon belüli kis térbeli heterogenitások hozzájárulnak a fajok nagyobb diverzitásához, illetve a specialista fajok fennmaradásához az adott élőhelyen (Niemelä 1997, Samways 1994). A talajlakó gerinctelenek különösen érzékenyek az élőhelyi viszonyok változásaira. A futóbogarak kiválóan alkalmasak arra, hogy az élőhelyi változásokat vizsgál-

juk, mivel taxonómiájuk és ökológiájuk is jól ismert, valamint igen változatos csoport révén sokféle típusú élőhelyen megtalálhatóak (Lövei & Sunderland 1996). Korábbi tanulmányok kimutatták, hogy a futóbogarak érzékenyen reagálnak a talajban jelentkező zavarásokra, illetve az élőhely környezeti tényezőinek megváltozására (Koivula *et al.* 2002, Magura *et al.* 1997, 2001, 2002, 2003, Niemelä 1997, 1999). A tarvágás futóbogarakra gyakorolt hatását vizsgálták Észak-Amerikában (Spence *et al.* 1996), Finnországban (Koivula *et al.* 2002), Nagy-Britanniában (Butterfield *et al.* 1995; Butterfield 1997, Ings & Hartley 1999) és Írországban (Fahy & Gormally 1998). A fenyőtelepítéseknek a futóbogarakra gyakorolt hatását kevesebbet vizsgálták (Baguette & Gérard 1993, Bonham *et al.* 2002, Magura *et al.* 1997, 2002, Šustek 1981, 1984, Szyszko 1983). Kutatásaink célja az volt, hogy megvizsgáljuk a futóbogár közösségek szerkezete hogyan változik a fenyőültetvények korosodásával és van-e közeledés az eredeti, őshonos bükkös állományok futóbogár faunájához. Ennek megfelelően vizsgáltuk a futóbogár közösségek diverzitásának változását, valamint a fajösszetétel változását a fenyőtelepítés után.

Módszerek

Kutatásainkat a Bükk hegységben, Hollóstető térségében végeztük. Az összes vizsgált terület északnyugati kitettségben volt (48° 05'É, 20° 37'K). Az egyes állományok legalább egy kilométer távolságra voltak egymástól; nagyságuk 5–20 ha között változott. A vizsgált állományok a következők voltak (1. táblázat): (1) Szubmontán bükkös: bükk (*Fagus sylvatica*) volt a domináns fafaj; gyertyán (*Carpinus betulus*), mezei juhar (*Acer campestre*), hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*) és magas kőris (*Fraxinus excelsior*) szintén jelen volt a lombkoronaszintben. A cserjeszint ritka, a gyepszint szegényes volt. (2) 5 éves telepített fenyves: a fenyőcsemeték között nyílt, lágyszárúakkal fedett mozaikok voltak. A füvek, gyomok és más, nyílt területekre jellemző növényfajok dominánsak voltak a gazdag gyepszintben. (3) 15 éves telepített fenyves: a cserje- és gyepszint szegényes volt a lombkoronaszint záródása miatt. (4) 30 éves telepített fenyves: az aljnövényzet teljesen eltűnt a teljesen záródott lombkoronaszint miatt. (5) 50 éves telepített fenyves: A lombkoronaszint záródása nem volt teljes. Ennek eredményeként cserjeként a bükk és a gyertyán, valamint a *Sambucus ebulus* egyedei jelen vannak az állományban; a gyepszint viszonylag szegényes.

Mintavételi módszerként talajcsapdás mintavételt használtunk. A talajcsapdákat (a csapda átmérője 100 mm, űrtartalma 500 ml) etilén-glikollal töltöttük meg és fakéreggel fedtük. Minden vizsgált állományban 10 csapda volt; 100–150 méterre helyeztük el őket az erdőállományok szegélyzónájától, hogy elkerüljük a sze-

1. táblázat. A vizsgált élőhelyek erdőszerkezeti jellemzői. A lombavar borítása a lombhullató fák avarjára vonatkozik.

	Bükk erdő	Lucfenyő-telepítések			
		5 éves	15 éves	30 éves	50 éves
Fák kora (év)	70	5	15	30	50
Fák magassága (m)	30	2,5	9	15	25
Fák száma (egyed/hektár)	250	2500	1000	600	400
Lombavar borítása (%)	100	0	0	0	0
Gyepszint borítása (%)	40	60	4	0	10
Cserjeszint borítása (%)	1	20	2,5	0	2
Lombkorona borítása (%)	90	20	80	80	75

gélyhatást (Magura *et al.* 2001, 2002, Molnár *et al.* 2001). A csapdákat havonta ürítettük 1998-ban és 1999-ben márciustól novemberig. Vizsgáltuk azokat a környezeti háttérváltozókat, melyek fontosnak lehetnek a futóbogarak számára azért, hogy feltárjuk milyen összefüggés van a futóbogarak fajszáma és a környezeti változók között. A talajhőmérsékletet két centiméter mélyen a talajban, a léghőmérsékletet a talaj felszínén, a levegő relatív páratartalmát, a talaj kémhatását, a talaj tömörödöttségét, a talaj $CaCO_3$- és szervesanyag-tartalmát mértük minden csapda egyméteres környezetében. Megszámoltuk a más Coleoptera, Chilopoda, Collembola, Diplopoda, Gastropoda, Isopoda fajok, továbbá a csapdába kerülő más gerinctelenéket is, melyek táplálékul szolgálhatnak a futóbogarak számára (Sergeeva 1994). Emellett vizsgáltuk az egyes fajok áttelelési típusát a különböző élőhelyeken (Lövei & Sunderland 1996, Thiele 1977). Kutatási tevékenységünk során vizsgáltuk az egyes fajok röpképességét területenként. Ez a jelenség fontos szerepet játszhat egy adott terület kolonizációs viszonyainak feltárásában (Thiele 1977).

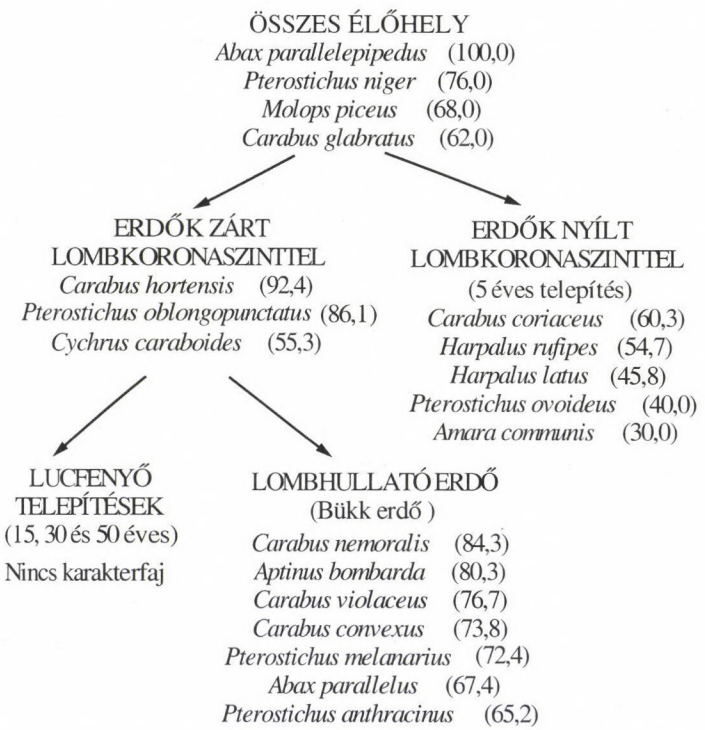
A fajok térbeli heterogenitásának jellemzését a Whittaker-féle béta-diverzitás segítségével végeztük, melyet a teljes fajszám és az átlagos fajszám hányadosa mínusz eggyel definiáltunk (Tóthmérész 1998). Egyutas varianciaanalízist végeztünk Tukey-próbával, hogy megvizsgáljuk az egyes területek közötti különbséget a fajszám alapján. A területek összehasonlítását az áttelelési típusok, a testméret eloszlás, illetve a röpképes fajok alapján Kruskal–Wallis-próbával végeztük. Többszörös regresszióanalízist végeztünk, hogy megvizsgáljuk az összefüggést a 12 környezeti változó és a futóbogarak fajszáma között (Sokal & Rohlf 1981). Az egyes habitatok karakterfajait az Indikátor érték (IndVal) módszer segítségével azonosítottuk (Dufrêne & Legendre 1997). A módszer szerint azok a fajok tekinthetők karakterfajnak, amelyek csak az adott területen fordulnak elő, vagy amelyek sokkal nagyobb egyedszámmal fordulnak elő a területen.

2. táblázat. A vizsgált területek futóbogár közösségeinek jellemzői a csapdák alapján.

	Szubmontán bükkös	Lucfenyő-telepítés			
		5 éves	15 éves	30 éves	50 éves
Átlagos fajszám	14,3	10,1	8,1	8,2	8,6
Béta-diverzitás	0,54	1,87	0,85	1,07	1,21
Egyedszám	1031	239	587	552	359

Eredmények

A kutatás ideje alatt 35 faj 2768 egyedét gyűjtöttük a vizsgált területekről. A futóbogarak átlagos egyedszáma szignifikánsan alacsonyabb volt a telepítésekben, mint a szubmontán bükkösben. A gyűjtött egyedek több mint egyharmada itt volt megtalálható (2. táblázat). A béta-diverzitás a szubmontán bükkösben volt a legkisebb, míg az 5 éves fenyvesben magasabb volt mint a többi telepítésben. A kvantitatív karakterfaj-analízis során a futóbogarak 4 csoportját határoztuk meg (1. ábra): (1) Generalista fajok, amelyek jelen voltak minden élőhelyen. (2) Zárt erdei



1. ábra. Az élőhelyek karakterfajainak diagramja. Azokat a fajokat tüntettük fel az ábrán, melyek karakter értéke (zárójelben feltüntetve) szignifikáns $p < 0,05$ szinten.

3. táblázat. A vizsgált területek jellemzői az áttelelési típusok, a röpképes egyedek, illetve a testméretosztályok alapján (átlag ± szórás). A felső indexben lévő különböző betűk a Tukey-próbával kimutatott szignifikáns ($p < 0,0001$) különbséget jelölik.

	Szubmontán bükkös	Lucfenyő-telepítés				Kruskal–Wallis-próba (H)
		5 éves	15 éves	30 éves	50 éves	
Lárvaként áttelelő	$18,06^{a}$±6,85	$7,68^{b}$±4,79	$10,18^{b}$±7,02	$10,18^{b}$±7,85	$4,68^{b}$± 3,36	28,324, ($p < 0,0001$)
Röpképesség	$2,43^{b}$±2,12	$5,125^{a}$±3,57	$1,5^{b}$±1,36	$0,93^{b}$±0,18	$0,56^{b}$±0,89	30,693 ($p < 0,0001$)
Testméret 5–10 mm	$0,062^{b}$±0,25	$1,43^{a}$±1,5	0^{b}	0^{b}	$0,25^{b}$	32,986 ($p < 0,0001$)
Testméret 10–20 mm	$38,75^{a}$±12,36	$10,31^{b}$±5,3	$16,37^{b}$±10,52	$18,25^{b}$±13,62	$11,5^{b}$±3,75	34,954 ($p < 0,0001$)
Testméret 20 mm	$11,31^{a}$±7,98	$2,43^{b}$±2,22	$6,06^{b}$±4,29	$6,37^{b}$±3,32	$3,75^{b}$±2, 6	24,789 ($p < 0,0001$)

generalista fajok. Ezek a fajok előfordultak az összes olyan élőhelyen, ahol a lombkoronaszint záródott volt (szubmontán bükkös, 15, 30 és 50 éves fenyves). (3) Lombhullató erdei specialisták. Ezek a fajok tömegesek voltak a lombhullató, szubmontán bükkösben, bár jelen lehetnek más élőhelyeken is. (4) Nyílt területekre jellemző fajok, azon területekre voltak jellemzőek, amelyekben a lombkoronaszintje még nem záródott. Ezek a fajok az 5 éves fenyvesben fordultak elő.

Az áttelelési típusok vizsgálata azt mutatta, hogy azok a fajok, melyek lárvaalakban telelnek át, nagyobb számban fordultak elő a szubmontán bükkösben, mint a többi területen (3. táblázat). A testméretosztályok vizsgálata azt mutatta, hogy a kis testméretosztályba tartozó fajok az 5 éves fenyvesben voltak nagy számban, míg a közepes és a nagy testméretosztályba tartozó fajok a szubmontán bükkösben voltak nagy számban megtalálhatók. A szárnydimorfizmus alapján a röpképes fajok az 5 éves fenyvesben fordultak elő nagyobb számban.

A többszörös regresszióanalízis a futóbogarak fajszáma és a vizsgált környezeti változók között azt mutatta, hogy a talaj kémhatása, a talaj tömörödöttsége és az avarborítás voltak a legfontosabb tényezők, melyek hatással vannak a futóbogarakra. A talaj pH és a fajszám között szignifikáns pozitív, míg a talaj tömörödöttsége és a fajszám között szignifikáns negatív összefüggés volt 1998-ban és 1999-ben is. Az avarborítottság és a fajszám között az 1998-as adatok alapján találtunk szignifikáns negatív kapcsolatot.

Értékelés

Eredményeink azt mutatják, hogy a futóbogarak alfa-diverzitása és fajszáma szignifikánsan csökkent az klímazonális szubmontán bükkösök helyén létesített telepített lucfenyvesekben. Azt is kimutattuk, hogy a futóbogarak diverzitása az állományok korosodásával sem nőtt jelentősen, még az 50 éves fenyves esetén sem. A szignifikáns pozitív összefüggés a fajszám és a talaj kémhatása között arra utal, hogy egyik futóbogárfaj sem preferálja a savanyú talajt. Korábbi tanulmányokból tudjuk, hogy a talaj kémhatása lényeges szerepet játszik a futóbogarak térbeli elterjedésében és a habitatpreferenciában (Butterfield *et al.* 1995, Paje & Mossakowsi 1984). Ez az összefüggés magyarázatot adhat arra, hogy a futóbogarak petéi, illetve lárvái, mint a legérzékenyebb fejlődési stádiumok, nagyon érzékenyek a környezeti hatásokra (Lövei & Sunderland 1996, Thiele 1977). A kedvezőtlen élőhelyi körülmények gátolják az egyedfejlődést, ami hosszú távon a fajszám csökkenéséhez vezet. A negatív összefüggés a futóbogarak fajszáma és a talaj tömörödöttsége között szintén magyarázhatja a futóbogarak habitatpreferenciáját. Egy adott élőhelyen a tömörebb talajszerkezet megnehezítheti a peték talajba történő lerakását, valamint a hibernáció során fontos szerepet játszó hibernációs kamrák elkészítését is (Thiele 1977). A lárvaként áttelelő futóbogárfajok nagy száma a bükkös erdőben mutatja ezen élőhely stabil környezeti viszonyait. Ezt megerősíti az is, hogy a röpképes fajok száma itt kicsi volt, szemben a telepítésekkel (Lövei & Sunderland 1996, Thiele 1977).

Az áttelelésnek két fő típusa van a futóbogaraknál (Lövei & Sunderland 1996, Thiele 1977): (1) azoknak a fajok, amelyek lárvaalakban telelnek át, szükségük van jó élőhelyi körülményekre (táplálék, klíma, ragadozók kis aránya), mivel ez a legérzékenyebb fejlődési periódus és jól meghatározott körülményeket kíván a jó fejlődéshez; (2) azok a fajok, amelyek imágó alakban telelnek át, kevésbé meghatározott körülményeket igényelnek, ezek a fajok sokféle élőhelyen megtalálhatóak nagy számban. Emellett megvizsgáltuk a fajokat testméreteik alapján, mely fontos mutatója az adott faj diszperziós erejének, illetve szoros összefüggésben van a szárnydimorfizmussal is. Azok a fajok melyek kisebb méretűek, nagyobb valószínűséggel röpképesek, mint a nagyobb testű fajok, tehát nagyobb diszperziós erővel rendelkeznek. A szárnydimorfizmus fontos lehet egy adott terület „történetiségének" feltárása szempontjából (Thiele 1977). A jelenség abban nyilvánul meg, hogy a futóbogarak egy részénél a hátsó szárnyak (repülőszárnyak) normálisan fejlődtek (röpképes vagy holopter egyedek), míg a brachipter egyedek esetén a hátsó szárny csökevényesen fejlett. A holopter egyedek nagyobb diszperziós képességgel rendelkeznek röpképes szárnyuk miatt, tehát nagyobb valószínűséggel jutnak el egy újonnan kolonizálandó területre, mint a röpképtelen vagy

gyengébb röpképességű fajok vagy brachipter alakok. A futóbogár közösség fajösszetétele drasztikusan változott: (1) A természetes bükkös tarvágása, illetve a helyükön létesített lucfenyvesek azt eredményezték, hogy a lomberdei közepes és nagy testméretű, gyenge röpképességű specialista fajok eltűntek. (2) Az újonnan létesített telepítésekben a nyílt területekre jellemző, többnyire kis méretű röpképes fajok a gyakoriak, melyek a lombkoronaszint záródását követően eltűntek az állományokból. (3) A korosodott állományokban a közepes és nagy testméretű, gyenge röpképességű habitat generalista fajok, illetve a zárt erdei generalista fajok voltak a tömegesek. Eredményeink megerősítették azt, hogy a futóbogár közösségek szerkezetében és diverzitásában jelentős változások történnek az újraerdősítés hatására. Ezeken a telepített erdőknek a tarvágása mindezek ellenére nem javasolt, részint gazdasági, részint pedig természetvédelmi megfontolások miatt. Azonban szükséges ezen állományok gyérítése, az állományokban nagyobb lékek vágása, amelyek lehetővé teszik az eredeti fás és fátlan vegetáció megjelenését (Magura *et al.* 2002, 2003). További, főként monitoring jellegű kutatások is szükségesek, melyek fontosak lehetnek olyan folyamatok feltárásában, melyek relevánsak a további természetvédelmi kezelések szempontjából.

Irodalomjegyzék

Baguette, M. & Gérard, S. (1993): Effects of spruce plantations on carabid beetles in southern Belgium. – *Pedobiologia* **37**: 129–140.

Bonham, K. J., Mesibov, R. & Bashford, R. (2002): Diversity and abundance of some ground-dwelling invertebrates in plantation vs. native forests in Tasmania, Australia. – *Forest Ecology and Management* **158**: 237–247.

Butterfield, J. (1997): Carabid community succession during the forestry cycle in conifer plantations. – *Ecography* **20**: 614–625.

Butterfield, J., Luff, M. L., Baines, M. & Eyre, M. D. (1995): Carabid beetle communities as indicators of conservation potential in upland forests. – *Forest Ecology and Management* **79**: 63–77.

Dufrêne, M. & Legendre, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. – *Ecological Monographs* **67**: 345–366.

Fahy, O. & Gormally, M. (1998): A comparison of plant and carabid beetle communities in an Irish oak woodland with a nearby conifer plantation and clearfelled site. – *Forest Ecology and Management* **110**: 263–273.

Ings, T. C. & Hartley, S. E. (1999): The effect of habitat structure on carabid communities during the regeneration of a native Scottish forest. – *Forest Ecology and Management* **119**: 123–136.

Koivula, M., Kukkonen, J. & Niemelä, J. (2002): Boreal carabid-beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages along the clear-cut originated succession gradient. – *Biodiversity and Conservation* **11**: 1269–1288.

Lővei, G. & Sunderland, K. D. (1996): Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). – *Ann. Rev. Entomology* **41**: 231–256.

Magura, T., Tóthmérész, B. & Bordán, Zs. (1997): Comparison of the carabid communities of a zonal oak-hornbeam forest and pine plantations. – *Acta zool. hung.* **43**: 173–182.
Magura, T., Tóthmérész, B. & Elek, Z. (2002): Impacts of non-native spruce reforestation on ground beetles. – *Eur. J. Soil Biol.* **38**: 291–295.
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. & Molnár, T. (2001): Forest edge and diversity: carabids along forest grassland transects. – *Biodiversity and Conservation* **10**: 287–300.
Mátyás, Cs. (1996): *Erdészeti ökológia.* – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 312 pp.
Molnár, T., Magura, T., Tóthmérész, B. & Elek, Z. (2001): Ground beetles (Carabidae) and edge effect in oak-hornbeam forest and grassland transects. – *Eur. J. Soil Biol.* **37**: 297–300.
Niemelä, J. (1997): Invertebrates and boreal forest management. – *Conservation Biology* **11**: 601–610.
Niemelä, J. (1999): Management in relation to disturbance in the boreal forest. – *Forest Ecology and Management* **115**: 127–134.
Paje, F. & Mossakowski, D. (1984): pH-preferences and habitat selection in carabid beetles. – *Oecologia* **64**: 41–46.
Samways, M. J. (1994): *Insect conservation biology.* – Chapman and Hall, London, 358 pp.
Sergeeva, T. K. (1994): Seasonal dynamics of interspecific trophic relations in a carabid beetle assemblage. – In: Desender, K., Dufrêne, M., Loreau, M., Luff, M. L., Maelfait, J.-P. (eds): *Carabid beetles: Ecology and evolution.* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 367–370.
Sokal, R. R. & Rohlf, F. J. (1981): *Biometry.* – W. H. Freeman, New York, 310 pp.
Spence, J. R., Langor, D. W., Niemelä, J., Cárcamo, H. A. & Currie, C. R. (1996): Northern forestry and carabids: the case for concern about old-growth species. – *Ann. Zool. Fennici* **33**: 173–184.
Šustek, Z. (1981): Influence of clear cutting on ground beetle (Coleoptera, Carabidae) in a pine forest. – *Communicationes Instituti Forestalis* **12**: 243–254.
Šustek, Z. (1984): Carabidae and Staphylinidae of two forest reservations and their reactions on surrounding human activity. – *Biológia* **39**: 137–162.
Szyszko, J. (1983): State of Carabidae (Col.) fauna in fresh pine forest and tentative valorisation of this environment. – *Treatments and Monographs* **28**: 1–80.
Thiele, H. U. (1977): *Carabid beetles in their environments.* – Springer, Berlin, 369 pp.
Tóthmérész, B. (1998): On the characterisation of scale-dependent diversity. – *Abstracta Botanica* **22**: 149–156.

Impacts of non-native spruce plantation on the carabids in the Bükk mountains (Coleoptera: Carabidae)

Elek, Z.[1], Magura, T.[2] and Tóthmérész, B.[1]

[1]Department of Ecology, University of Debrecen, H-4010 Debrecen, P. O. Box 71, Hungary
[2]Department of Zoology, University of Debrecen, H-4010 Debrecen, P.O. Box 3, Hungary

Abstract: The impacts of non-native Norway spruce plantation on the abundance and species richness of carabids were studied in the Bükk mountains in Hungary. Pitfall catches from recently established (5 yrs old), young (15 yrs), middle-aged (30 yrs), old Norway spruce (*Picea abies*) plantation (50 yrs), and a native beech forest (*Fagetum sylvaticae*) as a control stand were compared. Our

results showed that the species richness of carabids was significantly lower in the plantations than in the native beech forest. Species composition was homogeneous in the beech forest. Beta-diversity of the 15–30 yrs old plantations was also low, and it increased slightly towards ageing. Heterogeneity of the species composition of the 5 year-old plantation was higher than that of the others, which was induced by increased patchiness of the young plantation. Main tendencies of the compositional changes were as follows: Deciduous forest specialists decreased significantly in abundance in the plantations, and they appeared in high abundance only in the beech forest. Species characteristic of open habitats increased remarkably in abundance in the recently established plantation. Our results emphasise that reforestation has significant effect on abundance and species richness of carabids.

Keywords: beta diversity, beech forest, forest generalists, habitat generalists, species of open habitats, spruce plantation

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 281–284, 2004

A szegélyes futrinka (*Carabus marginalis decorus*) előfordulása a Bakonyban

Kutasi Csaba

Bakonyi Természettudományi Múzeum
8420 Zirc, Rákóczi tér 1, E-mail: btmz@bakonymuseum.koznet.hu

Összefoglaló: A dolgozat a szegélyes futrinka (*Carabus marginalis decorus*) bakonyi elterjedése mellett hazai előfordulásait is összegzi. A faj Bakonyi élőhelyei közül egy nagyobb populációt homoki akácosban sikerült kimutatni talajcsapdázással, ahol a vizsgálat két évében (2000–2001) a futóbogár együttes domináns faja volt (20%, 9%). Rajzásdinamikája egy nagyobb nyári és egy kisebb őszi csúcsot mutat. Eddig ismert bakonyi lelőhelyei az alábbiak: Bakonybél, Bakonygyirót, Fenyőfő, Veszprémvarsány.

Kulcsszavak: Bakony, *Carabus marginalis*, futóbogár, rajzásdinamika, védett faj

A futóbogarak családjának mintegy 500 hazai fajából 41 élvez védettséget (ebből 3 fokozottan védett). A Bakonyban a védett futóbogár fajok több mint 65%-a előfordul, egyes védett fajok előfordulását csak az utóbbi években sikerült kimutatni. Ilyen faj a szegélyes futrinka (*Carabus marginalis decorus* Seidlitz, 1891) is, amely 1993-ig nem került elő a Bakonyból, hazánkban csak a Dél-Dunántúlról ismerték. A *Carabus marginalis* (Fabricius, 1794) euroszibériai faunaelem Kelet-Németországban, Lengyelországban, Ukrajnában az Orosz-síkságon, Kelet-Szibériában és Ausztriában fordul elő (Lie & Máthé 2000, Retezár 1995, Szél 1985). Elterjedése Szibériától Lengyelország keleti részéig folyamatos, Európában a populációk előfordulása szigetszerű. Németországban ligeterdőben és kiskertben is gyűjtötték (Nüssler 1969). Erdélyben a *decorus* nevű alfaja él (Lie & Máthé 2000), Retezár Imre (1995) a hazai példányokat is ehhez az alfajhoz sorolja. Erdélyben középmagas területeken (800–850 m), erdei tisztásokon, különböző cserjésekben (*Corylus* sp., *Alnus* sp., *Betula* sp.) találták (Lie & Máthé 2000). Hazánkban savanyú homoktalajú meleg erdőkben, erdőszegélyeken és nyílt területeken fordul elő (Retezár 1995).

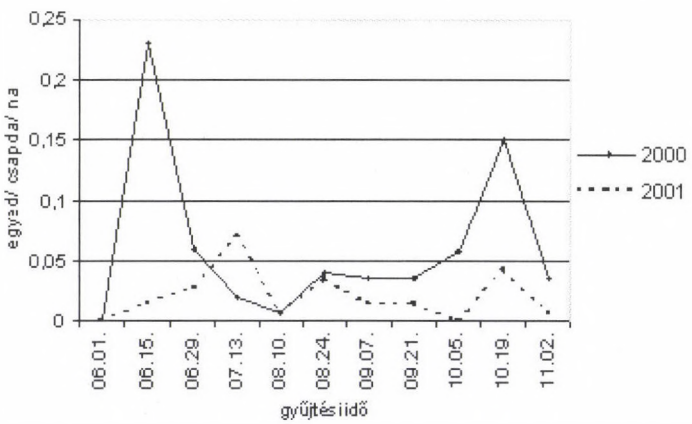
Első hazai példányát dr. Dudich Endre egy gémeskút itatóvályújában gyűjtötte 1932. szeptember 12-én (Horvatovich 1987). A további kutatások során is csak Belső-Somogy homokvidékéről került elő: Barcs, Böhönye, Középrigóc, Nagybajom. Ezen a vidéken 1992-ig mintegy 100 példányt gyűjtöttek kizárólag talajcsapdával (Horvatovich 1992). Később Buzsák környékéről erdeifenyvesből is előkerült, 1993-ban pedig a veszprémvarsányi Malom-hegyen sikerült megtalálni (Kutasi 1997). Itt gyertyános-tölgyesben egyeltem a fajt, és a további években talajcsapdá-

zása során sem sikerült újra gyűjteni. Retezár Imre 1995-ben Fenyőfőn az Ősfenyves szegélyén talajcsapdával fogta, Bakonybélből pedig egyeléssel került elő egy példány. 1999-ben első bakonyi lelőhelyétől néhány kilométerre Bakonygyirótón talajcsapda gyűjtötte akácosban. Ezek után arra kerestem a választ, hogy milyen nagyságú populációban fordul elő a faj az eddig kimutatott bakonyi lelőhelyein.

A vizsgálatokat két területen végeztem, Bakonygyirótón és Fenyőfőn. Bakonygyirótón egy 6 hektáros, homoktalajra telepített középkorú akácosban folytattam talajcsapdázást. Ez az élőhely mezőgazdasági kultúrák között helyezkedik el, alma- és dióültetvény szegélyezi. A vizsgálatok során 2000-ben és 2001-ben 10 talajcsapda üzemelt a területen. A csapdák 8 cm átmérőjű, etilén-glikolt tartalmazó műanyag poharak voltak, melyeket 5 × 5-ös kötésben ástam le, ürítésük kéthetente történt. A szomszédos almaültetvényben 10 hasonló talajcsapda üzemelt (négy éven keresztül), melyből három az ültetvény szegélyén működött (ez mindössze 6 méterre volt az akácos első csapdasorától). A mintákat március végétől novemberig gyűjtöttem. Az erdősáv túloldalán 8 m × 8 m-es kötésben telepített dióültetvény található, amelyet ritkán kaszáltak, és a következő évben ki is vágtak. Itt az erdőszegélyen és a szegélytől 8 és 16 méterre az ültetvényben is üzemeltek csapdák (csak 2000-ben, összesen 3).

Fenyőfőn 2001-ben május 10-től november 9-ig a Fenyőfő táblánál (idős fenyvesben) 6 talajcsapda működött, 2002-ben augusztus 15. és november 9. között három területen (Kurucz-erdő, Anyafás, Vízmosás) 20–20 talajcsapdával végeztem a gyűjtéseket. A talajcsapdák az előzőekben említett méretűek és tartalmúak voltak.

A bakonygyiróti akácosban a szegélyes futrinka mindkét évben a futóbogár együttes domináns faja volt. 2000-ben 20%-os, 2001-ben pedig 9%-os relatív gyakorisággal fordult elő, a két év alatt 129 példányt gyűjtöttem. A faj rajzásdinami-



1. ábra. A szegélyes futrinka (*Carabus marginalis decorus*) rajzásdinamikája Bakonygyirótón (talajcsapda, akácos, 2000, 2001).

káját a 1. ábra szemlélteti. Látható, hogy mindkét évben egy magasabb nyári és egy kisebb őszi csúcsot találtunk. 2000-ben június elején, 2001-ben pedig egy hónappal később volt a maximum, az őszi csúcs mindkét évben október elején volt. 2000-ben közel háromszor annyi példányt gyűjtöttünk, mint a következő évben. Az első évben kétszer annyi nősténytet fogtunk, mint hímet, a nőstények aktivitása különösen június elején volt magasabb. A következő évben a nőstények egyedszáma már csak 1,37-szerese volt a hímekének. A dióültetvényben a faj leginkább az akácos szegélyén fordult elő, a szegélytől 16 m-re csak két példányt tudtunk gyűjteni. A szegélytől az ültetvény belseje felé a példányszámok tekintetében az alábbi arányt adhatjuk (szegély: 8 méterre a szegélytől: 16 méterre a szegélytől) = 13: 8: 2.

Az almaültetvényben mindössze egy példányt gyűjtöttem 2001 júliusában. Ebben az évben, június 22-én, borult időben az akácos homokútján 7 db frissen elütött példányt találtam, ekkor intenzív volt a traktorok mozgása, mert a kihúzott diós helyére újat telepítettek. Sikerült fognom egy élő példányt is, melyet inszektáriumba helyeztem, ahol vizet és májkrémkonzervet fogyasztott, ennek ellenére néhány nap alatt elpusztult. Más módon egyeléssel nem sikerült gyűjteni, az erdőben forgatásra alkalmas rönköket nem találtam.

Fenyőfőn 2001-ben nem sikerült megtalálni, és 2002-ben is mindössze egyetlen példányt gyűjtöttem. Itt az állat 2002. szeptember 3-án a Vízmosás fenyveséből került elő, akácfákkal kevert fenyves szegélyén.

A szegélyes futrinka életmódjáról nem sokat tudtunk, ehhez szigetszerű előfordulásán kívül az is hozzájárul, hogy általában csak kis példányszámban sikerült megtalálni. Lie és Máthé (2000) az erdélyi Hargitán 100 év után találták meg újra 1997-ben, két évvel később ugyanitt ecetes talajcsapdával 160 példányt gyűjtöttek. Korábbi magyar gyűjtésekre és saját megfigyelésükre támaszkodva a fajt őszi aktivitásúnak tartották. A Bakonyban végzett kétéves vizsgálat során megállapítottam, hogy a faj aktivitásának csúcsa június, illetve július elején van, egy kisebb rajzásdinamikai csúcs pedig október elején rajzolódik ki.

Bakonygyirót élőhelye másodlagos, ebben a telepített akácosban mezőgazdasági területek között maradt fenn ennek a reliktum fajnak a populációja. Az ültetvényekben végzett gyűjtések azt mutatják, hogy a növényvédő szerekkel rendszeresen kezelt területen csak véletlenszerűen fordul elő, és a ligetes kaszálóhoz hasonló dióültetvényben is alig található. Ezen az élőhelyén tehát az erdélyi megfigyelésekkel szemben (Lie & Máthé 2000) az erdőhöz kötődik, és a nyílt területeket kevésbé preferálja. Erdélyben együtt fordult elő a *Carabus coriaceus*, *C. violaceus* és a *C. cancellatus* fajok megfelelő alfajaival, nálunk az alábbi *Carabus*-fajokkal együtt gyűjtöttük: *C. coriaceus*, *C. germari*, *C. nemoralis*, *C. convexus*, *C. hortensis*, *C. granulatus*. A *C. cancellatus*-t csak az almásban találtuk meg. Dél-Dunántúli lelőhelyének ismeretében sejteni lehetett fenyőfői előfordulását a savanyú ho-

mokterületen. Azonban a faj populációja az Ősfenyvesben valószínűleg kicsi. 2002-ben a fenyves különböző területein az őszi időszakban hatvan talajcsapda üzemelt, melyből összesen egy példány került elő.

A veszprémvarsányi Malom-hegyen három éven keresztül végzett talajcsapdázás eredménye azt valószínűsíti, hogy az itt található gyertyános-tölgyesben nem él a faj. A gyűjtött elkóborolt példány a közeli bakonygyiróti népességből származhatott. Minden bizonnyal a Bakonybélben gyűjtött példány is valamelyik homokterületen élő populációból származik. Valószínű, hogy ez a ritka állat egyes erdős területeken a Fenyőfőhöz csatlakozó homokháton (Bakonyszentlászló–Bakonyszűcs) is megtalálható.

Irodalomjegyzék

Horvatovich, S. (1987): Néhány védett bogárfaj. – *Örökség, A Baranya Megyei Múzeumok Kiadványai* **3**: 17–18.

Horvatovich, S. (1992): A Boronka-melléki Tájvédelmi Körzet futóbogarai és állasbogarai (Coleoptera: Carabidae, Rhysodidae). – *Dunántúli Dolg. Term. Tud. Sorozat* **7**: 127–148.

Kutasi, Cs. (1997): A Bakony-hegység területére új futóbogárfajok (Carabidae) Veszprémvarsány környékéről. – *A Bakonyi Természettud. Múz. Közl.* **12**: 99–104.

Lie, P. & jr. Máthé, I. (2000): Carabus (Callistocarabus) marginalis decorus Seidlitz 1891 wurde in Transsilvania (Siebenbürgen) Rumänien, nach fast hundert Jahren wieder aufgefunden. – *Galathea* **16**(1): 18–30.

Nüssler, H. (1969): Funde von Carabus marginalis F. aus der Muldeaue (Col. Carabidae). – *Entom. Nachrichten* **12**: 137–138.

Retezár, I. (1995): *A magyarországi nagy futóbogarak atlasza és ikonográfiája (Coleoptera: Carabidae).* – Bakonyi Természettudományi Múzeum, Adattár, Zirc. (kézirat)

Szél, Gy. (1985): A Carabus-genus Kárpát-medencében élő fajainak elterjedése és alfaji tagozódása (Coleoptera: Carabidae). – Doktori értekezés, kézirat, 77 pp.

Occurrence of *Carabus marinalis decorus* (Coleoptera: Carabidae) in the Bakony Mountains (West Hungary)

Kutasi, Cs.

Natural History Museum of Bakony Mountains, H-8420 Zirc, Rákóczi tér 1, Hungary

Abstract: The aim of this paper is to estimate the size of the populations of *Carabus marginalis* in the Bakony Mts. The most characteristic habitat of it is the acacia grove where *C. marginalis* proved to be dominant. According to the pitfall trapping investigations (2000–2001) the main activity period seems to be the summer rather than the autumn. The four so far known localities from the Bakony Mts are the following: Bakonybél, Bakonygyirót, Fenyőfő, Veszprémvarsány.

Key words: Bakony Mts, *Carabus marginalis*, ground beetle, protected species, *Robinietum*

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 285–293, 2004

Szegélyek szerepe a diverzitás fenntartásában futóbogarak esetén

Molnár Tivadar[1], Magura Tibor[2], Tóthmérész Béla[3] és Elek Zoltán[3]

[1]*Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék*
4010 Debrecen, Pf. 3
[2]*Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság*
4024 Debrecen, Sumen u. 2
[3]*Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék*
4010 Debrecen, Pf. 71

Összefoglaló: Kutatásunk során futóbogarak diverzitásának változását vizsgáltuk az Aggteleki Nemzeti Parkban egy gyertyános-tölgyes belsejéből az erdőszegélyen át a szomszédos gyepig húzódó transzektek mentén talajcsapdás mintavétellel. Eredményeink azt mutatják, hogy szignifikáns szegélyhatás figyelhető meg futóbogarak esetén: a diverzitás szignifikánsan magasabb volt az erdőszegélyben és a gyepben, mint az erdő belsejében. A habitatok fajösszetétel és abundancia alapján is elkülönültek nem-metrikus ordináció segítségével, jelezve, hogy a három habitat egymástól eltérő fajegyüttessel rendelkezik. Kvantitatív karakterfaj-elemzés segítségével az alábbi csoportok jellemző fajait azonosítottuk: (1) habitat generalisták, (2) gyepre jellemző fajok, (3) erdei generalisták, (4) erdei specialisták, (5) szegély specialisták. Eredményeink megmutatták, hogy az erdőszegély magas diverzitása egyrészt a szegélyhez kötődő fajok, másrészt a szomszédos területekre jellemző fajok jelenlétének köszönhető. Mindez kiemeli az erdőszegélyek konzervációbiológiai fontosságát, mivel a diverzitás fenntartásában kulcsszerepet töltenek be.

Kulcsszavak: diszperzió, diverzitás, erdőszegély, futóbogarak, karakterfajok, szegélyhatás, természetvédelem

Bevezetés

Az erdőszegélyek, mind az ökológiai, mind a konzervációbiológiai kutatások szempontjából központi szerepet töltenek be, mivel az élőhelyek növekvő fragmentációja miatt az erdőszegélyek egyes területeken az erdőállományok belső területeihez képest egyre nagyobb kiterjedésűvé válnak (Saunders *et al.* 1991), míg más területeken eltűnőben vannak, köszönhetően a modern erdőtelepítéseknek vagy a szomszédos területek művelés alóli kivonásának. Az erdőszegély szomszédos habitatok közötti átmeneti zóna. Az erdőszegélyek sajátos mikroklimatikus viszonyokkal rendelkeznek, hirtelen változásokat figyelhetünk meg a fényviszonyokban, a talaj jellemzőiben, a vízviszonyokban (Murcia 1995). Ezek a fak-

torok fontosak a kisebb állatok, mint például a rovarok és főleg a talajon mozgó ízeltlábúak (bogarak) számára (Lövei & Sunderland 1996).

Kutatási munkánk három, az erdő belsejétől a gyep felé haladó transzekt mentén a futóbogarak térbeli eloszlásának vizsgálatára irányult, külön kiemelve a szegélyhatás következményét. A klasszikus szegélyhatás hipotézise azt állítja, hogy a fajszám és a diverzitás a szegélyben magasabb, mint a szomszédos területeken. Ezért kutatási hipotézisünk az volt, hogy a futóbogár közösségekben jelentkező változások a sajátos környezeti feltételekkel rendelkező erdőszegélyben a legkifejezettebbek és a klasszikus szegélyhatás hipotézisének megfelelően a futóbogarak fajszáma és diverzitása nagyobb lesz az erdőszegélyben, mint az erdő belsejében. Vizsgálatunk célja az volt, hogy teszteljük ezt a hipotézist futóbogár közösségekre három erdő–gyep transzekt mentén, továbbá vizsgáltuk azokat a környezeti változókat, amelyek fontosak lehetnek a talajon mozgó futóbogarak térbeli eloszlásának szempontjából (Niemelä & Spence 1994).

Módszerek

A kutatási terület az Északi-középhegységben az Aggteleki Nemzeti Parkban helyezkedik el. Ezen a területen gyertyános-tölgyes (*Querco-Carpinetum*) a zonális erdőtársulás. A kutatási területen 3 habitatot tanulmányoztunk a transzektek mentén: (1) az erdő belseje: gyertyános-tölgyes mérsékelt gyep- és cserjeszinttel; (2) az erdőszegély: közepesen zárt lombkoronaszinttel és sűrű lágyszárú-vegetációval, mely főleg a szomszédos gyepből származik, a cserjeszint szintén dús volt; (3) valamint, a gyep sűrű lágyszárú-vegetációval. Három párhuzamos, az erdő belsejétől a gyepig húzódó transzektet jelöltünk ki, amelyek mentén talajcsapdákat helyeztünk el. A transzektek egymástól 50 méterre helyezkedtek el. Talajcsapdának 10 cm átmérőjű, 500 ml térfogatú műanyag poharakat használtunk. A csapdázási periódusok a hómentes időszakokat (márciustól novemberig) ölelték fel 1997-ben és 1998-ban. A csapdázott egyedeket havonta gyűjtöttük. A határozás Freude *et al.* (1976) alapján történt.

Nyolc környezeti tényezőt vizsgáltunk. Mértük minden egyes talajcsapda mellett (1) a talaj hőmérsékletét 2 cm-es mélységben, (2) a levegő hőmérsékletét a talajfelszínen, (3) a levegő relatív páratartalmát. Továbbá becsültük mindegyik csapda mentén 2 méteres körben (4) az avarréteg-, (5) a lágyszárúak és (6) a cserjék borítását, (7) a lombkoronaszint záródását. Ezen felül (8) a futóbogarak lehetséges zsákmányállatainak (pl. Chilopoda, Collembola, Diplopoda, Gastropoda, Isopoda, Orthoptera stb.) egyedszámát is meghatároztuk csapdánként.

A fajgazdagság jellemzésére a Shannon-diverzitást használtuk. Egytényezős varianciaanalízist használtunk annak meghatározásához, hogy vannak-e különbségek a transzektek mentén az egyes habitatokban a talajcsapdánkénti futóbogár diverzitásban és a vizsgált környezeti változókban. Többszörös regresszióanalízist használtunk annak kimutatására, hogy van-e összefüggés a vizsgált 8 környezeti változó és a futóbogarak diverzitása között.

Az egyes habitatokra (erdő, erdőszegély és gyep) jellemző karakterfajok azonosításához egy kvantitatív karakterfaj meghatározó módszert (IndVal) használtunk (Dufrêne & Legendre 1997). A sokváltozós elemzéseket a NuCoSA programcsomaggal készítettük (Tóthmérész 1993).

Eredmények

Szignifikáns különbségeket találtunk a transzektek mentén mindkét évben a mért mikroklimatikus értékekben (a talaj- és a talajfelszíni léghőmérsékletben és a levegő relatív páratartalmában), valamint az avarborítás, a gyep-, a cserje- és a lombkoronaszint záródásának becsült értékeiben, továbbá a futóbogarak potenciális táplálékállatainak abundanciáiban.

Az egytényezős varianciaanalízis (ANOVA) igazolta, hogy szignifikáns különbség volt mindkét évben a transzektek mentén a három habitat futóbogarainak diverzitásában (1.a. ábra, $F = 30{,}54$, $df = 8{,}44$, $p = 0{,}0002$; és 1b ábra, $F = 29{,}07$, $df = 8{,}44$, $p = 0{,}0003$). A Tukey-típusú poszteriori teszt bizonyította, hogy a Shannon-diverzitás szignifikánsan ($p < 0{,}05$) mindkét évben magasabb volt az erdőszegélyben és a gyepben, mint az erdő belsejében. Azonban a diverzitásban levő különbségek az erdőszegély és a gyep között nem voltak szignifikánsak (1. ábra).

A többszörös lineáris regresszióanalízis eredménye azt mutatja, hogy a talaj hőmérséklete, a levegő relatív páratartalma, valamint a lágyszárúak borítása azok a tényezők, melyek szignifikánsan befolyásolják a futóbogarak diverzitását a transzektek mentén (1997: $F = 8{,}6308$, $df = 8{,}36$, $p < 0{,}0001$, $r^2 = 0{,}6573$; 1998: $F = 10{,}7646$, $df = 8{,}36$, $p < 0{,}0001$, $r^2 = 0{,}7052$).

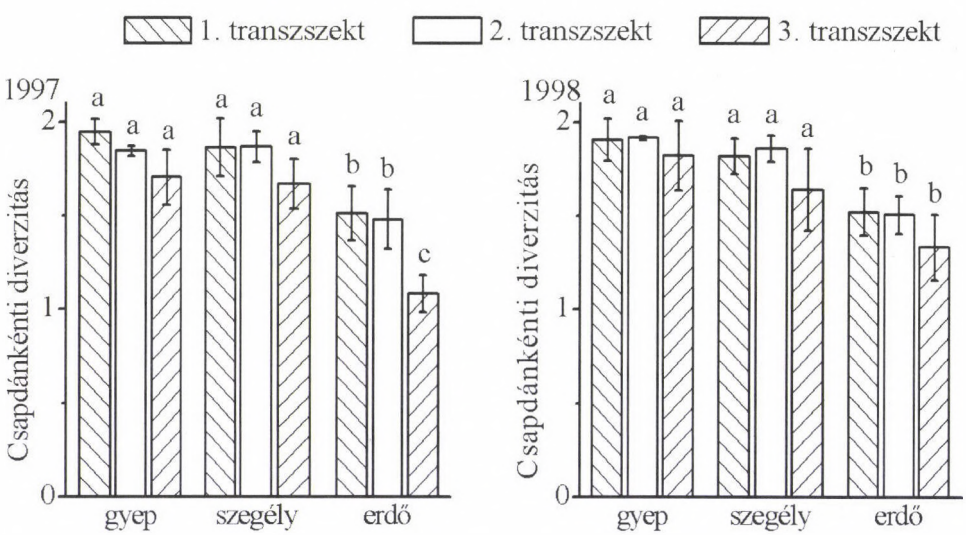
A nem-metrikus sokdimenziós skálázás (MDS) eredményei azt mutatják, hogy a gyepben, az erdőszegélyben és az erdő belsejében levő csapdák futóbogár együttesei lényegesen elkülönültek egymástól a fajösszetétel és az abundancia alapján egyaránt. A gyep futóbogár együttese az erdei habitatok (az erdő belseje és az erdőszegély) együtteseitől az első tengely, míg az erdő belsejének és az erdőszegélynek a futóbogár együttesei a második tengely mentén szeparálódnak (2. ábra). Az erdei habitatok futóbogár együtteseinek összetétele jobban hasonlít egymáshoz, mint a gyepben lévő csapdák futóbogár együtteseinek összetételéhez. Az or-

dináció a Bray–Curtis és a Matusita hasonlóságok használata esetén is azonos eredményt adott.

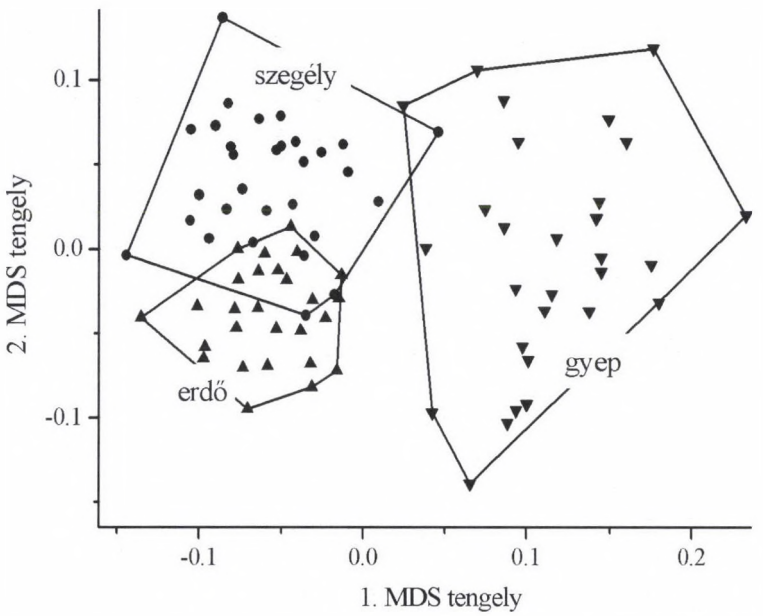
A gyűjtött futóbogár fajokat (34 faj 3406 egyedét) 5 csoportba oszthatjuk: (1) habitat generalisták, melyek minden habitattípusban nagy számban fordultak elő; (2) nyílt területekre jellemző fajok, amelyeket kizárólag a gyepben fogtunk vagy ott voltak a legnagyobb egyedszámúak; (3) erdei generalisták, melyek kizárólag az erdei habitatokban (erdő belseje és erdőszegély) fordultak elő vagy ezen habitatokban voltak a legtömegesebbek; (4) erdei specialisták, melyek kizárólag az erdő belsejében találtunk meg vagy ott voltak a tömegesek; (5) erdőszegély specialisták, melyek kizárólag az erdőszegélyben voltak jelen vagy ott voltak a legnagyobb mennyiségben megtalálhatók. A kvantitatív karakterfaj-elemzés eredményét a 3. ábra mutatja.

Értékelés

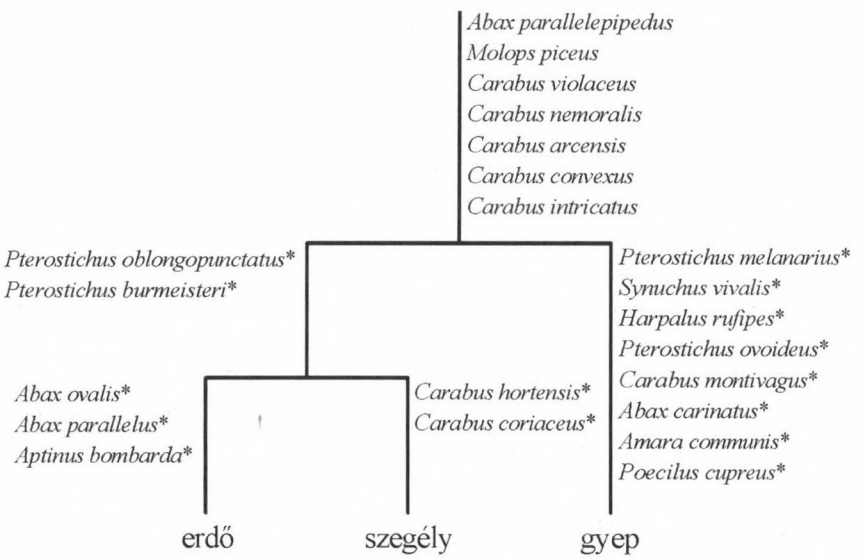
Két típusát szokás megkülönböztetni a szegélyhatásoknak (Murcia 1995): (1) abiotikus hatások, amelyek magukba foglalják a környezeti tényezők változásait, amelyek abból erednek, hogy két, strukturálisan különböző mátrix van egymáshoz közel; (2) biotikus hatások, amelyek a fajok térbeli eloszlásának és abun-



1. ábra. A csapdánkénti Shannon-diverzitás átlagértékei (± a szórás) a két évben a vizsgált élőhelyeken. A különböző betűkkel jelölt átlagok között szignifikáns ($p < 0,05$) különbség van. Mindegyik összehasonlítás esetében $F > 10,00$ és $p < 0,01$.



2. ábra. A csapdák ordinációja nem-metrikus sokdimenziós skálázással a fajösszetétel alapján a Rogers-Tanimoto hasonlóságot használva.



3. ábra. Az erdő, a szegély és a gyep karakterfajai az IndVal módszer alapján. A * a szignifikáns karakterfajokat jelöli. A fa-diagram a fajösszetétel alapján készült Rogers-Tanimoto hasonlóság és teljes lánc módszer segítségével.

danciájának a változásait foglalják magukba, ezek a hatások a szegélyben uralkodó körülmények, valamint a faj fiziológiai toleranciája által meghatározottak.

A kutatási területen az erdei habitatok rendszerint alacsony strukturális komplexitással jellemezhető gyepek által határoltak. A strukturális komplexitásban jelentkező különbségek a mikroklímában való eltérésekben nyilvánulnak meg. Az erdőhöz képest a gyepek nappal több napsugárzást engednek a talajfelszínre, így a nappali hőmérséklet nagyobb. Ezzel ellentétben, az erdő belsejében a mikroklíma hűvösebb, nedvesebb. A levegő hőmérséklete és relatív páratartalma az erdőszegélyben magasabb, mint az erdő belsejében. A szegély két oldalán jelentkező mikroklimatikus különbségek nedvesség- és hőmérséklet-gradienst alakítanak ki, amely a szegélyre merőlegesen fut. Az élőhely struktúrája is változik a vizsgált transzektek mentén (Magura *et al.* 2001*a*, *b*, Molnár *et al.* 2001). Az avar borítása és a lombkoronaszint záródása csökken az erdő belsejétől a gyep felé haladva. A cserjék borítása az erdőszegélyben volt a legnagyobb. Az erdőszegély fiziognómiája is befolyásolja az abiotikus szegélyhatás intenzitását. A lombkoronaszint záródásának csökkentésével a fényintenzitás is változik a szegélyben (Murcia 1995).

Eredményeink igazolják, hogy jelentős szegélyhatás figyelhető meg a futóbogarak esetében a kutatási területen. A kapott eredmények azt mutatják, hogy a futóbogarak Shannon-diverzitása szignifikánsan nagyobb volt a gyepben és az erdőszegélyben, mint az erdő belsejében. Az erdő belsejének és a gyepnek a fajgazdagságában mutatkozó szignifikáns különbség jól ismert az irodalomból (Niemelä *et al.* 1992, Butterfield *et al.* 1995, Magura & Tóthmérész 1997, 1998). Nem találtunk szignifikáns különbséget a gyep és az erdőszegély diverzitása között, amely szintén igazolja a futóbogaraknál talált szegélyhatást, ugyanis az erdei habitatok futóbogár közösségei rendszerint szignifikánsan kevésbé diverzek, mint a nyílt élőhelyek, ahogy a fent említett cikkekben is beszámolnak erről.

Eredményeink bizonyítják, hogy a lágyszárúak relatív borítása, a talajfelszín hőmérséklete és a levegő relatív páratartalma a legfontosabb tényezők, amelyek meghatározzák a tanulmányozott transzektek mentén a futóbogár közösségek diverzitását. Korábbi tanulmányok hangsúlyozták a mikroklimatikus tényezőknek a futóbogár együttesek összetételére gyakorolt hatását (Butterfield 1997). A szignifikáns pozitív korreláció a futóbogarak diverzitása, valamint a lágyszárúak borítása között a habitat struktúrájával magyarázható, mivel a futóbogarak inkább a habitat struktúrájától függnek, mint az egyes növényfajok jelenlététől. Korábbi vizsgálatok kimutatták, hogy a vegetáció nagyobb heterogenitása a futóbogár közösségek magasabb diverzitási értékével jár együtt (Bedford & Usher 1994, Magura *et al.* 2000). Az erdőszegélyről elmondhatjuk, hogy a szomszédos gyepből származó lágyszárúak és az erdőből származó cserjék jelentősen hozzájárulnak a habitat heterogenitásához, és elősegítik a mikrohabitatok kialakulását. Továbbá,

mivel a csapdázott egyedek többsége nem specializálódott ragadozó, dögevő, vagy mindenevő volt, ezért a futóbogarak potenciális zsákmányainak abundanciája is fontos befolyásoló tényező lehet. A lágyszárúak borításának növekedése hozzájárul a növényevő gerinctelen állatok mennyiségének növekedéséhez, melyek a futóbogarak számára potenciális zsákmányként szolgálhatnak és így biztosított egy időben és térben egyenletes resource eloszlás (Niemelä & Spence 1994, Niemelä *et al.* 1996).

Az ordinációs elemzés, valamint a karakterfaj-elemzés azt mutatja, hogy a tanulmányozott habitattípusok jellegzetes futóbogár közösségekkel jellemezhetők, amelyek az adott habitathoz kötődnek (3. ábra). Azonban a tanulmányozott mezoskálán a különböző habitatok, az erdő belseje, az erdőszegély, a gyep, nem függetlenek egymástól és diszperziós folyamatok figyelhetők meg a szomszédos habitatok között. Tehát az egyes habitatokra jellemző fajok nemcsak az adott habitatban fordulnak elő, hanem a szomszédos területekre is behatolnak. A futóbogarak térbeli eloszlásának havonkénti változása arra utal, hogy szezonális mozgások vannak a szomszédos élőhelyek között. A karakterfajokat havonkénti bontásban vizsgálva azt tapasztaltuk, hogy a *Pterostichus oblongopunctatus* (Fabricius, 1787) szignifikáns karakterfaj az erdő belsejére márciustól áprilisig, az erdei habitatokra májustól júniusig, végül ismét az erdő belsejére júliustól novemberig. A kétéves adatsor összegzett adatait figyelembe véve az erdei habitatokra találtuk szignifikáns karakterfajnak. Ugyanez a jelenség volt a *Pterostichus burmeisteri* (Linnaeus, 1758) esetében is megfigyelhető. Továbbá a lombkoronaszint záródásának csökkenésével a többnyire a nyílt területekre jellemző fajok (pl. *Pterostichus melanarius* (Illiger, 1798), *Synuchus vivalis* (Illiger, 1798), *Harpalus rufipes* (De Geer, 1774), *Carabus montivagus* (Pallairdi, 1825), *Abax carinatus* (Duftschmid, 1812) is behatolhatnak az erdőszegélybe növelve annak diverzitását. Az erdő belsejére jellemző fajok (*Abax ovalis* Duftschmid, 1812, *Aptinus bombarda* Illiger, 1800, *Abax parallelus* Duftschmid, 1812) szintén képesek az erdőszegélybe behatolni. A diszperziós folyamatok, melynek révén az egyes habitatokra jellemző fajok a szomszédos habitatokba is behatolnak, valamint a szegélyhez kötődő fajok, jelentősen hozzájárulnak az erdőszegélyben található futóbogár közösség diverzitásának növeléséhez. Összességében megállapítható, hogy a futóbogaraknál jelentkező szegélyhatás részben a szomszédos habitatokra (erdő belseje és gyep) jellemző fajok jelenlétéből adódik, de ehhez nagymértékben hozzájárulnak még a szegélyhez kötődő fajok is (Magura *et al.* 2002). Ezek a szegélyfajok olyan habitattípust találhatnak az erdőszegélyben, amely a szomszédos habitatok egyikében sincs meg, illetve ezek a fajok igénylik a két, strukturálisan különböző habitat egymáshoz való közelségét.

Kutatásaink során kimutattuk, hogy az erdőszegélyek fontos szerepet játszanak a futóbogarak diverzitásának fenntartásában és megőrzésében, ezért védelmük elengedhetetlen. Számos futóbogár faj, amely az erdő belsejére vagy a gyepre volt jellemző, be tudott hatolni az erdőszegélybe, így az erdőszegély a szomszédos habitatok életképes populációit tarthatja fent, forrás habitatként (Pulliam 1988) vagy ún. „stepping stones"-ként (den Boer 1970) szolgálhat a futóbogár populációk diszperziós folyamatai számára, hozzájárulva ezzel a lokális kihalási folyamatok utáni (den Boer 1981) vagy a természetes élőhelyek tönkretétele (pl. a gyepek felégetése, felszántása, túllegeltetése stb.) utáni regenerációs, illetve visszatelepedési folyamatokhoz. Mindez azt jelzi, hogy az erdőszegélyek fontos szerepet játszanak a szomszédos zavart területek regenerációjában vagy szekunder szukcessziójában.

Irodalomjegyzék

Bedford, S. E. & Usher, M. B. (1994): Distribution of arthropod species across the margins of farm woodlands. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* **48**: 295–305.

Butterfield, J., Luff, M. L., Baines, M. & Eyre, M. D. (1995): Carabid beetle communities as indicator of conservation potential in upland forests. – *Forest Ecology and Management* **79**: 63–77.

den Boer, P. J. (1970): On the significance of dispersal power for populations of carabid-beetles (Coleoptera, Carabidae). – *Oecologia* **4**: 1–28.

den Boer, P. J. (1981): On the survival of populations in a heterogeneous and variable environment. – *Oecologia* **50**: 39–53.

Dufrêne, M. & Légendre, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. – *Ecological Monographs* **67**: 345–366.

Freude, H., Harde, K. W. & Lohse, G. A. (1976): *Die Käfer Mitteleuropas*. – Goecke and Evers Verlag, Krefeld, 302 pp.

Lövei, G. & Sunderland, K. D. (1996): Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). – *Ann. Rev. Entomology* **41**: 231–256.

Magura, T. & Tóthmérész, B. (1997): Testing the edge effect on carabid assemblages in a deciduous forest. – *Acta zool. hung.* **43**: 303–312.

Magura, T. & Tóthmérész, B. (1998): Edge effect on carabids in oak-hornbeam forest at Aggtelek National Park (Hungary). – *Acta Phytopat. Entomol. Hung.* **33**: 379–387.

Magura, T., Tóthmérész, B. & Bordán, Zs. (2002): Carabids in oak hornbeam forest: testing the edge effect hypothesis. – *Acta Biol. Debrecina* **24**: 235–249.

Magura, T., Tóthmérész, B. & Molnár T. (2000): Spatial distribution of carabid species along grass forest transects. – *Acta zool. hung.* **46**: 1–17.

Magura, T., Tóthmérész, B. & Molnár, T. (2001*a*): Forest edge and diversity: carabids along forest-grass transects. – *Biodiversity and Conservation* **10**: 287–300.

Magura, T., Tóthmérész, B. & Molnár, T. (2001*b*): Edge effect on carabids along forest-grass transects. – *Web Ecology* **2**: 7–13.

Molnár, T., Magura, T. & Tóthmérész, B. (2001): Ground beetles (Carabidae) and edge effect in oak-hornbeam forest-grassland transects. – *European J. Soil Biol.* **37**: 297–300.

Murcia, C. (1995): Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. – *Tree* **10**: 58–62.
Niemelä, J. K. & Spence, J. R. (1994): Distribution of forest dwelling carabids (Coleoptera): spatial scale and the concept of communities. – *Ecography* **17**: 166–175.
Niemelä, J., Spence, J. R. & Spence, D. H. (1992): Small-scale heterogeneity in the spatial distribution of carabid beetles in the southern Finnish taiga. – *J. Biogeogr.* **19**: 173–181.
Niemelä, J., Haila, Y. & Punttila, P. (1996): The importance of small-scale heterogeneity in boreal forests: variation in diversity in forest-floor invertebrates across the succession gradient. – *Ecography* **19**: 352–368.
Pulliam, H. R. (1988): Sources, sinks, and population regulation. – *Amer. Naturalist* **132**: 652–661.
Saunders, D. A., Hobbs, R. J. & Margules, C. R. (1991): Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. – *Conservation Biology* **5**: 18–32.
Thiele, H. U. (1977): *Carabid Beetles in their Environments.* – Springer Verlag, Berlin, 369 pp.
Tóthmérész, B. (1993): NuCoSA 1.0: Number cruncher for community studies and other ecological applications. – *Abstracta Botanica* **17**: 283–287.
Tóthmérész, B. (1995): Comparison of different methods for diversity ordering. – *J. Veg. Sci.* **6**: 283–290.

The role of edges in supporting biodiversity in the case of carabids

Molnár, T.[1], Magura, T.[2], Tóthmérész, B.[3] and Elek, Z.[3]

[1]Department of Evolutionary Biology, Debrecen University
H-4010 Debrecen, P. O. Box 3, Hungary
[2]Hortobágy National Park Directorate, H-4024 Debrecen, Sumen u. 2, Hungary
[3]Ecological Institute, Debrecen University, H-4010 Debrecen, P. O. Box 71, Hungary

Abstract: Diversity relationships of carabids in forest edges and neighbouring forest interiors and the surrounding grassland areas were studied. Samples were taken along three replicated forest-grassland transects using pitfall traps in the Aggtelek National Park in Hungary for 2 years. The study revealed significant edge effect on the carabids. The Shannon diversity of carabids was significantly higher in the forest edge and the grassland than in the forest interior. Carabids of the forest interior, forest edge and grassland can be separated from each other by ordinations, both on the species composition and abundance, suggesting that all three habitats have distinct species assemblages. Moreover, indicator species analysis detected significant edge associated species; based on the specificity and fidelity of the carabids we have distinguished five groups of species: habitat generalists, grassland-associated species, forest generalists, forest specialists and edge-associated species. Our result suggests that the increased diversity of the forest edges is due to the edge-associated species and to the occurrence of the species of the neighbouring habitats.

Key words: dispersion, diversity, edge effect, environmental conservation, forest edge, ground beetles, indicator species

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 295–298, 2004

Újabb eredmények a Tihanyi-félsziget bogárfaunisztikai kutatásában

Szél Győző[1], Kutasi Csaba[2] és Retezár Imre[3]

[1]*Magyar Természettudományi Múzeum Állattára*
1088 Budapest, Baross u. 13, E-mail: szel@zoo.zoo.nhmus.hu
[2]*Bakonyi Természettudományi Múzeum, 8420 Zirc, Rákóczi tér 1*
[3]*1113 Budapest, Bartók Béla út 86*

Bevezetés

A Tihanyi-félsziget a múlt században még szinte teljesen kopár, pontosabban erdőmentes vidék volt, ahol a legjellemzőbb növénytársulás a félig nyílt és a zárt gyep volt. Századunkban jelentős mértékű beerdősülésnek lehettünk tanúi. Míg a spontán szukcesszió bokorerdőket és cseres-tölgyeseket eredményezett, a mesterséges telepítés nyomán olykor tájidegen feketefenyvesek jöttek létre. A szukcesszió eredménye pl. az idős fákkal tarkított kutatóház környéki erdő, mely egy felhagyott fás legelő vagy a Levendulás környéke, ahol több tíz hektárnyi mandulás-levendulás erdősült be, így a jelenlegi Levendulás területe az eredetinek csupán töredéke.

Az egykor lecsapolt Külső-tó helyreállítása megtörtént, amely ma már az élővilág által birtokba vett, állandó vízzel rendelkező mozaikos nádas terület. A Külső-tó környéke sásos, tavasszal vízborítás alatt álló természetközeli terület. Örvendetes, hogy a Belső-tavon az utóbbi évtizedekben jelentős nádasodási folyamat indult meg.

A Tihanyi-félsziget állatvilágának feltárása az 1930-as és 1940-es években kezdődött, amikor a gyűjtést, illetve a kutatást Entz Géza, a Tihanyi Biológiai Kutatóintézet akkori igazgatója koordinálta. A tihanyi bogárfaunáról szerzett ismereteink alapköveit ebben az időszakban rakta le Székessy Vilmos az 1936-ban, illetve 1943-ban publikált munkáiban. Székessy a 30-as és 40-es években kitartóan gyűjtött a Tihanyi-félsziget területén, ilyen módon (a korábbi adatokat is figyelembe véve) 1943-ban megjelent cikkében csaknem 1000 tihanyi előfordulású bogárfajt sorolt fel.

Később, az 1960-as és 1970-es években Papp Jenő (akkor a Veszprémi Bakonyi Múzeum muzeológusa) szervezte a feltáró munkálatokat, és nem utolsósorban az eredmények publikálását. A második kutatási időszakban számos, egy-egy bogárcsoport vizsgálatára specializálódott kutató (főként amatőrök) tollából jelen-

tek meg a tihanyi bogárfaunát érintő adatközlő cikkek (pl. Medvegy 1987, Tóth 1973).

A 2000-ben és 2001-ben a Tihanyi-félszigeten végzett bogarászati kutatások célja mindenekelőtt a természetvédelem szempontjából fontos aktuális faunakép megrajzolása volt különös tekintettel a futóbogarakra (Carabidae), ganéjtúróbogarakra (Scarabaeidae) és cincérekre (Cerambycidae), hiszen az utóbbi csoportok fajai között igen soknak van többé-kevésbé kiemelkedő természetvédelmi státusa. Nem volt célunk tehát a teljességre törekvő faunisztikai feltárás.

A gyűjtőtevékenységünk főként a száraz gyepekre irányult, de kiegészítésként más növényzeti típusokban (pl. sásos vízpart, feketefenyves, szőlőültetvény) is végeztünk faunisztikai vizsgálatokat.

1. táblázat. A Tihany faunájára új bogárfajok és tihanyi lelőhelyadataik.

Fajnév	Leíró, évszám	Bogárcsalád	Tihanyi lelőhely
Carabus nemoralis	O. F. Müller, 1764	Carabidae	Apáti-hegy
Dyschirius tristis	Stephens, 1827	Carabidae	Külső-tó
Pterostichus leonisi	Apfelbeck, 1904	Carabidae	Külső-tó
Pterostichus elongatus	Duftschmid, 1812	Carabidae	Külső-tó
Pterostichus melas	Creutzer, 1799	Carabidae	Apáti-tető, Kiserdő-tető, Külső-tó
Agonum fuliginosum	Panzer, 1809	Carabidae	Külső-tó
Trichocellus placidus	Gyllenhal, 1827	Carabidae	Külső-tó
Ophonus melletii	Heer, 1837	Carabidae	Szarkádi-dűlő, Kiserdő-tető, Külső-tó
Ophonus parallelus	Dejean, 1829	Carabidae	Apáti-tető
Ophonus schaubergerianus	Puel, 1937	Carabidae	Külső-tó
Harpalus dimidiatus	Rossi, 1790	Carabidae	Hármas-hegy
Amara aulica	Panzer, 1797	Carabidae	Szarkádi-dűlő
Masoreus wetterhallii	Gyllenhal, 1813	Carabidae	Apáti-tető
Miltotrogus vernus	Germar, 1824	Scarabaeidae	Kiserdő-tető
Cetonischema aeruginosa	Drury, 1770	Scarabaeidae	Szarkádi-dűlő, Kiserdő-tető, Tájvédelmi Kutatóház
Potosia fieberi	Kraatz, 1880	Scarabaeidae	Apáti-tető
Prionus coriarius	Linnaeus, 1758	Cerambycidae	Tájvédelmi Kutatóház
Spondylis buprestoides	Linnaeus, 1758	Cerambycidae	Apáti-hegy
Trichoferus pallidus	Olivier, 1790	Cerambycidae	Kiserdő-tető, Apáti-hegy
Xilotrechus arvicola	Olivier, 1795	Cerambycidae	Kiserdő-tető
Obrium cantharinum	Linnaeus, 1767	Cerambycidae	Apáti-hegy, Apáti-tető
Theophilea subcylindricollis	Hladil, 1988	Cerambycidae	Apáti-tető
Cassida canaliculata	Laicharting, 1781	Chrysomelidae	Apáti-tető

A Tihanyi-félszigeten 2001 folyamán összesen 17 területet vizsgáltunk meg. A helyszínek kiválasztásánál szempont volt, hogy azok között sok érintetlen és természetközeli terület legyen, ugyanakkor képviselve legyenek a félszigetre leginkább jellemző növényzeti típusok, amelyek – lehetőség szerint – nem célpontjai a turistaforgalomnak. Kontrollként kultúrterületeket (lucernaföld, szőlőültetvény) és egy degradált élőhelyet (irtásterület) is felvettünk a mintaterületek közé. A vizsgált élőhelyek zöme cserjéssel, bokorerdővel, zárt erdővel körülvett száraz gyep volt, amíg a Külső-tó partja nedves élőhely: sásos-füzes, az Apáti-hegy egyik élőhelye pedig feketefenyves. A bogárfaunisztikai vizsgálatok módszerei talajcsapdázás, boros csapdázás, lámpázás, parttaposás, egyelő gyűjtés és fűhálózás voltak.

A Tihanyi-félszigeten kutatásaink során 2000-ben és 2001-ben 30 bogárcsalád összesen 295 faja került elő, melyek közül 24 fajt első ízben mutattunk ki a területről. Neveiket és tihanyi előfordulásukat az 1. táblázatban soroljuk fel. Köztük hat faj (*Carabus nemoralis*, *Cetonischema aeruginosa*, *Potosia fieberi*, *Trichoferus pallidus*, *Purpuricenus kaehleri*, *Theophilea subcylindricollis*) védett, kettő szerepel a magyarországi Vörös Könyvben (*Cetonischema aeruginosa*, *Trichoferus pallidus*).

Irodalomjegyzék

Medvegy, M. (1987): A Bakony cincérei. – *A Bakony Természettudományi Kutatásának Eredményei* **19**: 5–106.

Székessy, V. (1936): Adatok a Tihanyi félsziget xerotherm bogárfaunájának ismeretéhez. – *Állatt. Közlem.* **33**: 149–157.

Székessy, V. (1943): A Tihanyi-félsziget bogárfaunája. – A *Magyar Biológiai Kutatóintézet Munkái* **15**: 358–399.

Tóth, L. (1973): A Bakony hegység futóbogár-alkatú faunájának alapvetése (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae). – A *Veszprém megyei Múzeumok Közleményei* **12**: 275–351.

New results of the coleopterological investigations of the Tihany Peninsula

Szél, Gy.[1], Kutasi, Cs.[2] and Retezár, I.[3]

[1]Department of Zoology, Hungarian Natural History Museum
H-1088 Budapest, Baross u. 13, Hungary
[2]Natural History Museum of Bakony, H-8420 Zirc, Rákóczi tér 1, Hungary
[3]H-1113 Budapest, Bartók Béla út 86, Hungary

Abstract: Between 2000 and 2001 intense coleopterological collecting was conducted on the Tihany Peninsula. The total number of recorded beetle species is 295, from which 24 are new to the fauna of Tihany. Distribution and habitat preference of the first recorded species are outlined.

Key words: beetles, Coleoptera, first recorded species, Tihany

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 299–307, 2004

Hazai poszméhfajok (*Bombus* spp.) veszélyeztetettsége és védelmük szükségessége

Sárospataki Miklós, Novák Judit és Molnár Viktória

Szent István Egyetem, Állattani és Ökológiai Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1, E-mail: sarospataki.miklos@mkk.szie.hu

Összefoglaló: A méhek és ezen belül a poszméhek Európa-szerte létszámcsökkenést mutatnak, ami a megporzásban betöltött fontos szerepük miatt természetvédelmi szempontból is aggasztó. A hazai poszméhfajok lelőhelyadatait tartalmazó adatbázisunk alapján a fajok relatív előfordulási és elterjedési gyakoriságát számoltuk ki. Meghatároztuk azt is, hogy az elmúlt kb. 80 évben hogyan változott az egyes fajok relatív gyakorisága. Két fajról túl kevés az adatunk, további kettő pedig Magyarországról kihaltnak tekinthető. A maradék 21 fajból álló hazai poszméhfaunában az IUCN veszélyeztetettségi kategóriák szerint hét faj fokozottan veszélyeztetett (CR), három veszélyeztetett (EN) és kettő sebezhető (VU). Mindezek alapján javaslatot teszünk az egyetlen hazai védett poszméhfaj mellett további 11 faj törvényi védelem alá vonására.

Kulcsszavak: *Bombus* spp., fajvédelem, poszméhek, veszélyeztetettségi kategóriák

Bevezetés

A gerinctelen állatfajok védelme mindig jelentősen le van maradva a gerincesekétől. Ezt mutatják például magyarországi védett fajok listájának arányai is. Abszolút értékben ugyan szinte darabra ugyanannyi gerinces és gerinctelen védett fajunk van, de ha ugyanezt a hazai összfajszámhoz viszonyítva vizsgáljuk, akkor már egészen más a helyzet. A hazai gerinces faunának kb. 86%-a védett, míg a gerincteleneknek mindössze 1,1%-a (KöM 2001). A gerincteleneken belül is meglehetősen nagy szórás tapasztalható az egyes csoportok védettségi arányai között. E tekintetben az egyik legkedvezőtlenebb helyzetű csoport a hártyásszárnyúak (Hymenoptera) rendje, ahol a védett fajok aránya a fent említett gerinctelen átlagnál még alacsonyabb (0,16%). A különböző taxonokban a védett fajok arányának ilyen különbözősége több okra is visszavezethető. Az egyik fontos összetevő szinte biztosan az, hogy bizonyos állatcsoportokról nagyon kevés ismeret áll rendelkezésre, azok hiányában pedig nem könnyű megállapítani a fajok veszélyeztetettségét, illetve védelmük szükségességét.

A méhek, mint a virághoz látogatásra leginkább specializálódott rovarok, nagyon fontos szerepet töltenek be az életközösségekben. Megporzó tevékenységük folytán ugyanis közvetlen hatással vannak – többek között – a virágos növények pri-

mer produkciójára (Mattheson *et al.* 1996, O'Tool & Raw 1991). A jól ismert háziméh (*Apis mellifera*) mellett a mintegy 600 hazai Apoidea faj közül a legfeltűnőbbek talán a poszméhek (*Bombus* Latr.). Az idetartozó fajok elsősorban az északi mérsékelt égövön terjedtek el (Alford 1975, Prys-Jones & Corbet 1987). Fontos megporzó tevékenységük mellett természetvédelmi jelentőségüket hangsúlyozza még feltűnőségük és az is, hogy jól felhasználhatóak a környezeti nevelésben (Kwak 1996). Mindezek ellenére a hazai fajok közül mindössze egy élvez törvényi védelmet.

A méhek és ezen belül a poszméhek gyakorisága és diverzitása az elmúlt évtizedekben mind Európában, mind Amerikában erősen csökkent (Kearns & Thomson 2001, Kwak 1996, Kwak *et al.* 1996, Westrich 1996, Williams 1996). Speciálisan poszméhekkel kapcsolatban hasonló hazai vizsgálatokat nem végeztek, de a lucernát megporzó vadméhekre vonatkozóan Benedek (1972, 1997, 1998*a*, *b*) kimutatta, hogy az ötvenes évektől a hetvenes évekig egyes vadméhcsoportok egyedszáma a megváltozó mezőgazdaság hatásai miatt erősen lecsökkent, másoké megnövekedett, míg bizonyos csoportoké (pl. a poszméheké) lényegében változatlan maradt. A lucernát megporzó vadméheknél viszonylag hasonló összlétszámon belül tehát a népesség faji szerkezetében alapvető változások mentek végbe. Így a vadméhek, ezen belül a poszméhek védelmével kapcsolatos vizsgálatok egyre fontosabbak.

A jelen munka célja az volt, hogy a hazai poszméhfajok összegyűjtött lelőhelyadatai alapján meghatározzuk a fajok veszélyeztetettségét, illetve felmérjük azt, hogy melyek szorulnak törvényi védelemre.

Módszerek

A hazai poszméhfajok lelőhelyadatainak összegyűjtésére az elmúlt években került sor (Sárospataki *et al.* 2003). Az adatbázis részben múzeumi gyűjtemények (Magyar Természettudományi Múzeum, Bakonyi Természettudományi Múzeum), illetve magángyűjtemények (Józan Zsolt és Benedek Pál gyűjteményei)) feldolgozásával, részben a hozzáférhető hazai szakirodalom adatainak beépítésével készült. A gyűjtemények anyagának taxonómiai revíziójára azonban nem került sor, ezért feldolgozásunkat az említett gyűjteményekben fellelhető esetleges meghatározási pontatlanságok terhelhetik (pl. *Bombus terrestris* versus *B. lucorum* stb.).

Az Excel adatbázisba a fajnév mellett a gyűjtés helye, dátuma, az adat fellelhetősége és a gyűjtőhely UTM kódja (10 km × 10 km-es felbontás) került be. Mintegy 5200 adat állt rendelkezésünkre a relatív előfordulási és elterjedési gyakoriságok meghatározásához. A gyakoriságok időbeni változásának meghatározásához

ennél kevesebb, mintegy 4000 adatot tudtunk csak felhasználni, mivel sok esetben a gyűjtések időpontjai hiányoztak, vagy nem voltak elég pontosak.

A fajok relatív gyakorisági értékeit az alábbiak szerint számoltuk. Előfordulási gyakoriság: az adott időszakban végrehajtott gyűjtések hány százalékában került elő az adott faj. Egy gyűjtésből származónak tekintettük az egy gyűjtőhelyen azonos, vagy csak 2–3 nap eltérést mutató dátummal rendelkező adatokat, illetve azokat, melyek pontos dátummal nem rendelkeztek, de ugyanabból a publikációból származtak. Az előfordulási gyakoriságokat az adott időszakból rendelkezésre álló összadat mennyiségének százalékában is kiszámoltuk. Elterjedési gyakoriság: az adott időszakban adatokkal lefedett UTM négyzetek hány százalékában került elő az adott faj.

A relatív gyakoriságok változását hozzávetőlegesen évtizedenként vizsgáltuk, bár az évtizedhatárok nem mindenütt pontosak. Az első periódusba az 1953 előtti adatok tartoznak, amelyek Móczár Miklós faunakatalógusából lettek kigyűjtve (Móczár 1953), ugyanis ezen adatok pontosabb datálására nem nyílt módunk. Ennek megfelelően a következő adatcsoport az 1953–1960-ig terjedő adatokat foglalja magába. A további évtizedhatárok már pontosak, a 1980–1990-es évek adatait összevontan kezeltük, mert itt kevés volt az adat a többi évtizedhez mérten.

Az európai veszélyeztetettséget annak alapján próbáltuk becsülni, hogy az adott faj hány más, európai ország védett- vagy vörös listáján szerepel. Sajnos nem minden európai ország vörös listájához sikerült hozzájutni.

Az összes adatok ismeretében a veszélyeztetettséget az IUCN veszélyeztetettségi kategóriáinak definíciója szerint becsültük (IUCN 2001). A fajok besorolását elsősorban nem a gyakoriságok értékei, hanem azok időbeli változásának mértéke alapján végeztük el. Magyarországról kihaltnak tekintettük azt a fajt, amelyről csak 1953 előtti gyűjtési adatot találtunk. A fokozottan veszélyeztetett (critically endangered, CR) kategóriába azok a fajok kerültek, amelyek az adott időszakban 80%-nál nagyobb gyakoriságcsökkenést mutattak. Veszélyeztetettnek (endangered, EN) minősítettük azokat a fajokat, amelyeknél a gyakoriságcsökkenés 50%-nál magasabb volt. A sebezhető (vulnerable, VU) kategóriába olyan fajok kerültek, amelyeknél a csökkenő trend nem egyértelmű, de adataink alapján ritka fajnak tekinthetőek, és több más európai ország védett- vagy vörös listáján is szerepelnek. A fenti kategóriákba be nem sorolható fajokat közvetlenül nem veszélyeztetettnek (lower risk, LR) minősítettük.

Eredmények

Az adatbázisunk által tartalmazott huszonöt hazai faj relatív elterjedési gyakoriságát, és gyakorisági kategóriákba sorolását az 1. táblázat tartalmazza. Ennek alapján három fajt a kevés adat miatt nem lehet kategóriákba sorolni, míg a többi négy gyakorisági kategóriára osztható a következő arányokkal: ritka (10% alatt) 9 faj, mérsékelten ritka (10–20%) 6 faj, gyakori (21–40%) 4 faj és tömeges (41% felett) 3 faj. Az előfordulási gyakoriságok alapján végzett hasonló számítás nem mutatott jelentős eltérést az előbbihez képest. A fajok gyakorisági sorrendje helyenként kisebb cseréket mutatott, de a kategóriákba sorolás gyakorlatilag ugyanazt az

1. táblázat. A hazai poszméhfajok (*Bombus* sp.) elterjedési gyakorisága.

Faj	UTM négyzetek száma	Relatív gyakoriság (%)	Gyakorisági kategóriák
B. consobrinus Mor.	1	0,23	–
B. distinguendus Mor.	1	0,23	–
B. serrisquama Mor.	2	0,46	–
B. soroeensis F.	6	1,37	ritka
B. elegans Seidl.	7	1,59	ritka
B. fragrans Pall.	16	3,64	ritka
B. haematurus Kriechb.	17	3,87	ritka
B. paradoxus D. T.	17	3,87	ritka
B. hypnorum L.	28	6,38	ritka
B. argillaceus Scop.	31	7,06	ritka
B. laesus Mor.	38	8,66	ritka
B. subterraneus L.	40	9,11	ritka
B. pomorum Pz.	46	10,48	mérsékelten ritka
B. lucorum L.	55	12,53	mérsékelten ritka
B. confusus Schck.	57	12,98	mérsékelten ritka
B. pratorum L.	62	14,12	mérsékelten ritka
B. ruderatus F.	77	17,54	mérsékelten ritka
B. muscorum F.	86	19,59	mérsékelten ritka
B. humilis Ill.	162	36,90	gyakori
B. ruderarius Müll.	163	37,13	gyakori
B. hortorum L.	163	37,13	gyakori
B. silvarum L.	179	40,77	gyakori
B. pascuorum Scop.	208	47,38	tömeges
B. lapidarius L.	253	57,63	tömeges
B. terrestris L.	300	68,34	tömeges

2. táblázat. A hazai poszméhfajok (*Bombus* sp.) előfordulási gyakoriságának időbeni változása.

Faj	*argillaceus*	*confusus*	*distinguendus*	*elegans*	*fragrans*	*haematurus*	*hortorum*	*humilis*
1953-ig	5,3846	7,6923	0,3846	2,6923	6,9231	0,0000	13,4615	26,9231
1953–1960	0,9615	2,8846	0,0000	0,0000	0,3205	0,0000	14,7436	14,1026
1961–1970	0,6024	5,2209	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	17,2691	17,2691
1971–1980	0,5386	3,2316	0,0000	0,0000	0,1795	0,0000	10,0539	9,5153
1981–2000	0,0000	0,8671	0,0000	0,0000	0,0000	2,6012	12,4277	8,6705
adatszám	31	76	1	7	20	9	266	283
Faj	*hypnorum*	*laesus*	*lapidarius*	*lucorum*	*muscorum*	*paradoxus*	*pascuorum*	*pomorum*
1953-ig	0,3846	13,4615	25,3846	5,0000	15,7692	3,4615	31,5385	9,6154
1953–1960	0,3205	0,3205	17,6282	10,2564	4,8077	0,0000	37,8205	1,2821
1961–1970	0,0000	0,2008	19,6787	9,2369	3,8153	0,2008	28,5141	1,8072
1971–1980	0,0000	0,7181	38,2406	3,9497	2,8725	0,0000	16,8761	0,7181
1981–2000	3,1792	0,2890	26,5896	5,2023	1,7341	0,5780	34,6821	1,7341
adatszám	13	42	524	131	97	12	556	48
Faj	*pratorum*	*ruderarius*	*ruderatus*	*serrisquama*	*silvarum*	*soroeensis*	*subterraneus*	*terrestris*
1953-ig	5,0000	11,1538	17,6923	0,7692	24,2308	0,3846	4,2308	26,5385
1953–1960	4,8077	12,5000	8,9744	0,0000	8,3333	0,0000	0,9615	17,9487
1961–1970	4,8193	13,8554	3,0120	0,0000	17,4699	0,0000	1,4056	34,1365
1971–1980	2,8725	12,2083	2,1544	0,0000	9,3357	0,0000	4,1293	48,1149
1981–2000	5,2023	11,5607	6,3584	0,0000	6,9364	1,4451	0,8671	28,9017
adatszám	86	245	123	2	252	6	47	663

eredményt hozta, az egyes fajok mind a kétféle módon ugyanabba a gyakorisági kategóriába sorolhatóak.

Az egyes fajok előfordulási gyakoriságának időbeli változásait a 2. táblázat mutatja. Két fajról (*B. consobrinus* és *B. distinguendus*) csak 1–1 gyűjtési adat volt található az adatbázisban, ráadásul a *B. consobrinus* adata pontos dátummal sem rendelkezett, így ez a faj bele sem került a táblázatba. Másik két faj (*B. elegans* és *B. serriquama*) Magyarországról kihaltnak tekinthető, mivel csak 1953 előtti gyűjtési adataik ismertek. A maradék 21 fajból tíz egyértelműen csökkenő tendenciát mutat, nyolc ingadozik vagy stagnál, és háromnál bizonytalan növekedés látszik.

Eredményeink, és a más európai országok vörös listái alapján elvégeztük a fajok veszélyeztetettségi kategóriákba sorolását (3. táblázat). Eszerint a hazai fajok közül hét fokozottan veszélyeztetett, három veszélyeztetett és kettő sebezhető, míg kilenc faj nem tekinthető közvetlenül veszélyeztetettnek.

Értékelés

Eredményeink alapján a hazai poszméhfauna 36%-a ritkának, 24%-a pedig mérsékelten ritkának tekinthető, vagyis e két kategóriába sorolható a teljes fajszámnak jóval több mint fele. Ugyanakkor számos nyugat-európai országban a nálunk gyakori fajok (pl. *B. lapidarius*, *B. pascuorum*, *B. terrestris*) is ritkának számítanak (Day 1991).

A hazánkban jelenleg is élő fajoknak csaknem a fele (47%) csökkenő gyakoriságot mutat az 50–60-as évektől kezdődően. Eredményeink a poszméhfaunában tapasztalható jelentős diverzitáscsökkenésre utalnak. Hasonló fajszám- és diverzitáscsökkenés figyelhető meg számos más európai országban is (Kells & Goulson 2003). Angliában ez a csökkenés olyan mértékű volt, hogy a nyolcvanas években mindössze hat poszméhfajt tudtak rendszeresen gyűjteni azokon a területeken, ahol a hatvanas évek előtt még 19-et (Williams 1982).

Különösen érdekesek azok a fajok, amelyek a múlt század közepén még gyakoriak voltak, de a 80–90-es évekre hatalmas gyakoriságcsökkenést mutatnak (pl. *B. muscorum*). Ezen fajoknál nagyon fontos lenne, hogy megpróbáljuk megtalálni a gyakoriságcsökkenés okait. 1977 és 1994 között a *B. muscorum* számos északangliai élőhelyről eltűnt, és helyét a *B. pascuorum* vette át (Plowright *et al.* 1997). A *B. muscorum* nagyon jól tolerálja a hűvös, nedves körülményeket, és ez kompetitív előnyt jelentett számára az adott területeken a *B. pascuorum*-mal szemben. A szerzők szerint a fajcsere oka lehet a globális felmelegedés kapcsán az adott élőhelyek felmelegedése, amely változást idézhet elő ebben az érzékeny kompetitív

3. táblázat. A hazai poszméhfajok veszélyeztetettséggel kapcsolatos adatainak összefoglalása és IUCN kategóriákba sorolása. A második oszlop zárójelben szereplő számai a relatív elterjedési gyakoriságok értékét, a negyedik oszlop számai pedig azt mutatják, hogy hány európai ország védett- vagy vörös listáján található meg az adott faj (r = ritka, mr = mérsékelten ritka, gy = gyakori, t = tömeges, † = kihalt, IUCN kategóriák: DD = adathiányos, EX = kihalt, CR = kritikusan veszélyeztetett, EN = veszélyeztetett, VU = sérülékeny, LR = közvetlenül nem veszélyeztetett).

Faj	gyakoriság	gyakoriság-változás trendje	európai országok vörös listái	IUCN kategória
B. consobrinus	– (0,23)	–	–	DD
B. distinguendus	– (0,23)	–	5	DD
B. elegans	r (1,59)	†	1	EX
B. serrisquama	– (0,46)	†	1	EX
B. argillaceus	r (7,06)	csökken	3	CR
B. confusus	mr (12,98)	csökken	5	CR
B. fragrans	r (3,64)	csökken	5	CR
B. laesus	r (8,66)	csökken	2	CR
B. muscorum	mr (19,59)	csökken	4	CR
B. paradoxus	r (3,87)	csökken	3	CR
B. pomorum	mr (10,48)	csökken	4	CR
B. humilis	gy (36,90)	csökken	3	EN
B. ruderatus	mr (17,54)	csökken	4	EN
B. silvarum	gy (40,77)	csökken	2	EN
B. soroeensis	r (1,37)	növekszik	3	VU
B. subterraneus	r (9,11)	stagnál	5	VU
B. haematurus	r (3,87)	növekszik		LR
B. hortorum	gy (37,13)	stagnál		LR
B. hypnorum	r (6,38)	növekszik		LR
B. lapidarius	t (57,63)	stagnál		LR
B. lucorum	mr (12,53)	stagnál		LR
B. pascuorum	t (47,38)	stagnál		LR
B. pratorum	mr (14,12)	stagnál		LR
B. ruderarius	gy (37,13)	stagnál	1	LR
B. terrestris	t (68,34)	stagnál		LR

kapcsolatban, és a *B. pascuorum*-ot teheti sikeresebbé a versengésben. Kérdés, hogy hazánkban is hasonló okokra vezethető-e vissza a *B. muscorum* visszaszorulása.

Vizsgálataink szerint a fajok veszélyeztetettségének felmérésében elsősorban nem a ritkaság, illetve gyakoriság megállapítása, hanem a gyakoriságok változási trendjeinek meghatározása bizonyult hasznosnak. Több faj, amely az adatok alapján nem bizonyult különösebben ritkának, jelentős gyakoriságcsökkenést mutatott az elmúlt évtizedek során. A gyakoriságcsökkenés mértékének alapján a fa-

jok jól besorolhatóak az IUCN kategóriákba. Az ilyenfajta adatfeldolgozás tehát mindenképpen javasolható a fajok veszélyeztetettségének felmérésekor.

Mindezek alapján a jelenlegi egy védett poszméhfaj (*B. argillaceus*) törvényi védettsége maximálisan indokoltnak mondható, és emellett szükséges további tizenegy faj (*B. confusus*, *B. fragrans*, *B. laesus*, *B. muscorum*, *B. paradoxus*, *B. pomorum*, *B. humilis*, *B. ruderatus*, *B. silvarum*, *B. soroeensis*, *B. subterraneus*) törvényi védelem alá vonása. Fontos további lépés kell legyen a védelmi program kidolgozása a fokozottan veszélyeztetett fajokra.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk mindazoknak, akik segítettek a fajok elterjedési adatainak összegyűjtésében: mindenekelőtt Józan Zsoltnak és Benedek Pálnak, hogy saját magángyűjteményük adatait is rendelkezésünkre bocsátották, továbbá Zombori Lajosnak, aki a Magyar Természettudományi Múzeum Hymenoptera-gyűjteményében, és Kutasi Csabának, aki a Bakonyi Természettudományi Múzeumban történt adatgyűjtésünkkor nyújtott fontos segítséget, valamint Máté Andrásnak, aki a *B. fragrans*-szal kapcsolatos személyes megfigyeléseivel járult hozzá munkánkhoz. Sárospataki Miklós a fent vázolt munkák idején Bolyai János Kutatási Ösztöndíjban részesült. A munka anyagi hátterét részben a Tölgy Természetvédelmi Egyesület által elnyert pályázatok biztosították.

Irodalomjegyzék

Alford, D. V. (1975): *Bumblebees*. – Davis-Pointer, London, 352 pp.

Benedek, P. (1972): Possible direct effect of weed control on population changes of wild bees pollinating lucerne. – *Acta Phytopath. Acad. Sci. Hung.* **7**: 267–278.

Benedek, P. (1997): Structure and density of lucerne pollinating wild bee populations as affected by changing agriculture. – *Acta Horticulturae* **437**: 353–357.

Benedek, P. (1998*a*): A mezőgazdaság hatása az állatvilág diverzitására. – *"AGRO–21" Füzetek* **24**: 56–65.

Benedek, P. (1998*b*): Ecological impact of changing agriculture on wild bees pollinating lucerne in Hungary. – In: Tenk, A., Szabó, Z. & Goda, M. (eds): ICA Summer School 1997, *"Agricultural challenges and EU enlargement"*. Pannon Univ. Agr. Sci., Mosonmagyaróvár, pp. 151–163.

Day, M. C. (1991): *Towards the conservation of aculeate Hymenoptera in Europe*. – Council of Europe Press, Strasbourg, 44 pp.

IUCN (2001): *IUCN Red List categories and criteria, Version 3.1*. – IUCN Species Survival Comission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK 30 pp.

Kearns, C. A. & Thomson, J. D. (2001): *The natural history of bumblebees*. – University Press of Colorado, Boulder, Colorado, 130 pp.

Kells, A. R. & Goulson, D. (2003): Preferred nesting sites of bumblebee queens (Hymenoptera: Apidae) in agroecosystems in the UK. – *Biol. Conservation* **109**: 165–174.

KöM (2001): 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről.

Kwak, M. M. (1996): Bumble bees at home and at school. – In: Matheson, A. (ed.): *Bumble bees for pleasure and profit*. International Bee Research Association, Cardiff, UK, pp. 12–24.

Kwak, M. M., Velterop, O. & Boerrigter, E. J. M. (1996): Insect diversity and the pollination of rare plant species. – In: Matheson, A., Buchmann, S. L., O'Toole, C., Westrich, P. & Williams, I. H. (eds): *Conservation of bees*. Academic Press, London, pp. 115–125.

Matheson, A., Buchmann, S. L., O'Toole, C., Westrich, P. & Williams, I. H. (1996): *Conservation of bees*. – Academic Press, London, 252 pp.

Móczár, M. (1953): A dongóméhek (Bombus Latr.) faunakatalógusa. – *Folia ent. hung.* **5**: 197–228.

O'Tool, C. & Raw, A. (1991): *Bees of the World*. – Blandford Publishing, London, 192 pp.

Plowright, C. M. S., Plowright, R. C. & Williams, P. H. (1997): Replacement of Bombus muscorum by Bombus pascuorum in Northern Britain? – *The Canadian Entomologist* **129**: 985–990.

Prys-Jones, O. E. & Corbet, S. A. (1987): *Bumblebees*. – Cambridge University Press, Cambridge, 86 pp.

Sárospataki, M., Novák, J. & Molnár, V. (2003): Hazai poszméh- és álposzméhfajok (Hymenoptera: Apidae, Bombus és Psithyrus) UTM-térképezése és az adatok természetvédelmi felhasználhatósága. – *Állatt. Közlem.* [in press]

Williams, P. H. (1982): The distribution and decline of British bumblebees (Bombus Latr.). – *J. Apicultural Research* **121**: 236–245.

The endangered bumble bee (*Bombus Latr.*) species in Hungary and the need of protection

Sárospataki, M., Novák, J. and Molnár, V.

Department of Zoology and Ecology, Szent István University
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1, Hungary

Abstract: The estimation of the conservation status of the Hungarian bumble bee species was made by mapping occurrence and calculating distribution frequency of the species as well as the temporal trends in the frequency. In our database over 5,200 data represented 25 *Bombus* species. About half of the native species showed a declining trend in frequency during the last 6 decades. Using the IUCN Red List Categories we can classify the species as follows: two species are "data deficient" (DD), two species are "extinct" from Hungary (EX), 7 species are "critically endangered" (CR), three species are "endangered" (EN), two species are "vulnerable" (VU) and the other 9 species are in the category of "lower risk" (LR). On the basis of our data we suggest official protection for 12 *Bombus* species in Hungary.

Key words: bumblebees, endangerment, IUCN categories, species conservation

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 309–317, 2004

Adatok a magyarországi *Maculinea* fajok (Lepidoptera: Lycaenidae) hangyagazdáiról

Tartally András[1] és Csősz Sándor[2]

[1]*Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék 4032 Debrecen, Egyetem tér 1, E-mail: tartally@tigris.klte.hu*
[2]*Magyar Természettudományi Múzeum Állattára, 1088 Budapest, Baross u. 13*

Összefoglaló: Dolgozatunkban a *Maculinea* boglárkalepkék magyarországi populációinak hatásosabb védelme érdekében, azok *Myrmica* hangyagazdáiról közlünk adatokat. Vizsgálataink 2000 és 2002 között mintegy 30 populáció élőhelyén folytak. Az élőhelyeken több száz *Myrmica* fészekben kerestünk *Maculinea* hernyókat, bábokat és exuviumokat; valamint adoptációs kísérleteket is végeztünk. A *Maculinea alcon alcon* csak a *Myrmica scabrinodis*; a *Maculinea rebeli xerophila* a *Myrmica sabuleti*, a *M. lonae*, a *M. scabrinodis* és a *M. specioides*; a *Maculinea teleius* a *Myrmica gallienii*, a *M. salina*, a *M. scabrinodis* és a *M. specioides* fészkéből került elő. Mindezt az adoptációs kísérletek is megerősítették, melynek során csupán a *Maculinea alcon alcon* lehetséges hangyagazdáinak száma bővült a *Myrmica gallienii*-vel, a *M. salina*-val és *M. specioides*-szel. Eredményeink szerint a hazai *Maculinea* populációk gazdafajai nagyjából ugyanazok, mint amelyek Lengyelországból és Kelet-Ausztriából és gyakran mások, mint amik Nyugat-Európából ismertek.

Kulcsszavak: adoptáció, hangyagazda, Kárpát-medence, lepkevédelem, *Maculinea*, *Myrmica*, szociálparazitizmus

Bevezetés

A Natura 2000 Annex II–IV által védett *Maculinea* boglárkalepkék hernyói a harmadik lárvális stádiumtól obligát módon szociálparazitaként *Myrmica* hangyafajok fészkében fejlődnek. E lepkefajok védelméhez fontos tudnunk, hogy azok mely *Myrmica* fajok fészkében nevelkednek fel sikeresen. Ez azért lényeges, mert a területkezelések során e *Myrmica* fajok ökológiai igényeit (Elmes & Thomas 1992, Elmes *et al.* 1998, Thomas 1980, Thomas *et al.* 1998*b*) is figyelembe kell venni. E probléma fontosságát jól mutatja az, hogy a *Maculinea arion arion* Nagy-Britannia területén főleg azért pusztult ki, mert a lepke élőhelyein az ottani hangyagazda, a *Myrmica sabuleti* denzitása nagymértékben lecsökkent. Ennek oka a legeltetés intenzitásának gyengülése volt, mely a gyepek szerkezetét megváltoztatta. Ezáltal a *Myrmica sabuleti* helyét a lepke addigi élőhelyein a *Myrmica scabrinodis* vette át, mely hangyafajnál azonban csak igen rossz arányban fejlődik ki a *Maculinea arion arion* (Elmes & Thomas 1992, Elmes *et al.* 1998, Thomas 1980, 1984*a*, 1995, Thomas *et al.* 1998*b*).

Eddig a Kárpát-medencei *Maculinea* fajok *Myrmica* gazdáiról igen keveset tudtunk, bár Bálint (1996) a hazai hangyafajokról készült határozó (Somfai 1959) és nyugat-európai irodalmi adatok összevetése alapján megemlíti, hogy mely *Maculinea* fajoknak él nálunk a nyugat-európai hangyagazdája. Ebből azonban nem következtethetünk a Kárpát-medencei gazdafajokra, hiszen tudjuk azt, hogy adott *Maculinea* faj különböző populációinak más és más lehet a hangyagazdája (Als *et al.* 2002, Elmes *et al.* 1994, 1998). Érdemes azt is megemlíteni, hogy Somfai (1959) határozójának megírása óta Magyarország területéről számos új *Myrmica* faj került elő (Csősz 1999, Gallé *et al.* 1998), ezzel a hazai *Maculinea* lepkék potenciális hangyagazdáinak fajszáma mára több mint a duplájára emelkedett.

Mindezek miatt fontosnak tartottuk megvizsgálni, hogy a Kárpát-medencei *Maculinea* populációknak mely *Myrmica* fajok lehetnek a hangyagazdái.

Módszerek

Vizsgálatainkba mind a hat hazai *Maculinea* taxont bevontuk. A *Maculinea alcon* és a *M. arion* fajcsoportok taxonómiája körül jelenleg is viták folynak. Dolgozatunkban a *Maculinea alcon* fajcsoport esetében alfajokként tárgyaljuk a *Maculinea alcon* ([Denis et Schiffermüller], 1775) és a *M. xerophila* (Berger, 1946) fajként leírt taxonokat. Az utóbbi taxon és a *Maculinea rebeli* (Hirschke, 1904) validitása és taxonómiai helyzete még kérdéses (Bálint 1996). Hasonló módon a *Maculinea arion* (Linnaeus, 1758) alfajaiként tárgyaljuk a *M. arion arion*-t és a *M. ligurica punctifera* (Gozmány, 1968) néven leírt taxont (Bálint 1996). Ezek szerint a következő *Maculinea* taxonokkal dolgoztunk: *M. rebeli xerophila* (sztyeppvidéki hangyaboglárka); *M. alcon alcon* (lápi vagy szürkés hangyaboglárka); *M. arion arion* (nagypöttyös hangyaboglárka); *M. arion ligurica* (pontozott azúrkék hangyaboglárka); *M. teleius* (Bergsträsser, 1779) (vérfű vagy kispöttyös hangyaboglárka); *M. nausithous* (Bergsträsser, 1779) (zanót vagy sötét hangyaboglárka).

A *Myrmica* fajok közül azokat vontunk be vizsgálatainkba, amelyeket legalább az egyik mintavételi területünkön megtaláltunk. Ezek a következők voltak: *Myrmica gallienii* Bondroit, 1920; *M. lonae* Finzi, 1926; *M. rubra* (Linnaeus, 1758); *M. ruginodis* Nylander, 1846; *M. sabuleti* Meinert, 1860; *M. salina* Ruzsky, 1905; *M. scabrinodis* Nylander, 1846; *M. schencki* Viereck, 1903; *M. specioides* Bondroit, 1918; *M. vandeli* Bondroit, 1920. A *Myrmica lonae* és a *M. vandeli* hazai hangyafaunára nézve új faj (a bizonyító példányok a Magyar Természettudományi Múzeum Hymenoptera Gyűjteményében vannak elhelyezve – *M. lonae* Finzi, 1926: 2002.VII.05., Bükkszentkereszt: Lófő-tisztás, leg. Tartally, det. Csősz; 2002.

VI.04., Bükk-fennsík: Kecskeláb-rét, leg. Tartally, det. Csősz; *M. vandeli* Bondroit, 1920: 2002.VIII.16., Aggtelek, leg. Tartally, det. Csősz).

Terepi vizsgálatainkat 2000 tavasza és 2002 ősze között mintegy 30 populáció élőhelyén végeztük. Az élőhelyeken a *Maculinea* boglárkák tápnövényei körül 5 m-es körzetben több száz *Myrmica* fészekben kerestünk lepkehernyókat, bábokat és azok exuviumait. Ehhez a *Myrmica* fészkek földfelszíni részeit kézzel megbontottuk, esetleg óvatosan beleástunk a fészkekbe. A talált lárvák, bábok és exuviumok közül hangyafészkenként egyet-egyet hangyákkal együtt bizonyító példányokként 70%-os etanolba eltettünk, majd azokat a Magyar Természettudományi Múzeum Állattárának gyűjteményében helyeztük el. Fontos megemlíteni, hogy sokszor olyan *Myrmica* fajok is sikeresen adoptálnak *Maculinea* hernyókat, amelyek később a télvégi éhezés vagy erős stressz-hatás során megölik azokat (Elmes szóbeli közlése). Ezért vizsgálatunk szempontjából csak a hangyafészkekben már sikeresen áttelelt hernyók megtalálásának volt értékelhető jelentősége. Éppen ezért e mintavételezéseinket igyekeztünk az adott *Maculinea* populáció rajzását közvetlenül megelőző hetekre ütemezni.

Az imént említett mintavételezéseinket laborban kiegészítettük adoptációs kísérletekkel. Az ilyen kísérleteket rendszeresen alkalmazzák (Als *et al.* 2001, 2002, Elmes *et al.* 1991*a*, *b*, Schönrogge *et al.* 2000, Thomas & Wardlaw 1992, Thomas *et al.* 1989, 1993, 1998*a*, Wardlaw 1991, Wardlaw *et al.* 1998, 2000) a *Maculinea–Myrmica* kapcsolat kutatásához. Az adoptációs kísérletek azonban nem alkalmasak arra, hogy azokból messzemenő következtetéseket vonjunk le arra vonatkozóan, hogy az adott *Maculinea* populációnak mely *Myrmica* fajok lehetnek a gazdafajai. Ennek oka, hogy laboratóriumi körülmények között a *Myrmica* kolóniák fiziológiai állapota megváltozik, aminek következtében a hernyókat a hangyák más arányban adoptálják, majd nevelik ki laborban, mint természetes körülmények között (Elmes szóbeli közlése). Éppen ezért az adoptációs kísérletek eredményeit csak kiegészítő információként, a terepi vizsgálatok megerősítésére tudjuk felhasználni.

Eredmények és értékelés

Vizsgálataink során eddig összesen 51 *Maculinea* bábot, exuviumot és hernyót sikerült a mintavételi területeinken megtalálnunk valamely *Myrmica* faj fészkében (1. táblázat). Mindezek alapján az alábbi következtetéseket vonhatjuk le:

Maculinea alcon alcon hernyót és exuviumot eddig csak a *Myrmica scabrinodis* fészkében találtunk. Ez a hangyafaj a lepke sár-hegyi populációjának egyértelműen jó gazdafaja. A populáció élőhelyén tapasztalataink szerint ez a leggyako-

1. táblázat. A *Myrmica* fészkek, ahol *Maculinea* bábokat (P), exuviumokat (E), áttelelt hernyókat (O) és még át nem telelt fiatal hernyókat (Y) találtunk.

Lelőhely	*Myrmica* faj	Darab
Maculinea alcon alcon		
Balatonhenye	*M. scabrinodis*	1 E
Sár-hegy (Gyöngyös)	*M. scabrinodis*	10 O
Sár-hegy (Gyöngyös)	*M. scabrinodis*	1 O
Sár-hegy (Gyöngyös)	*M. scabrinodis*	5 Y
Sár-hegy (Gyöngyös)	*M. scabrinodis*	4 Y
Maculinea rebeli xerophila		
Bükkszentkereszt belterülete	*M. sabuleti*	1 O
Kecskeláb-rét (Bükk-fennsík)	*M. sabuleti*	6 O
Kecskeláb-rét (Bükk-fennsík)	*M. lonae*	5 O
Lófő-tisztás (Bükkszentkereszt)	*M. scabrinodis*	9 P
Tohonya-hát (Jósvafő)	*M. specioides*	1 P
Maculinea teleius		
Aggtelek	*M. gallienii*	1 P
Barakonyi-völgy (Rakaca-völgy)	*M. scabrinodis*	1 P
Barakonyi-völgy (Rakaca-völgy)	*M. scabrinodis*	1 Y
Drávaiványi-legelő	*M. specioides*	1 O
Drávaiványi-legelő	*M. salina*	1 P
Fülesd	*M. salina*	1 E, 2 P

ribb *Myrmica* faj, melyen kívül csak néhány *M. gallienii* kolóniát találtunk ott. A *M. scabrinodis* egyébként a *M. rubra* és a *M. ruginodis* mellett a nyugat-európai *M. alcon alcon* populációk egyik fő gazdafaja, viszont Kelet-Ausztriában és Lengyelországban e lepke eddig szintén csak a *Myrmica scabrinodis*-tól került elő. Arra vonatkozó adatok nincsenek, hogy ezeken a gazdafajokon kívül a lepke terepen más hangyafajnál is kifejlődött volna (Als *et al.* 2001, 2002, Elmes & Thomas 1992, Elmes *et al.* 1994, 1998, Höttinger *et al.* 2003, Sielezniew & Stankiewicz 2002, Thomas 1995, Thomas *et al.* 1998*b*). Az adoptációs kísérletek során is jó gazdafajnak bizonyult a *Myrmica scabrinodis*. Laboratóriumi körülmények között további három *Myrmica* faj, a *M. gallienii*, a *M. salina* és a *M. specioides* is sikeresen adoptálta a *M. alcon alcon* hernyókat. Ha ezt terepi vizsgálataink is megerősítik, akkor e lepke ismert gazdafajainak száma bővülni fog.

Maculinea rebeli xerophila bábot, illetve hernyót terepen négy *Myrmica* faj (*M. sabuleti*, *M. lonae*, *M. scabrinodis*, *M. specioides*) fészkében találtunk. Laboratóriumi körülmények között ugyanezek a *Myrmica* fajok adoptálták sikeresen a *M. rebeli xerophila* hernyókat. Mint már utaltunk rá nagyon valószínű, hogy a *M.*

rebeli xerophila és a *M. rebeli* egymással nem szinonim taxon (Bálint 1996). Ennek ellenére a nyugat-európai irodalom e két taxon közül következetesen csak a *M. rebeli* hangyagazdáiról tesz említést. Így bizonyára több *M. rebeli* gazdafajként közölt adat vonatkoztatható a *M. rebeli xerophila* hangyagazdáira. Ezen ismeretek tükrében említjük meg, hogy a *M. rebeli* fő gazdafaja Nyugat-Európa nagy részén a *Myrmica schencki*, Kelet-Ausztriában és Lengyelországban a *M. sabuleti*. Vannak adatok arról, hogy a *Maculinea rebeli* terepen kifejlődött *Myrmica scabrinodis*-nál, *M. rubra*-nál, *M. ruginodis*-nál, *M. vandeli*-nél, *M. specioides*-nél, *M. lobicornis* Nylander, 1846-nál és *M. sulcinodis* Nylander, 1846-nál is (Elmes & Thomas 1992, Elmes *et al.* 1998, Steiner *et al.* 2003, Thomas 1995, Thomas *et al.* 1998*a*, *b*). Mindezek alapján figyelemre méltó az, hogy a *Maculinea rebeli xerophila* nálunk még a *Myrmica schencki*-től nem került elő, és az is, hogy ez a hangyafaj a lepke élőhelyein sokkal ritkább volt, mint a *Myrmica sabuleti* és a *M. scabrinodis*. A *Maculinea rebeli*-t *Myrmica lonae*-től eddig még nem mutatták ki, így ez az adatunk mindenképpen újnak számít.

A *Maculinea arion arion* esetében vizsgálataink nem jártak eredménnyel. Ennek a lepkének Nyugat-Európában a fő gazdafaja irodalmi adatok szerint a *Myrmica sabuleti*, de vannak adatok arról, hogy a lepke terepen kifejlődött *M. scabrinodis*-nál, *M. rubra*-nál, *M. ruginodis*-nál és *M. lobicornis*-nál is (Elmes & Thomas 1992, Elmes *et al.* 1998, Sielezniew *et al.* 2003, Thomas 1980, 1984*a*, 1995, Thomas *et al.* 1998*b*). Azt Bálint (1996) is megemlíti, hogy irodalmi adatok alapján a *Maculinea arion arion* fő gazdafaja Nyugat-Európában a *Myrmica sabuleti*, de kitér arra, hogy mivel Somfai (1959) szerint a *M. sabuleti* csak Balatonszéplakon fordul elő, ezért nálunk biztosan más lehet e lepkefaj hangyagazdája. Mára azonban már tudjuk, hogy a *M. sabuleti* egyike a leggyakoribb *Myrmica* fajainknak (Csősz 1999), így nem kizárt a Kárpát-medencei *Maculinea arion arion* bizonyos populációinak a *Myrmica sabuleti*-hez való kötődése.

A *Maculinea arion ligurica* esetében vizsgálataink nem jártak eredménnyel. E lepke hangyagazdáiról irodalmi adatok sem állnak rendelkezésünkre, így e téma további kutatása fontos feladat.

Maculinea teleius bábot, exuviumot, illetve hernyót eddig négy *Myrmica* faj (*M. gallienii*, *M. salina*, *M. scabrinodis*, *M. specioides*) fészkében találtunk. Nyugat-Európában e lepkefajnak a fő hangyagazdája a nálunk is gyakori *Myrmica scabrinodis*, de vannak adatok arról, hogy a lepke terepen kifejlődött *M. sabuleti*-nél, *M. rubra*-nál, *M. ruginodis*-nál, *M. gallienii*-nél és *M. vandeli*-nél is (Elmes & Thomas 1992, Elmes *et al.* 1998, Stankiewicz & Sielezniew 2002, Thomas 1984*b*, 1995, Thomas *et al.* 1998*b*). A *M. scabrinodis* fészkében mi is találtunk egy *Maculinea teleius* bábot és egy lárvát. Mindkét említett mintát a Barakonyi-völgyben gyűjtöttük, ahol a lepke élőhelyén a *Myrmica scabrinodis* a

leggyakoribb hangyafaj. Mindezek alapján igen valószínű, hogy a Barakonyi-völgyben a *Maculinea teleius* fő hangyagazdája a *Myrmica scabrinodis*. Ugyanakkor fontos megemlítenünk, hogy a *M. specioides* és a *M. salina*, mint *Maculinea teleius* gazdafaj, új adat.

A *Maculinea nausithous* esetében vizsgálataink nem jártak eredménnyel. Ennek a lepkének Nyugat-Európában fő gazdafaja a *Myrmica rubra*, de vannak irodalmi adatok arról, hogy a lepke terepen kifejlődött *M. sabuleti*-nél, *M. scabrinodis*-nál, *M. ruginodis*-nál és *M. vandeli*-nél is (Elmes & Thomas 1992, Elmes *et al.* 1998, Stankiewicz & Sielezniew 2002, Thomas 1984*b*, 1995, Thomas *et al.* 1998*b*). A *M. rubra* nedvesebb élőhelyeken nálunk is gyakori, sok helyen szuperkolóniák képzése révén az egyedüli hangyafaj (Csősz 1999). Mivel a *Maculinea nausithous* Magyarországon is vérfüves láp- és mocsárréteken él (Bálint 1996), nagy a valószínűsége, hogy több hazai *M. nausithous* populációnak is a *Myrmica rubra* a fő gazdafaja.

Eredményeink azt mutatják, hogy a hazai *Maculinea* populációk gazdafajai nagyjából ugyanazok, mint amelyek Lengyelországból és Kelet-Ausztriából (Höttinger *et al.* 2003, Sielezniew & Stankiewicz 2002, Sielezniew *et al.* 2003, Stankiewicz & Sielezniew 2002, Steiner *et al.* 2003), és gyakran mások, mint amik Nyugat-Európából (Als *et al.* 2001, 2002, Elmes & Thomas 1992, Elmes *et al.* 1994, 1998, Thomas, 1980, 1984*a*, *b*, 1995, Thomas *et al.* 1998*a*, *b*) ismertek. Ezért a hazai *Maculinea* élőhelyek kezelési terveinek kidolgozásakor érdemes jobban figyelemmel kísérnünk a kelet-európai példákat, mint a nyugat-európaiakat. Fontos kihangsúlyoznunk, hogy míg eredményeink szerint a *Maculinea rebeli xerophila* és a *M. teleius* a Kárpát-medencében több hangyagazdánál is kifejlődik, addig a *M. alcon alcon* eddigi egyetlen bizonyított hazai gazdafaja a *Myrmica scabrinodis*. Mindez azt valószínűsíti, hogy az utóbbi lepkefaj hazánkban érzékenyebb lehet az élőhely *Myrmica* közösségének változására, mint az előbbi két faj.

További vizsgálataink során újabb hazai *Maculinea* gazdafajok kerülhetnek elő, el kell döntenünk, hogy ezek közül melyek a fő gazdafajok, és meg kell találnunk a *Maculinea arion arion*, a *M. arion ligurica* és a *M. nausithous* Kárpát-medencei hangyagazdáit is. Ezen kívül jobban meg kell ismernünk a hazai gazdapopulációk ökológiai igényeit a hatásos kezelési tervek kidolgozásához.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk Prof. Varga Zoltánnak, Prof. Gallé Lászlónak, Peregovits Lászlónak, dr. Szabó Sándornak, Tóth Enikőnek, Nagy Szilviának, Tihanyi Borbálának, Kozma Péternek, Kassai Ferencnek, Ilonczai Zoltánnak, Sum Szabolcsnak és Baranyi Tamásnak munkánkhoz nyújtott segítségükért. Kutatásainkat a „MacMan" nevű RTD projekt keretén belül végeztük az Európai Unió támogatásával (EVK2-CT-2001-00126).

Irodalomjegyzék

Als, T. D., Nash, D. R. & Boomsma, J. J. (2001): Adoption of parasitic Maculinea alcon caterpillars (Lepidoptera: Lycenidae) by three Myrmica ant species. – *Animal Behaviour* **62**: 99–106.

Als, T. D., Nash, D. R. & Boomsma, J. J. (2002): Geographical variation in host-ant specificity of the parasitic butterfly Maculinea alcon in Denmark. – *Ecological Entomology* **27**: 403–414.

Bálint, Zs. (1996): *A Kárpát-medence nappali lepkéi. 1. rész.* – MME, Budapest, 183 pp.

Csősz, S. (1999): *A Myrmica genus (Hymenoptera; Formicidae) hazai és várható fajainak határozója.* – Diplomamunka, Debreceni Egyetem, Debrecen, 64 pp.

Elmes, G. W. & Thomas, J. A. (1992): Complexity of species conservation in managed habitats: interaction between Maculinea butterflies and their ant hosts. – *Biodiversity and Conservation* **1**: 155–169.

Elmes, G. W., Thomas, J. A. & Wardlaw, J. C. (1991*a*): Larvae of Maculinea rebeli, a large-blue butterfly, and their Myrmica host ants: wild adoption and behaviour in ant-nests. – *J. Zool., London* **223**: 447–460.

Elmes, G. W., Wardlaw, J. C. & Thomas, J. A. (1991*b*): Larvae of Maculinea rebeli, a large-blue butterfly and their Myrmica host ants: patterns of caterpillar growth and survival. – *J. Zool., London* **224**: 79–92.

Elmes, G. W., Thomas, J. A., Hammarstedt, O., Munguira, M. L., Martin, J. & van der Made, J. (1994): Differences in host-ant specificity between Spanish, Dutch and Swedish populations of the endangered butterfly, Maculinea alcon (Denis et Schiff.) (Lepidoptera). – *Memorablia Zoologica* **48**: 55–68.

Elmes, G. W., Thomas, J. A., Wardlaw, J. C., Hochberg, M. E., Clarke, R. T. & Simcox, D. J. (1998): The ecology of Myrmica ants in relation to the conservation of Maculinea butterflies. – *J. Insect Conservation* **2**: 67–78.

Gallé, L., Csősz, S., Tartally, A. & Kovács, É. (1998): A check-list of Hungarian ants (Hymenoptera: Formicidae). – *Folia ent. hung.* **59**: 213–220.

Höttinger, H., Schlick-Steiner, B. C. & Steiner, F. M. (2003): The Alcon blue Maculinea alcon in eastern Austria: endangering and conservation (Lepidoptera: Lycaenidae). – *Ecology, Bratislava* **22**(2): 107–118.

Schönrogge, K., Wardlaw, J. C., Thomas, J. A. & Elmes, G. W. (2000): Polymorphic growth rates in myrmecophilous insects. – *Proc. R. Soc. London* **267**: 771–777.

Sielezniew, M. & Stankiewicz, A. (2002): First data on host-ant specificity of parasitic butterfly Maculinea alcon (Den. & Schiff.) (Lepidoptera: Lycaenidae) in Poland and eastern Europe. – *Fragm. faun.* **45**: 123–130.

Sielezniew, M., Stankiewicz, A. & Bystrowski, C. (2003): First observation of one Maculinea arion pupa in a Myrmica lobicornis nest in Poland. – *Nota lepidopterologica* **25**(4): 249–250.

Somfai, E. (1959): Hangya alkatúak, Formicoidea. – *Magyarország állatvilága (Fauna Hungarie)* **43**: 1–79.

Stankiewicz, A. & Sielezniew, M. (2002): Host specificity of Maculinea teleius Bgstr. and M. nausithous Bgstr. (Lepidoptera: Lycaenidae) the new insight. – *Annls Zool.* **52**(3): 403–408.

Steiner, A., Sielezniew, M., Schlick-Steiner, B. C., Höttinger, H., Stankiewicz, A. & Górnicki, A. (2003): Host specificity revisited: New data on Myrmica host ants of the lycaenid butterfly Maculinea rebeli. – *J. Insect Conservation* **7:** 1–6.

Thomas, J. A. (1980): Why did the large blue become extinct in Britain? – *Oryx* **15**: 243–247.

Thomas, J. A. (1984*a*): The conservation of butterflies in temperate countries: past efforts and lessons for the future. – In: Vane-Wright, R. I. & Ackery, P. (eds): *Biology of Butterflies. Symposia of the Royal Entomol. Soc.,* Academic Press **11**: 333–353.

Thomas, J. A. (1984*b*): The behaviour and habitat requirements of Maculinea nausithous (the dusky large blue butterfly) and M. teleius (the scarce large blue) in France. – *Biol. Conservation* **28**: 325–347.

Thomas, J. A. (1995): The ecology and conservation of Maculinea arion and other European species of large blue butterfly. – In: Pullin, A. & Chapman, H. (eds): *Ecology and conservation of butterflies*. Chapter, London, **13**: 180–196.

Thomas, J. A. & Wardlaw, J. C. (1992): The capacity of Myrmica ant nest to support a predacious species of Maculinea butterfly. – *Oecologia* **91**: 101–109.

Thomas, J. A., Elmes, G. W. & Wardlaw, J. C. (1993): Contest competition among Maculinea rebeli butterfly larvae in ant nests. – *Ecological Entomology* **18**: 73–76.

Thomas, J. A., Elmes, G. W. & Wardlaw, J. C. (1998*a*): Polymorphic growth in larvae of the butterfly Maculinea rebeli, a social parasite of Myrmica ant colonies. – *Proc. R. Soc. London* **265**: 1895–1901.

Thomas, J. A., Elmes, G. W., Wardlaw, J. C. & Woyciechowski, M. (1989): Host specificity among Maculinea butterflies in Myrmica ant nests. – *Oecologia* **79**: 452–457.

Thomas, J. A., Simcox, D. J., Wardlaw, J. C., Elmes, G. W., Hochberg, M. E. & Clarke, R. T. (1998*b*): Effects of latitude, altitude and climate on the habitat and conservation of the endangered butterfly Maculinea arion and its Myrmica ant hosts. – *J. Insect Conservation* **2**: 39–46.

Wardlaw, J. C. (1991): Techniques for rearing Myrmica ants (Hym.) and Maculinea rebeli Hir. caterpillars (Lep., Lycaenidae). – *Entomologist's Mon. Mag.* **127**: 233–241.

Wardlaw, J. C., Elmes, G. W. & Thomas, J. A. (1998): Techniques for studying Maculinea butterflies: I. Rearing Maculinea caterpillars with Myrmica ants in the laboratory. – *J. Insect Conservation* **2**: 79–84.

Wardlaw, J. C., Thomas, J. A. & Elmes, G. W. (2000): Do Maculinea rebeli caterpillars provide vestigial mutuality benefits to ants when living as social parasites inside Myrmica ant nests? – *Ent. Exp. Appl.* **95**: 97–103.

Data on the ant hosts of the *Maculinea* butterflies (Lepidoptera: Lycaenidae) of Hungary

Tartally, A.[1] and Csősz, S.[2]

[1]Department of Zoology and Anthropology, University of Debrecen
H-4010 Debrecen, P. O. Box 3, Hungary
[2]Department of Zoology, Hungarian Natural History Museum
H-1088 Budapest, Baross u. 13, Hungary

Abstract: Additional and preliminary data are given on host specificity of the *Maculinea* butterflies in the Carpathian Basin. This work was conducted to get more information about the host ants of these butterflies for their better protection. Several hundreds of *Myrmica* nests on about 30 sites were examined to find out the host specificity level of the *Maculinea* butterflies. Our work contained two elements, field work and laboratory examinations with testing the adoption of *Maculinea* caterpillars in artificial *Myrmica* nests. We found *Maculinea alcon alcon* only in *Myrmica scabrinodis* nests; *Maculinea rebeli xerophila* in *Myrmica sabuleti*, *M. lonae*, *M. scabrinodis* and *M. specioides*

nests; *Maculinea teleius* in *Myrmica gallienii*, *M. salina*, *M. scabrinodis* and *M. specioides* nests. Laboratory observations partly confirmed these results, furthermore the potential host ant species of *Maculinea alcon alcon* were completed with three others: *Myrmica gallienii*, *M. salina* and *M. specioides*. As our results show the host ants of the Hungarian *Maculinea* populations are almost the same as the ones known in Poland and in Eastern Austria. However they are often different from the ones found in Western Europe.

Key words: adoption, butterfly conservation, Carpathian Basin, host ant, *Maculinea, Myrmica*, social parasitism

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 319–328, 2004

Lepkefaunisztikai vizsgálatok fénycsapdás gyűjtéssel az Aggteleki Nemzeti Parkban

Árnyas Ervin[1], Szabó Sándor[1], Tóthmérész Béla[2] és Varga Zoltán[1]

[1]*Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék 4010 Debrecen, Pf. 3, E-mail: arnyaser@delfin.klte.hu*
[2]*Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, 4010 Debrecen, Pf. 71.*

Összefoglaló: A Jósvafőtől É-ra fekvő Tohonya-völgyben a 80-as évek elejétől folyamatosan működő fénycsapda 2000–2001. évi nagylepke anyagát dolgoztuk fel. Vizsgálatainkat a teljes vegetációperiódus során rendszeresen végzett lámpázásos gyűjtéssel egészítettük ki. Vizsgálataink során a fénycsapda összesen 448 faj, 24 352 nagylepke példányát fogta. Lámpázással további 55 fajjal sikerült ezt kiegészíteni. A kutatási területen a Geometridae és Noctuidae családoknak volt a legmagasabb faj- és példányszáma, de jelentős egyedszámmal fordultak elő az Arctiidae, Sphingidae és a Lasiocampidae családok fajai is. Egyes fajok az észlelési küszöbérték körül mozogtak, 123 fajnak csupán egyetlen példányát fogtuk. A diverzitási rendezések csekély különbséget mutattak a két év közössége között, mindkettő hasonló szerkezetű. A fajösszetétel hasonlósága 80%-ban egyező, ugyanakkor az egyedszámbeli eltérések elég jelentősek. A tápnövényenkénti megoszlás alapján, a területen a legnagyobb arányban a lágyszárú növényeken fejlődő fajok vannak, de meghatározó a lombevők jelenléte is. A zuzmófogyasztó fajok viszonylag magas egyedszámát regisztráltuk. A fauna állatföldrajzi összetételében a nagy áreájú euroszibériai és holomediterrán fajok mellett jelentős színező elemek a szibériai, a déli kontinentális, a pontomediterrán és xeromontán fajok.

Kulcsszavak: Aggteleki Nemzeti Park, fajdiverzitás, fauna-elemek, fénycsapdázás, lepkefaunisztika

Bevezetés

Az Aggteleki-karszt lepkefaunájának kutatása 1958-ban kezdődött. Fénycsapdás vizsgálatok a 80-as évek elejétől indultak, amelyek alkalmasnak bizonyultak a fajösszetétel-beli, és bizonyos mértékig a mennyiségi változások nyomon követésére. Jelen dolgozat a Jósvafő melletti Tohonya-völgyben felállított fénycsapda által és a lámpázások során, a 2000–2001-ben gyűjtött anyagot elemzi és értékeli.

A vizsgálati terület felszíne változatos domborzatú, ennek megfelelően növénytakarója is sokrétű. Az egész táj alapvetően erdős, a természetes vegetáció mintegy 60%-ban erdő, 20%-ban sztyepprét, 5%-ban sziklagyep, míg a vizes élőhelyek aránya 5%, és 10%-nyi a megművelt terület.

Az általunk feldolgozott kétéves anyagban vizsgáltuk a Tohonya-völgy éjjeli nagylepke faunájának az összetételét. Ezen belül megállapítottuk a példányszám

havonkénti alakulását, valamint a gyűjtött anyag alapján meghatároztuk a területen előforduló fajok mennyiségi viszonyait. Továbbá fontosnak tartottuk megvizsgálni a fogott lepkefajok tápnövényenkénti megoszlását, illetve azok élőhelyek szerinti tagolódását.

Vizsgálati terület és módszerek

Vizsgálatainkat az Aggteleki-karszthoz tartozó Tohonya-völgyben végeztük, mintegy 1 km-re Jósvafő községtől É-ra. A Tohonya-bérc K-i oldalán épült kutatóház udvarán működött az a félautomata fénycsapda, ami kutatásaink döntő anyagát szolgáltatta, valamint az épület K-i fekvésű teraszán kiegészítő csapdázásokat végeztünk. A területre vonatkozó bővebb leírást lásd például Horváth (1997), Varga *et al.* (1998).

Kutatásainkhoz egy Jermy-típusú fénycsapdát használtunk. A csapda fogószerkezete oszlopon áll, melyen kb. 2 m magasan kör alakú, mintegy 1 m átmérőjű tető helyezkedik el. A tető síkja alatt van a fényforrásként szolgáló 125 W-os higanygőzlámpa. A fényre repülő és onnan lecsapódó rovarok összegyűjtésére egy fémtölcsér szolgál, melynek vége az ölőüveghez csatlakozik. Az üvegben helyezkedik el a kloroformot tartalmazó üvegfiola (Ronkay 1997). A fénycsapda 2000-ben március 1-től november 15-ig, 2001-ben március 3-tól november 4-ig üzemelt. A csapda alkonykapcsolóval működött, és egész éjszaka világított. Ha a fogott lepkeanyag nagy mennyiségű volt, azt néhány órán át egy papírlapon szikkasztottuk, hogy elkerüljük a tetemek megpenészedését. A lepkeanyagot vattarétegek között, kartondobozban tároltuk a feldolgozásig. Annak érdekében, hogy minél teljesebb képet kapjunk a terület nagylepkefaunájáról, kiegészítő lámpázásokat is végeztünk. A lepkék gyűjtésére 250 W-os higanygőzlámpát használtunk, elkábításukhoz pedig hígítatlan kloroformot alkalmaztunk. A gyűjtések időtartama kb. 7 óra volt, a szürkülettől a rajzás erőteljes hajnali csökkenéséig. Az egyes napokon fogott lepkéket gondosan szétválogattuk és meghatároztuk. Az egyes évek közösségeit az egyparaméteres diverzitási függvénycsaládok révén, diverzitási profilokkal hasonlítottuk össze (Tóthmérész 2001).

Eredmények és értékelésük

Fénycsapdás kutatásaink a Tohonya-völgyben felállított csapda két év alatt fogott lepkeanyagának meghatározására és az eredmények kiértékelésére vonatkoztak. A vizsgálat ideje alatt összesen 24 352 nagylepke példányt fogtunk, ebből

2000-ben 12 849-et, 2001-ben 11 503-at. A szakszerű csapdakezelésnek köszönhetően, a fogott anyag igen jó minőségű volt, így minden példányt sikerült meghatároznunk (kivéve az *Eupithecia* fajokat).

A 2000–2001. év során összesen 448 fajt fogtunk fénycsapdával, ebből a két évben 310 faj volt azonos, 138 pedig eltérő. Lámpázással további 55 fajt sikerült gyűjteni. A teljes fajszám így 503 volt, ami jól mutatja a terület rendkívüli fajgazdagságát.

2000-ben 377 fajt fogtunk, ebből 22 faj relatív abundanciája haladta meg az 1%-os arányt, ami 129 egyed volt (1. táblázat). A 377 nagylepke faj közül 157 fajnak volt a példányszáma 10–100 között, 117 fajnak 2–10 között volt, 71 lepkefajnak viszont csak 1 példányát gyűjtöttük be. Megállapíthatjuk azt is, hogy csak egy faj haladta meg az 5%-os arányt, az *Orthosia cerasi* (Fabricius, 1775), de egy sem haladta meg a 10%-ot.

1. táblázat. Azon fajok listája, melyek relatív abundanciája meghaladta az 1%-ot (129 egyed) a 2000. évi fénycsapda anyagban.

Faj	Család	Példányszám	Relatív abundancia (%)
Alsophila aescularia	Geometridae	154	1,19
Chlorissa viridata	Geometridae	150	1,16
Cyclophora annulata	Geometridae	412	3,20
Lycia hirtaria	Geometridae	158	1,22
Semiothisa chlathrata	Geometridae	149	1,15
Semiothisa glarearia	Geometridae	204	1,58
Scopula immorata	Geometridae	407	3,16
Agrotis exclamationis	Noctuidae	218	1,69
Conistra vaccinii	Noctuidae	319	2,48
Deltote deceptoria	Noctuidae	136	1,05
Eriopygodes imbecilla	Noctuidae	184	1,43
Neuronia decimalis	Noctuidae	175	1,36
Orthosia cerasi	Noctuidae	884	6,87
Protodeltote pygarga	Noctuidae	308	2,39
Tholera cespitis	Noctuidae	151	1,17
Deilephila porcellus	Sphingidae	239	1,86
Eilema complana	Arctiidae/Lithosinae	541	4,21
Eilema deplana	Arctiidae/Lithosinae	145	1,12
Eilema lutarella	Arctiidae/Lithosinae	190	1,47
Eilema sororcula	Arctiidae/Lithosinae	371	2,88
Miltochrista miniata	Arctiidae/Lithosinae	313	2,43
Poeciliocampa populi	Lasiocampidae	204	1,58

2001-ben 378 nagylepke fajt fogtunk, ebből 23 fajnak a relatív abundanciája haladta meg az 1%-ot (116 egyed) (2. táblázat). A 2001-ben 378 faj közül 148 fajnak a példányszáma 10–100 között volt, 150 fajnak 2–10 példányát, 52 nagylepkének viszont csak 1 példányát fogtuk. Ebben az évben a *Tholera cespitis* ([Denis et Schiffermüller], 1775) relatív abundanciája lépte túl az 5%-ot, de akár csak az előző évben egy faj sem haladta meg a 10%-ot. Nem érte el az 1%-ot az előző évvel szemben a 2001. évi fénycsapda anyagban az *Alsophila aescularia* ([Denis et Schiffermüller], 1775) és *Lycia hirtaria* (Clerck, 1759) sem. Ennek az oka az, hogy ebben az évben ezek a fajok a korai enyhülés következtében már februárban lerajzottak.

A havonkénti példányszám alakulását a 2000. és 2001. évben, a havi középhőmérséklet és csapadékösszegek tükrében a 3. táblázat mutatja. A Tohonya-völgyben végzett 2000–2001. évi vizsgálatok eredményeiből kitűnik, hogy a területen a Geometridae és Noctuidae családoknak volt a legmagasabb faj- és példányszáma,

2. táblázat. Azon fajok listája, melyek relatív abundanciája meghaladta az 1%-ot (116 egyed) a 2001. évi fénycsapda anyagban.

Faj	Család	Példányszám	Relatív abundancia (%)
Idaea aversata	Geometridae	125	1,08
Scopula immorata	Geometridae	150	1,30
Agrochola macilenta	Noctuidae	164	1,42
Agrotis exclamationis	Noctuidae	147	1,27
Autographa gamma	Noctuidae	362	3,14
Cerapteryx graminis	Noctuidae	149	1,29
Conistra vaccinii	Noctuidae	457	3,97
Eriopygodes imbecilla	Noctuidae	159	1,38
Mythimna conigera	Noctuidae	124	1,07
Neuronia decimalis	Noctuidae	292	2,53
Orthosia cerasi	Noctuidae	194	1,68
Orthosia cruda	Noctuidae	142	1,23
Tholera cespitis	Noctuidae	664	5,77
Xestia c-nigrum	Noctuidae	147	1,27
Deilephila porcellus	Sphingidae	299	2,59
Eilema complana	Arctiidae/Lithosinae	542	4,71
Eilema deplana	Arctiidae/Lithosinae	253	2,19
Eilema lutarella	Arctiidae/Lithosinae	127	1,10
Eilema sororcula	Arctiidae/Lithosinae	166	1,44
Miltochrista miniata	Arctiidae/Lithosinae	228	1,98
Phragmatobia fuliginosa	Arctiidae	133	1,15
Eriogaster rimicola	Lasicampidae	123	1,06
Poecilocampa populi	Lasiocampidae	234	2,03

3. táblázat. Havonkénti példányszám alakulása 2000. és 2001. évben a havi középhőmérséklet (°C) és csapadékösszegek (mm) tükrében.

	2000			2001		
Hónap	Példány	Hőmérséklet	Csapadék	Példány	Hőmérséklet	Csapadék
II	0	0,99	31,3	5	0,66	9,9
III	973	3,77	59,9	544	5,09	85,8
IV	1483	12,7	52,8	543	9,51	64,2
V	2078	15,9	95,2	1399	15,9	23,2
VI	2807	18,4	42,7	1551	16,2	57,4
VII	2374	17,8	141	2818	19,9	104
VIII	1910	20,2	29	1938	20,4	65,7
IX	598	13,8	15,7	1355	12,7	54,3
X	508	12,1	9,7	955	11,5	7
XI	118	6,34	52,4	355	1,58	32,5

de jelentős egyedszámmal fordultak elő az Arctiidae, Sphingidae, és a Lasiocampidae családok bizonyos fajai is (4. táblázat), pl. *Eilema complana* (Linnaeus, 1758), *Deilephila porcellus* (Linnaeus, 1758), *Poeciliocampa populi* (Linnaeus, 1758). A völgy lepkefaunájának változatosságához nagymértékben hozzájárulnak azon családok fajai is, amelyek az előbb említettekhez képest jóval alacsonyabb mennyiségben voltak jelen az elemzett anyagban (1% alatt). A mennyiségi viszonyok vizsgálatából az is kiderült, számos lepkefaj csak egy példánnyal képviseltette magát a vizsgálataink során. Vannak olyan lepkék is, melyek csak lámpázáskor kerültek elő, vagy csak az előző évek gyűjtéseiből tudjuk, hogy megtalálhatók a területen, mivel a két vizsgálati évben sem fénycsapdával, sem lámpázással nem sikerült begyűjteni őket. Csak a korábbi években gyűjtöttük, kevés példányban a száraz tölgyesek, bokorerdők néhány jellemző faját. 2000–2001-ben egyik gyűjtési módszer sem mutatta az előfordulását a területen a *Dichonia aeruginea* (Hübner, 1808), *Achyla ruficornis* (Hufnagel, 1766), *Dioszeghyana schmidtii* (Diószeghy, 1935), *Phalera bucephaloides* (Ochsenheimer, 1810) fajoknak. Ezeknek a Tohonya-völgyben észlelési küszöb alatti volt a példányszámuk, generátorral végzett lámpázások során azonban a terület más pontjairól előkerültek.

Bizonyos lepkéknél, pl. *Cyclophora annulata* (Schultze, 1775), *Lycia hirtaria* (Clerck, 1759), *Scopula immorata* (Linnaeus, 1758), *Orthosia cerasi* (Fabricius, 1775), *Protodeltote pygarga* (Hufnagel, 1766) jelentős egyedszámváltozást tapasztalhattunk a két év során, mert a 2000. évi magas példányszámuk 2001-ben jelentősen visszaesett. Más fajok gyakorisága pedig erőteljesen növekedett a második évben, pl. *Tholera cespitis* ([Denis et Schiffermüller], 1775), *Autographa gamma* (Linnaeus, 1758). Ezen tendenciák okai a vizsgált évek időjárásának eltérésében keresendők.

4. táblázat. Családok megoszlása 2000–2001. évben a fajszám, példányszám (db), és a relatív abundancia (%) tükrében.

Család	2000			2001		
	Fajszám	Példány	Relatív abundancia	Fajszám	Példány	Relatív abundancia
Geometridae	117	3924	30,53	121	2217	19,27
Noctuidae	170	5651	43,98	176	6194	53,84
Sphingidae	10	288	2,24	8	353	3,06
Arctiidae	13	289	2,24	11	335	2,91
Arctiidae/Lithosinae	11	1769	13,76	8	1415	12,30
Lymantriidae	7	89	0,69	9	124	1,07
Lasiocampidae	12	364	2,83	9	471	4,09
Drepanidae	5	158	1,22	5	115	0,99
Notodontidae	15	102	0,79	17	77	0,66
Saturniidae	1	1	0,007	0	0	0
Thaumetopoeidae	1	35	0,27	1	69	0,59
Thyatiridae	7	53	0,41	6	38	0,33
Lemoniidae	2	9	0,07	1	14	0,12

A csapda által gyűjtött fajok tápnövényenkénti elemzése azt mutatja, hogy a területen viszonylag nagyszámú zuzmófogyasztó él, a vizsgálati anyagban a részesedésük a következő: 2000-ben 12,96%, 2001-ben pedig 11,78%. Ezek az adatok jól mutatják, hogy a völgy közelében lévő erdőségek epifiton vegetációja jó állapotban van, mely növényekmint indikátorok az erdők állapotát is tükrözik. A vizsgálati anyag több mint egyharmad részét tették ki a lombfogyasztó fajok: 2000-ben 41,16%, 2001-ben pedig 34,69% volt az arányuk. A legnagyobb számban viszont azok a lepkefajok voltak, melyek lágy szárú növényeken fejlődtek, 42,64%, illetve 50,79% volt a részesedésük az egymást követő két év csapdaanyagában. A Tohonya-völgy az Aggteleki Nemzeti Parkban az alacsonyabban fekvő területek közé tartozik (300–350 m). A tűlevelű fák és az ezeken fejlődő lepkefajok aránya is alacsony a térségben, ezt mutatja 2000. évi 0,19%-os és a 2001.évi 0,40%-os megoszlás.

Az avarral táplálkozó fajok 2000-ben 3,03%-os, 2001-ben 2,32%-os értéket értek el. A kultúrhatás is jól nyomon követhető a gyűjtött anyagban, számos gyümölcsfán is fejlődő lepkét sikerült begyűjteni (pl. *Saturnia pyri* ([Denis et Schiffermüller], 1775), és a Cossidae családba tartozó *Zeuzera pyrina* (Linnaeus, 1758) stb.). Ez annak tudható be, hogy a csapdától nem messze felhagyott gyümölcsösök is vannak.

Az élőhelytípusonként való megoszlás elemzése során a várt eredményeket kaptuk, a legnagyobb arányban az erdőlakó fajok voltak, mivel a csapda környékén az erdők az egyik legjelentősebb társulások. A klímazonális erdőkhöz (gyer-

tyános és melegkedvelő tölgyesek) kötődők aránya 56,86% és 61,69%, míg a nedves erdők fajai 2,85%, illetve 3,06%-os értéket értek el az egymást követő két évben. Gyakoriak azon lepkefajok is, melyek nem kötődnek egy adott élőhelytípushoz, ezek általánosan elterjedtek. Megoszlásuk a fénycsapda anyagban 24,31%, és 21,16% volt. Az előzőekhez képest viszonylag kisebb százalékban fordultak elő a nyílt területek lepkéi. A száraz és nedves nyílt területekhez kötődő fajok aránya közel azonos a 2000–2001. években, ugyanis a nedves, nyílt területek lepkéi 8,54%, illetve 6,46%-os, míg a száraz, nyílt területek fajai 7,41% és 7,6%-os megoszlást mutatnak az elemzett anyagban.

A fénycsapda adatok alapján látható, hogy nagy egyed- és fajszámú közösségről van szó. Éppen fénycsapda adatok elemzése kapcsán született az egyik első közlemény (Fisher *et al.* 1943), ami a nagy fajszámú, heterogén közösségek statisztikai leírásával foglalkozik. A szakirodalomban közismert, hogy az ilyen típusú közösségek lognormális eloszlással írhatók le (May 1981). A lognormális eloszlásnak ez a tulajdonsága okozza, hogy a diverzitási rendezések csak csekély különbséget mutatnak a két közösség között, mivel mindkettő hasonló szerkezetű, azaz lognormális eloszlással közelíthető. Ezt valóban jól tükrözi a diverzitási profilok hasonlósága az általunk vizsgált esetben is. A diverzitási profilok hasonlósága ellenére a fajösszetételben jelentős eltérések lehetnek. Erre mutat az is, hogy a fajösszetétel-beli hasonlóság értéke 80%. Ugyanakkor az egyedszám viszonyok eltérését is tükröző különbségek sokkal nagyobbak. A Bray-Curtis (Czekanowski-féle) hasonlóság értéke csak 60%, azaz az egyedszámbeli eltérések elég jelentősek a két év összevetésében.

A területen több éve üzemel fénycsapda, eredményeinket összehasonlíthattuk a korábbi adatokkal, így hosszabb távon az egyes fajok dinamikájának változása nyomon követhető. Eredményeink azt mutatják, hogy egyes holo- és pontomediterrán fajok kis egyedszámmal, de közel egyenletes relatív gyakorisággal fordulnak elő a térségben. Ezt igazolja az *Eriogaster catax* (Linnaeus, 1758), a *Catocala nymphagoga* (Esper, 1787) 2000–2001-es fénycsapda anyagban megfigyelhető példányszáma. Ilyen elterjedésű lepkék közé tartozik a *Marumba quercus* ([Denis et Schiffermüller], 1775), amely a területen viszonylag ritka, csak lámpázás során fogtuk egy alkalommal 2000 júliusában.

A karszt jellemző fajai a sziklagyepekhez kötődő xeromontán fajok, ezek a nyolcvanas–kilencvenes évek száraz periódusai következtében növekvő gyakoriságúak. Közéjük tartozik a *Chersotis margaritacea* (de Villers, 1789), melyet alacsony példányszámban a fénycsapda, illetve mi is fogtunk a lámpázások során. Alacsony denzitási értéket mutatnak az elemzett anyagban a sztyepplakó fajok, melyek közül a csoportot markánsan képviseli a *Watsonarctia deserta* (Bartel, 1902), és a *Chelis maculosa* (Gerning, 1780).

Az általános elterjedésű és az alacsonyabban fekvő területek lomberdeinek fajai nagy faj- és egyedszámmal képviseltették magukat az utóbbi években. Ezt igazolja az *Orthosia* spp., *Agrochola* spp., *Conistra vaccinii* (Linnaeus, 1758) vagy az *Eupsilia transversa* (Hufnagel, 1766) megoszlása a fénycsapda anyagban (Leskó *et al.* 1999–2002, Szentkirályi *et al.* 1996). A nedves területekhez kötődő szibériai faunakör lepkefajainak egyedszáma a nyolcvanas évektől vizsgálva csökkenő tendenciát mutat. Ez a jelenség észlelhető a *Polia bombycina* (Hufnagel, 1766), *Autographa bractea* ([Denis et Schiffermüller], 1775), *Diachrysia chryson* (Esper, 1789) fajoknál, melyek az altoherbosa társulás jellemző fajai, vagy a láperdőkben, lápréteken élő Hydraecia micacea-nál (Esper, 1789), míg a boreomontán *Cerapteryx graminis* (Linnaeus, 1758) egyedszáma növekvőben van az utóbbi években (Varga 1964, Varga & Szabó 1997, Varga 1999).

Az előbbi csoport karakterfajai, továbbá a völgy közelében található égeres társulások nagylepke fajai lokálisan és ritkán fordulnak elő, de azért a fénycsapda anyagban és a lámpázások során is előkerültek, pl. *Leucodonta bicoloria* ([Denis et Schiffermüller], 1775), *Pheosia gnoma* (Fabricius, 1777), *Geometra papilionaria* (Linnaeus, 1758), *Lithophane furcifera* (Hufnagel, 1766), *Acronycta alni* (Linnaeus, 1758). Ezek a fajok Észak-Európában és Közép-Európa északi részén általánosan elterjedtek, dél felé viszont fokozatosan egyre lokálisabbá válnak, és inkább csak a hegyvidékeken fordulnak elő (Uherkovich 1978). Ez a tendencia figyelhető meg Jósvafőn is.

Egyes pinetális fajok az utóbbi időben a fenyőtelepítések következtében (erdei fenyő, lucfenyő) olyan területekre is kiterjesztették areájukat, ahol korábban nem fordultak elő, pl. *Hyloicus pinastri* (Linnaeus, 1758), *Lymantria monacha* (Linnaeus, 1758). A *Lymantria monacha* tőlünk északabbra fekvő fenyvesek kártevője (Kárpátok), nálunk részben vagy főleg lombos fákon fejlődik de eddig számottevő kártételt nem okozott.

Az ökológiai igényeket tekintve külön csoportot képviselnek a kontinentális mocsárrétek fajai, ezek kis populációjú lepkék, de egyedszámuk növekedést mutat az utóbbi években. Ilyen a fénycsapdánk által is fogott *Goonallica virgo* (Treitschke, 1825) vagy az *Eucarta amethystina* (Hübner, 1803) és a lámpázással gyűjtött *Diachrysia zosimi* (Hübner, 1812) (Varga 1999).

*

Köszönetnyilvánítás – Mindenekelőtt köszönettel tartozunk Wantuchné Dolbi Ildikónak az Országos Meteorológiai Szolgálat Éghajlati és Alkalmazott Meteorológiai Osztály vezetőjének, hogy a kutatásainkhoz szükséges adatokat a rendelkezésünkre bocsátotta, valamint Bárkányi Csabának a fénycsapda szakszerű kezeléséért. Továbbá köszönjük a cikk lektorának a részletes és hasznos tanácsait.

Irodalomjegyzék

Fisher, R. A., Corbet, A. R. & Williams, C. B. (1943): The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. – *J. Animal Ecol.* **12**: 42–58.

Horváth, R. (ed.) (1997): *Az Aggteleki-karszt növényvilága.* – Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő, 23 pp.

Leskó, K., Szentkirályi, F. & Kádár, F. (1999–2002): *Az erdészeti fénycsapda-hálózat hosszú távú adatainak hasznosítása a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszerben.* – KTM esettanulmány.

May, R. M. (1981): Patterns of species abundance and diversity. – In: May, R. M. (ed.): *Theoretical ecology principles and applications.* Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 81–120.

Ronkay, L. (1997): Mintavételi módszerek. – In: Horváth, F. *et al.* (szerk.): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. VII. Lepkék.* Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 65–68.

Szentkirályi, F., Leskó, K., Kádár, F. & Mohainé Madaras, K. (1996): *A hazai fénycsapda-hálózat biomonitoring rendszerként való hasznosítása.* – Előadások összefoglalói, MBT XXII. vándorgyűlése, Gödöllő, 55 pp.

Tóthmérész, B. (2001): Diversity and diversity measures in environmental assessment. – *Acta Pericemonologica* **1**: 151–164.

Uherkovich, Á. (1978): Dél- és Nyugat-Dunántúl nagylepkéinek néhány állatföldrajzi kérdése. – *Állatt. Közlem.* **65**: 153–162.

Varga, Z. (1964): Magyarország állatföldrajzi beosztása a nagylepkefauna komponensei alapján. – *Folia Ent. Hung.* **17**: 119–167.

Varga, Z. (1999): The Lepidoptera of the Aggtelek National Park.– In: Mahunka, S. (ed.): *The Fauna of the Aggtelek National Park.* II. Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 443–504.

Varga, Z. & Szabó, S. (1997): Changes in species composition and abundance of Lepidoptera in the Aggtelek karst. – In: Tóth, E. & Horváth, R. (eds): *Research, Conservation, Management.* ANP Directorate, Aggtelek, pp. 137–142.

Varga, Z., Vargáné Sipos, J., Horváth, R. & Tóth, E. (1998): Az Aggteleki-karszt élővilága. – In: Baross, G. (szerk.): *Az Aggteleki Nemzeti Park.* Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 254–316.

Light-trap surveys of the Lepidoptera fauna in the Aggtelek National Park

Árnyas, E.[1], Szabó, S.[1], Tóthmérész, B.[2] and Varga, Z.[1]

[1]Department of Evolutionary and Human Biology, University of Debrecen
H-4010 Debrecen, P. O. Box 3, Hungary
[2]Department of Ecology, University of Debrecen
H-4010 Debrecen, P. O. Box 71, Hungary

Abstract: The present paper contains the results of the two-year (2000–2001) light-trap surveys carried out in the Aggtelek karst area, north of the village Jósvafő. During the investigations regular collectings by mercury vapour bulbs were carried out during the entire vegetation period. Throughout the studies, 24 352 macrolepidoptera specimens belonging to 448 species have been collected by light trapping. This species list was completed by further 55 species collected by lamp. In the collected material the species of the families Geometridae and Noctuidae were represented by the largest species and individual numbers, however Sphingidae, Lasiocampidae and Arctiidae also reflected significant individual numbers. Certain species were observed at the minimum observation limit, thus 123 species have been collected only as single individuals. Diversity ordering showed little difference between the assemblages of the two subsequent years, both had essentially the same structure. The similarity of the species composition could be assessed as 80%, however considerable differences in the individual numbers were observed. In the collected material the species living on herbaceous plants dominated, and also a considerable large proportion of species living on trees and scrubs were observed. A relatively large individual number of lichenophagous species was found, as well. In the zoogeographical composition of the Macrolepidoptera fauna, the widely distributed Euro-Siberian and holo-Mediterranean species dominate, with a significant proportion of southern continental, Ponto-Mediterranean and xeromontane species.

Key words: Aggtelek National Park, faunal elements, Lepidoptera faunistics, light trapping, species diversity

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 329–336, 2004

A morfológiai változatosság szerkezetének időbeli változása az *Aricia artaxerxes issekutzi* (Lepidoptera: Lycaenidae) két Kárpát-medencei populációjában

Bereczki Judit, Pecsenye Katalin és Varga Zoltán

Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék
4010 Debrecen, Egyetem tér 1, E-mail: juditb@delfin.klte.hu

Összefoglaló: Vizsgálatunk során a bükki szerecsenboglárka *(Aricia artaxerxes issekutzi)* Balogh, 1956 morfológiai jellegeinek változatosságát elemeztük két különböző populációban (Hačava, Bükk-fennsík). Az egyedek egyik csoportját az 1960–70-es években, másik csoportját 1999–2001-ben gyűjtöttük. A szárnyakon összesen 5 páros jelleget mértünk le, melyeket hierarchikus varianciaanalízisnek vetettünk alá. A morfológiai jellegek varianciájának legnagyobb hányadát a mintákon belül, az egyedek között tapasztaltuk. Az időpontok közötti komponens mindkét populációban kis hányadát tette ki a teljes fenotípusos varianciának. A két oldal közötti különbség mindkét populációban csökkent azoknál a jellegeknél, amelyek szignifikánsan változtak a két időpont között, vagyis a jelleg változásával párhuzamosan nőtt a szimmetria mértéke. A morfológiai változatosság mértéke csak néhány esetben különbözött szignifikánsan a két időpont között.

Kulcsszavak: *Aricia artaxerxes issekutzi*, morfológiai variabilitás, szárnyjellegek

Bevezetés

A variabilitás vizsgálatának fontossága

Az utóbbi időben a fokozottan jelentkező antropogén hatások a természetes életterek beszűkülését, a különböző fajok népességeinek csökkenését, a populációk fragmentálódását és izolációját eredményezték, aminek következtében a gyakorlati természetvédelem számára kiemelkedő jelentőségűvé váltak a konzervációbiológiai kutatások. Ezek egyik fontos részterülete annak a vizsgálata, hogy a veszélyeztetett fajok populációiban milyen evolúciós erők hatnak, s ezek hogyan befolyásolják a populációk genetikai variabilitását.

Vizsgálatunk során az *Aricia artaxerxes issekutzi* Balogh, 1956 (Bükki szerecsenboglárka) szárnyainak morfológiai variabilitását elemeztük.

A populációk varianciájának szerkezetét a különböző szinteken megnyilvánuló variabilitás összessége adja. A genetikai variabilitás vizsgálata során a variancia különböző szinteken történő megoszlásának feltárása a cél. A morfológiai vizsgálatok célkitűzése legtöbbször más jellegű, de történtek már olyan vizsgála-

tok, amelyek a morfológiai variabilitás szerkezetét a genetikai variabilitáséhoz hasonlóan tárták fel. Ilyen jellegű kutatások zajlottak az 1980-as években púposszúnyogokon (Snyder & Linton 1984), illetve csüngőlepkéken (Cesaroni & Allegrucci 1989), valamint az 1990-es években szemeslepkéken (Porter *et al.* 1995). Az *Aricia* nemzetség fajai közti filogenetikus kapcsolatok feltárása során is hasonló módon elemezték, a genetikai variabilitás mellett, a morfológiai variancia szerkezetét (Aagaard *et al.* 2002). Mivel az *Aricia artaxerxes issekutzi* esetében a genetikai variabilitás szerkezetének feltárását már elvégezték (Pecsenye *et al.* 2002), ezért célszerűnek láttuk a morfológiai variabilitás szerkezetének hasonló módon történő elemzését.

Az *Aricia artaxerxes issekutzi* vizsgálatainkhoz történő kiválasztását az tette indokolttá, hogy ennek az alfajnak tipikus populációja Magyarországon él. Taxonómiai és biogeográfiai szempontból jelentős Kárpát-medencei endemizmus, amely ugyan konzervációbiológiai státusa alapján kevéssé veszélyeztetett, de kétségtelenül sebezhető. Megfelelő körültekintéssel, a begyűjtésre vonatkozó korlátozások betartásával a mintavételek populációikat nem károsítják.

Az Aricia artaxerxes issekutzi *jellegzetességei*

Az euroszibériai elterjedésű *Aricia artaxerxes* (Fabricius, 1793) Magyarországon sajátos alfaja az *Aricia artaxerxes issekutzi* Balogh, 1956, amely a Bükkben és az Aggteleki-karszt fennsíkján honos. Védett, endemikus alfaj, melynek tipikus populációja a Bükk hegységben él. Évente egy nemzedéke van, az imágók június közepétől augusztus elejéig, a tengerszint feletti magasságtól és az időjárástól függően rajzanak. Lárvális tápnövényei (*Helianthemum* spp., *Geranium* spp., *Erodium* spp.) révén száraz gyepekhez, sztyeprétekhez kapcsolódik. A nőstények petéiket levelek fonákára egyesével rakják le. Egy-egy növény különböző levelein általában csak egy-két pete van, növényenként három–öt, ritkán több. A peték fehéresek vagy halványzöldek, kicsik, legkönnyebben a levelek átvilágításával tűnnek fel (Varga Z. nem publikált megfigyelés). A fiatal hernyók a levélfonák epidermiszével táplálkoznak, később fakultatív mirmekofilek lesznek, tehát hangyagazda nélkül is felnevelhetők.

Célkitűzéseink

Vizsgálatunk során célul tűztük ki az *Aricia artaxerxes issekutzi* morfológiai változatosságának összehasonlítását két különböző időpontban, a fenotípusos variancia szerkezetének feltárását, a szimmetriaviszonyok elemzését, illetve a variancia legnagyobb részét megmagyarázó jellegek megkeresését.

Módszerek

A minták származási helye

A mérésekhez felhasznált egyedek két populációból származtak: (1) Hačava (a Szádelői-fennsík keleti része) és (2) Bükk-fennsík (Nagymező, Kecskeláb-rét). Az egyedek egyik csoportját az 1960–70-es években (1. időpont), másik csoportját 1999–2001-ben (2. időpont) gyűjtöttük. Az (1) populációból az 1. időpontban 20 egyedet, a 2. időpontban 25 egyedet, míg a (2) populációból az 1. időpontban 20, a 2. időpontban 31 egyedet gyűjtöttünk.

Thomas Schmitt taxonómiailag közelebbi rokon boglárka (Schmitt & Seitz 2001*a*, Schmitt *et al.* 2002*a*, 2002*b*), illetve taxonómiailag távolabbi szerecsenlepke fajokon (Schmitt *et al.* 2000, Schmitt & Seitz 2001*b*) végzett a genetikai polimorfizmusra vonatkozó vizsgálatokat, amelyekben többnyire 20 és 40 közötti mintaszámot használt, így a vizsgálataink során felhasznált minta (Hačava: 45 egyed; Bükk: 51 egyed) reprezentativitása megfelelő.

Mérések

A szárnyakról videokamerával rögzített képet digitalizáltunk számítógép segítségével, amely alapjául szolgált a NIH Image analizátorral (Rasband & Bright 1995) történő méréseknek. A szárnyakon 5 páros jelleget mértünk (1. ábra), melyek mindegyike a bal és jobb oldalon szimmetrikusan helyezkedik el. Ezek a következők voltak: első szárny foltszám, hátsó szárny foltszám, első szárny bazális szög (α), első szárny apikális szög (β), hátsó szárny szög (γ). Az említett jellegek a korábbi vizsgálatokban mint taxonómiai értékű jellegek szerepeltek (részletesebben: Varga 1968).

Statisztikai módszerek

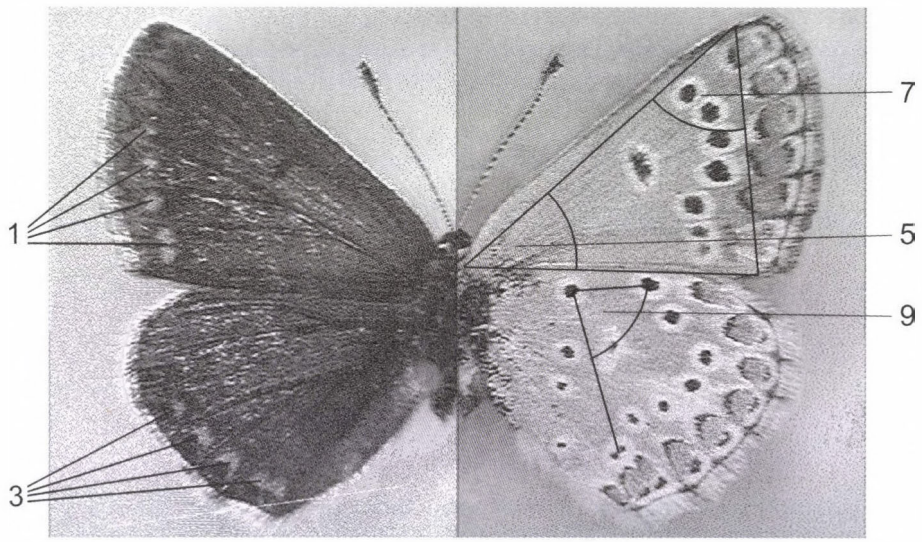
A lemért adatokat hierarchikus varianciaanalízisnek vetettük alá. A morfológiai jellegek teljes varianciáját különböző komponensekre bontottuk: időpontok közötti, időponton belüli (egyedek közötti) és egyeden belüli (két oldal közötti) komponens. Az analízist a két populációban külön-külön végeztük el. Így megállapíthattuk, hogyan oszlott meg a totális fenotípusos variancia a hierarchia különböző szintjein, mennyire tért el szignifikánsan a mintavételi időpontok között a két populáció egymástól, milyen mértékben különböztek az egyedek, illetve hogyan változtak a szimmetriaviszonyok az idő előrehaladtával. A két populáció varianciájának a mintavételi időpontok között történt változását Levene-teszt segítségé-

vel hasonlítottuk össze. A számításokat GLIM 4.0 (Francis *et al.* 1994) programcsomaggal végeztük.

A variancia legnagyobb hányadát megmagyarázó jellegek megállapítását főkomponens analízis segítségével végeztük el. Az analízis során a kiindulási változók közül elsőként a legnagyobb varianciahányadot lefedő komponenst kerestük ki, ezt követően a megmaradó varianciát legjobban magyarázó másodikat, és így tovább. A főkomponens analízis segítségével tehát lecsökkentettük a változók számát, és a kevesebb változó által meghatározott úgynevezett faktortérben vizsgáltuk, hogy a populációk időben mennyire különülnek el egymástól. Az analízist R 4.0 programcsomaggal végeztük, amelyet sokváltozós és térbeli analízisre dolgoztak ki (Casgrain & Legendre 2001).

Eredmények és értékelésük

Vizsgálatunk során kimutattuk, hogy a morfológiai jellegek varianciájának legnagyobb része a mintavételi időpontokon belül, az egyedek között oszlott meg. Az időpontok közötti komponens mindkét populációban kis hányadát tette ki a teljes fenotípusos varianciának. Mind a hačavai, mind a bükki populációban szignifikáns különbséget tapasztaltunk az első szárny alakját tekintve a két különböző időpont között: a hačavai populációban a bazális (α) szögnek, a bükki populációban a



1. ábra. Mért jellegek: 1 = első szárny foltszám, 3 = hátsó szárny foltszám, 5 = első szárny α szög, 7 = első szárny β szög, 9 = hátsó szárny γ szög.

1. táblázat. A morfológiai jellegek időbeli analízisének eredményei. Időpontok: 1. 1960–70-es évek, 2. 1999–2001; Szignifikanciaszintek: *: $0,05 > p > 0,01$; **: $0,01 > p > 0,001$; ***: $p < 0,001$.

Jelleg	Hačava		Bükk	
	χ^2	Tendencia	χ^2	Tendencia
Bal első szárny foltszám	0,780	1<2	6,511	1<2
Jobb első szárny foltszám	0,297	1<2	6,791	1<2
Bal hátsó szárny foltszám	0,183	1>2	0,172	1>2
Jobb hátsó szárny foltszám	0,635	1>2	3,738	1>2
	Hačava		Bükk	
	F	Tendencia	F	Tendencia
Bal első szárny α szög	12,465***	1>2	11,982*	1>2
Jobb első szárny α szög	46,680***	1>2	5,332	1>2
Bal első szárny β szög	0,089	1>2	28,523***	1>2
Jobb első szárny β szög	0,684	1>2	32,763***	1>2
Bal hátsó szárny γ szög	0,599	1<2	2,264	1<2
Jobb hátsó szárny γ szög	0,549	1>2	1,595	1<2

bal első szárny bazális (α) szögének, és az apikális (β) szögnek a nagysága csökkent szignifikánsan, vagyis mindkét populációban hegyesebbé vált az első szárny. A hátsó szárnyak mérete (a β szög nagysága) ezzel párhuzamosan nem szignifikánsan ugyan, de tendenciáját tekintve nőtt. A szárnyszínen elhelyezkedő narancsfoltok számában beálló változás sem volt szignifikáns, a változás tendenciájáról azonban elmondhatjuk, hogy mindkét populációban nőtt az első szárnyak foltjainak száma, míg csökkenést mutattunk ki a hátsó szárnyak foltszámait illetően (1. táblázat).

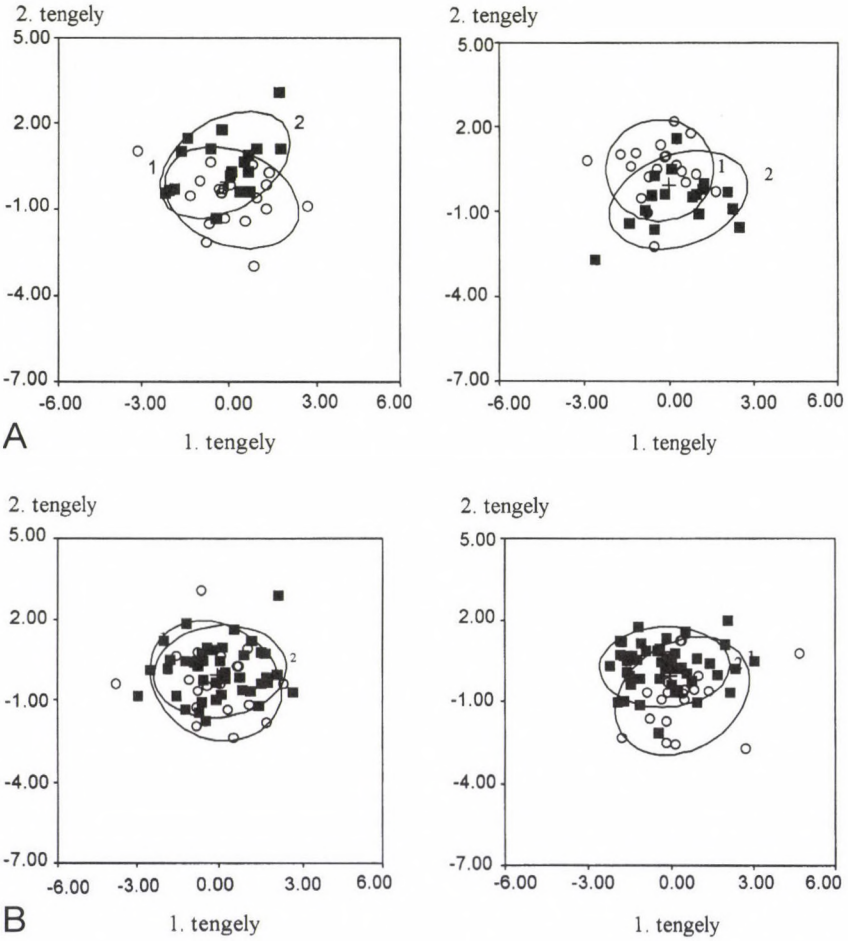
Az egyeden belüli varianciakomponens, amely a szimmetrikusan elhelyezkedő jellegek két oldal közötti különbségéből adódik, mindkét populációban csökkent az idő előrehaladtával azoknál a jellegeknél, amelyek szignifikánsan változtak a két időpont között, vagyis a jelleg változásával párhuzamosan nőtt a szimmetria mértéke (2. táblázat).

A vizsgált jellegek varianciájának szintje (a morfológiai változatosság mértéke) csak néhány esetben különbözött szignifikánsan a két időpont között. Ezek a különbségek arra utaltak, hogy a variancia időbeli változása nem volt tendenciózus.

A főkomponens analízis eredményeként azt kaptuk, hogy a két különböző időpontban mind a hačavai, mind a bükki populáció egyedei legnagyobbrészt átfedésben vannak egymással mindkét testfél vonatkozásában, a variabilitás egyik esetben sem csökkent jelentősen. Mindkét oldal esetében vannak azonban peremhelyzetű egyedek is, s valószínűleg ezekre vezethetők vissza azok a populációk

2. táblázat. A szimmetriaviszonyok időbeli változása. Időpontok: 1. 1960–70-es évek, 2. 1999–2001; Δ: az időpont átlagától számított egyedi eltérések (Levene-változó) átlagos értékei.

Jelleg	Hačava		Bükk	
	Δ		Δ	
	1. időpont	2. időpont	1. időpont	2. időpont
Első szárny foltszám	1,177	0,113	1,008	1,149
Hátsó szárny foltszám	8,971	0,266	14,217	0,492
Első szárny α szög	37,079	19,696	45,081	9,466
Első szárny β szög	6,544	12,227	31,105	6,257
Hátsó szárny γ szög	14,000	12,021	18,313	14,836



2. ábra. A főkomponens analízis eredményei. A bal oldalon a bal oldali testfél, a jobb oldalon a jobb oldali testfél esetében kapott eredmények láthatók. Időpontok: 1 = 1960–70-es évek, 2 = 1999–2001. A = hačavai populáció, B = bükki populáció.

közötti szignifikáns különbségek, melyeket az egyváltozós analízisek során kimutattunk (2. ábra).

Eredményeink alapján különösen a kis méretű bükki populáció vonatkozásában vonhatunk le fontos konzervációbiológiai következtetéseket. Megállapítottuk, hogy a morfológiai változatosság nem csökkent nagyobb mértékben ebben a populációban, mint a nagyobb méretű hačavaiban. A kis populációméret egyik következménye a variabilitás csökkenése, ami viszont a populáció evolúciós potenciáljának a beszűkülését, a rátermettség csökkenését eredményezi. A fluktuáló aszimmetria hipotézise szerint a rátermettség csökkenésével az aszimmetria mértéke nő (Palmer & Strobeck 1986). A bükki populáció esetében láthatjuk, hogy a két mintavételi időpont között szignifikáns eltérést mutató jellegek szimmetrikusabbakká váltak, vagyis a populáció létszáma nem az egyedek alkalmazkodóképességének romlása miatt csökken, hanem a populáció egyedei számára alkalmas élőhelyek fogyatkoztak meg, illetve darabolódtak fel.

Összességében megállapítható, hogy az *Aricia artaxerxes issekutzi* két Kárpát-medencei populációjában az idő előrehaladtával történtek változások, de ezek nem befolyásolták kedvezőtlenül a variabilitást, sem a szimmetriaviszonyok alakulását. A levont konzervációbiológiai következtetések fényében elmondható, hogy ennek a Magyarországra nézve endemikus alfajnak és élőhelyeinek védelme a jövőben is indokolt.

Irodalomjegyzék

Aagaard, K., Hindar, K., Pullin, A. S., James, C. H., Hammarstedt, O., Balstad, T. & Hanssen, O. (2002): Phylogenetic relationships in brown argus butterflies (Lepidoptera: Lycaenidae: Aricia) from north-western Europe. – *Biol. J. Linn. Soc.* **75**: 27–37.

Casgrain, P. & Legendre, P. (2001): The R package for multivariate and spatial analysis, version 4.0 d5-. User's Manual. Département de sciences biologiques, Université de Montréal. – *Web site <http://www.fas.unmontreal.ca/BIOL/legendre/>*

Cesaroni, D. & Allegrucci, G. (1989): Allozymic and morphometric analysis of populations in the Zygaena purpuralis complex (Lepidoptera, Zygaenidae). – *Biol. J. Linn. Soc.* **36**: 271–280.

Francis, B., Green, M. & Payne, C. (1994): GLIM 4. *The statistical system for generalized linear interactive modeling*. – Oxford University Press, New York.

Palmer, A. R. & Strobeck, C. (1986): Fluctuating asymmetry: measurement, analysis, patterns. – *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **17**: 391–421.

Pecsenye, K., Bereczki, J., Szilágyi, M. & Varga, Z. (2002): Structure of variation in Hungarian populations of Aricia artaxerxes issekutzi: Genetic and morphometric analysis. – *Fourth Intern. Conf. Biol. Butterflies*, Leiden (előadás).

Porter, A. H., Schneider, R. W. & Price, B. A. (1995): Wing pattern and allozyme relationships in the Coenonympha arcania group, emphasising the C. gardetta-darwiniana contact area at Bellwald, Switzerland (Lepidoptera, Satyridae). – *Nota lepid.* **17**(3/4): 155–174.

Rasband, W. S. & Bright, D. S. (1995): NIH image a public domain image processing program for the Macintosh microbeam. – *Analysis Society Journal* **4**: 137–149.

Schmitt, T. & Seitz, A. (2001*a*): Allozyme variation in Polyommatus coridon (Lepidoptera: Lycaenidae): identification of ice-age refugia and reconstruction of post-glacial expansion. – *J. Biogeogr.* **28**: 1129–1136.

Schmitt, T. & Seitz, A. (2001*b*): Intraspecific allozymatic differentiation reveals the glacial refugia and the postglacial expansions of European Erebia medusa (Lepidoptera: Nymphalidae). – *Biol. J. Linn. Soc.* **74**: 429–458.

Schmitt, T., Varga, Z. & Seitz, A. (2000): Forests as dispersal barriers for Erebia medusa (Nymphalidae, Lepidoptera). – *Basic and Applied Ecology* **1**: 53–59.

Schmitt, T., Gießl, A. & Seitz, A. (2002*a*): Postglacial colonisation of western Central Europe by Polyommatus coridon (Poda 1761) (Lepidoptera: Lycaenidae): evidence from population genetics. – *Heredity* **88**: 26–34.

Schmitt, T., Varga, Z. & Seitz, A. (2002*b*): Genetic versus life history traits: are Polyommatus hispana and Polyommatus slovacus bivoltine Polyommatus coridon (Lepidoptera: Lycaenidae). – *J. Evol. Biol.* (benyújtott kézirat).

Snyder, T. P. & Linton, M. C. (1984): Population structure in black flies: allozymic and morphological estimates for Prosimulium mixtum and P. fuscum (Diptera: Simuliidae). – *Evolution* **38**(5): 942–956.

Varga, Z. (1968): Bemerkungen und Ergänzungen zur taxonomischen Beurteilung und Ökologie der im Karpatenbecken vorkommenden Populationen von Aricia artaxerxes Fabr. (= A. allous G. – Hb., A. montensis Vrty., Lep. Lycaenidae). – *Acta Biol. Debrecina* **6**: 171–185.

Changes in the structure of variation of morphometric traits in two populations of *Aricia artaxerxes issekutzi* (Lepidoptera: Lycaenidae) in the Carpathian Basin

Bereczki, J., Pecsenye, K. and Varga, Z.

Department of Evolutionary Zoology and Human Biology, University of Debrecen
H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary

Abstract: Morphological traits were analysed in two populations (Hačava and Bükk Mts) of *Aricia artaxerxes issekutzi* Balogh, 1956. In both populations, the individuals were collected in two time periods: in 1960–70 and in 1999–2001. Five symmetrical traits were measured on the wings of each individual. The data were analysed by hierarchical analyses of deviance. The highest portion of variation was observed among the individuals within the samples. The differences between the two collecting periods within a population only accounted for a small portion of the total phenotypic variation. The differences between the two sides within the individuals decreased for those traits, which differed significantly between the two collecting periods. That is, the symmetry of those traits improved that were changing in time. The level of morphological variation did only differ for a few traits between the two collecting periods.

Key words: *Aricia artaxerxes issekutzi*, morphological variation, traits of wing

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 337–348, 2004

Egy védett hangyaboglárka, a *Maculinea teleius* populációdinamikai vizsgálata a Szigetközben

Kőrösi Ádám, Kassai Ferenc és Peregovits László

Magyar Természettudományi Múzeum Állattára
1088 Budapest, Baross u. 13., E-mail: korosi@zoo.zoo.nhmus.hu

Összefoglaló: A *Maculinea* fajok rendkívül bonyolult életmenetére a monofágia és az obligát myrmecophilia jellemző, vagyis csak egyetlen lárválís tápnövényfajuk van, a hernyók pedig kizárólag bizonyos hangyafajok fészkében képesek kifejlődni. Nagyfokú specializáltságuk következtében igen kevés élőhelyet tudnak benépesíteni. Ezek általában olyan természetes élőhelyek (pl. láprétek), melyek napjainkra Európában igen megritkultak, ezért a *Maculinea* fajok a leginkább veszélyeztetett nappali lepkék közé tartoznak. A Szigetközben a nedves élőhelyek 1992 – a Duna elterelése – óta jelentős átalakuláson mennek keresztül, ami alapvető hatással lehet az itt élő *Maculinea* populációk túlélésére. Ennek felderítésére jelölés-visszafogásos vizsgálatot végeztünk egy *M. teleius* populáción. Az alapvető populációdinamikai paraméterek (egyedszám, ivararány, túlélési ráta) becslésén túl megállapítottuk, hogy a populáció mozgási értelemben zártnak tekinthető. Az állatok napi aktivitása és a levegő páratartalma között közvetett pozitív kapcsolatot találtunk, az állatok térbeli előfordulása és a lárválís tápnövény eloszlása között is sikerült gyenge pozitív összefüggést kimutatni.

Kulcsszavak: Szigetköz, *Maculinea teleius*, jelölés-visszafogás, napi aktivitás, térbeli eloszlás

Bevezetés

Az egyedülálló vizes élőhelynek számító Szigetköz vízrajza 1992 óta, a Duna elterelése után, drámaian megváltozott. Az Öreg-Duna vízhozama jelentősen csökkent, ennek következtében a talajvízszint lesüllyedt, ami sok területen szárazodáshoz vezetett. Ennek az élőlényközösségek szerkezetére és összetételére gyakorolt hatásait hosszú távú monitorozó, illetve az egyes fajok populációdinamikáját feltáró vizsgálatokkal lehet kimutatni. Ezek eredményei alapul szolgálnak a vizsgált populációk élőhelykezelési terveinek kidolgozásában.

Az európai szinten veszélyeztetett *Maculinea teleius*-nak (vérfűboglárka) több populációja is él a régióban. A faj élőhelyei olyan láprétek, kiszáradó láprétek, ahol lárválís tápnövénye, a *Sanguisorba officinalis* és a megfelelő hangyagazda is előfordul. A térségben található *Sanguisorba officinalis* és a hangyagazda populációk mennyiségi szerkezetére a vízviszonyok megváltozása és a területhasználat módja erős hatással van.

2001 nyarán jelölés-visszafogás vizsgálatot hajtottunk végre a faj Nagybajcs melletti populációján, a Vörös-réten. Vizsgálatunk fő tárgya a populáció egyedszámának és az ivaránynak a becslése volt, illetve annak megállapítása, hogy a populáció mozgási értelemben zártnak vagy nyíltnak tekinthető-e. Ezen kívül a lepkék térbeli előfordulása és a különféle habitat jellemzők (pl. tápnövény borítás, nektárforrás mennyisége, szegélynövényzet magassága) közötti összefüggések megállapítását és kvantifikálását is fontosnak tartottuk.

A *Maculinea teleius* (Bergstrasser, 1779) lárvái kizárólag bizonyos *Myrmica* hangyafajok fészkében képesek kifejlődni. A lepkék tojásaikat a *Sanguisorba officinalis* (őszi vérfű) virágfejeibe helyezik. A kikelő lárvák a magkezdeményekkel táplálkoznak egészen a negyedik lárvastádiumukig (Thomas *et al.* 1989, Elmes *et al.* 1991*a*). A harmadik vedlést követően a hernyók selyemszálon ereszkednek le a talajra és ott várják, hogy a *Myrmica* dolgozók megtalálják és adoptálják őket. Az adoptáció után a hangyák becipelik a hernyót a hangyafészekbe. Ezután 9–10 hónapon keresztül a hangyafészekben fejlődik a hernyó, itt éri el testtömeg-gyarapodásának közel 99%-át (Elmes *et al.* 1991*b*), valamint itt történik az áttelelés és a bábozódás is. A *M. teleius* hernyója a hangyafészken belül a hangyalárvákat fogyasztja (Thomas *et al.* 1991).

A *Maculinea–Myrmica* kapcsolat fajspecificitása a különböző földrajzi régiók populációinál más és más lehet (Elmes *et al.* 1994). A legújabb kutatási eredmények alapján a Kárpát-medencében és Kelet-Európában meglepően kis térléptéken változik az, hogy egy adott *Maculinea* populációnak mi a hangyagazdája (Steiner *et al.* 2003). Hazánkban *M. teleius* lárvák eddig még csak *Myrmica scabrinodis* fészkekből kerültek elő (Csősz & Tartally 2004). A *Maculinea* fajok életmenetéből adódóan egy élőhelyen a gazdahangya faj eltűnése a lepkepopuláció kihalásához vezet. A *Myrmica* fajok előfordulását és denzitását a mikroklimatikus viszonyok erősen befolyásolják, ezért a Szigetközben zajló változások nagy hatással lehetnek a *Maculinea* populációkra is.

Jelen vizsgálatunkat egy hosszú távú kutatás első lépésének szántuk.

Anyag és módszerek

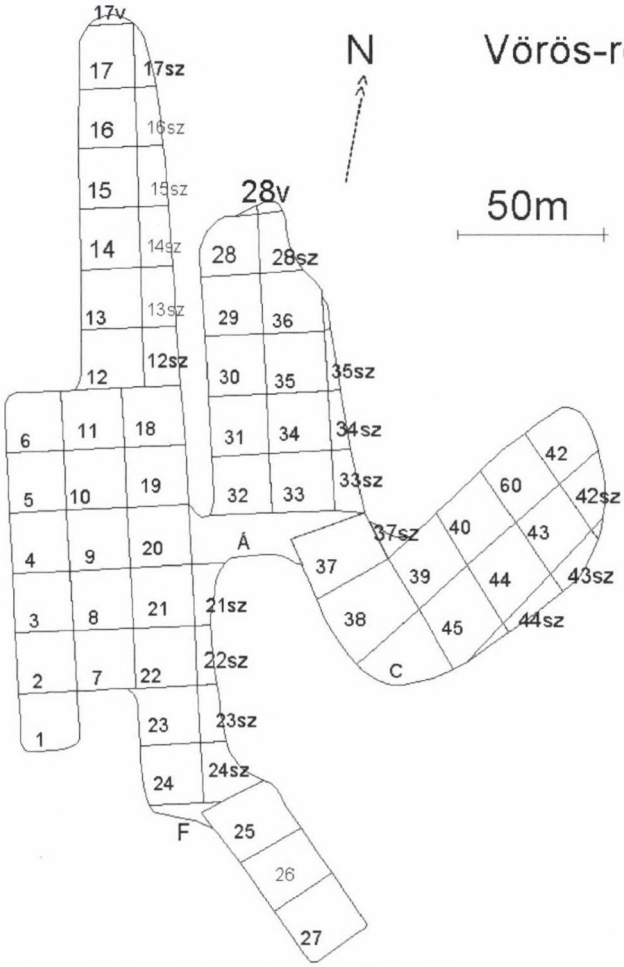
A mintavételi terület

A vizsgált populáció a Nagybajcshoz közeli Vörös-réten a gát mentett oldalán, közvetlenül a gát mellett található. A hozzávetőlegesen 2 hektárnyi kiszáradó láprétet nádas és nyáras–bokorfüzes veszi körül. A környék magasabban fekvő, szárazabb területeit *Solidago canadensis* borítja, helyenként homogén állományo-

kat alkotva. A területen rendszeresen végeznek gépi kaszálást, évente akár több alkalommal is. A réten a *Sanguisorba officinalis*-on kívül nagy mennyiségben voltak jelen *Vicia* és *Cirsium* fajok, melyek fontos nektárforrásai az imágóknak.

A mintavétel menete

A mintavételi területet 20×20 méteres kvadrátokra osztottuk (1. ábra). A mintavételi terület teljes lefedéséhez szükség volt kisebb, szabálytalan alakú kvadrátok kijelölésére is. Az imágókat a jelölés-visszafogás során a hátsó szárnyuk fo-



1. ábra. A kvadrátokra osztott mintavételi terület a kvadrát–azonosítókkal

nákján alkoholos filctoll segítségével egyedi azonosítóval – számmal – láttuk el. A fogások során feljegyeztük a fogás pontos helyét (kvadrát-azonosító) és időpontját, a megfogott egyed azonosítóját, illetve újonnan fogott példányok esetén az ivarát is. Felbecsültük a kvadrátokban a vizsgálat szempontjából fontosnak tartott növénycsoportok (a *Sanguisorba officinalis,* a *Vicia* és *Cirsium* fajok, valamint a nád) mennyiségét. A *Vicia* és *Cirsium* fajok, valamint a nád esetében a kvadrátonkénti borítás százalékos értékét becsültük. A *Sanguisorba officinalis* virágfejei elég feltűnőek, a gyepből kimagasodnak és külön szintet alkotnak. Ezért ennél a fajnál a virágfejek által kirajzolt terület kvadráton belüli arányát a többi növénycsoport borításától függetlenül becsültük. A mintavételi terület szélén elhelyezkedő kvadrátok esetében a szegélynövényzet magasságát is megmértük.

A jelölés-visszafogásos mintavétel 2001. július 31. és augusztus 3. között zajlott.

A jelölés-visszafogás adatok elemzése

A jelölés-visszafogás adatokon modellszelekciót hajtottunk végre a Cormack–Jolly–Seber (CJS) modellekkel. A számításokat a MARK programcsomaggal végeztük. A modellek paraméterei a visszafogási valószínűség (*p*) és a látszólagos túlélési ráta (*Phi*). A szelekció során a modellsorozatban a becsülendő paraméterek idő- és ivarfüggését vizsgáltuk. A legtámogatottabb modell alapján végeztük a paraméterek becslését. A látszólagos túlélési ráta (*Phi*) azt mutatja meg, hogy adott mintavételi alkalomkor a populációban tartózkodó egyed mekkora valószínűséggel lesz a következő mintavételi alkalomkor is a populációban. Tehát *Phi* függ a kivándorlás mértékétől, valamint az egyedek (tényleges) túlélésétől. Amennyiben a populáció mozgási értelemben zárt (a kivándorlási ráta nulla), *Phi* a túlélési rátával lesz egyenlő. Így magas *Phi* értékek esetén a kivándorlás kismértékű. A *p* paraméter értéke azt mutatja meg, hogy adott mintavételi alkalomkor a populációban lévő jelölt egyed mekkora valószínűséggel kerül bele a mintába.

Az elemzéseket napi és órás időskálán is elvégeztük, vagyis egy napot, vagy egy órát tekintettünk egy mintavételi alkalomnak.

A visszafogási valószínűség értéke szoros összefüggésben áll az állatok aktivitásával, a populáció egyedszámával és a mintavételi intenzitással. Mivel az óránkénti mintavételi intenzitás azonos volt és a populáció egyedszáma sem változott nagy mértékben (az órás skálán), ezért a visszafogási valószínűség ingadozása leginkább az állatok aktivitásának változásával magyarázható, hiszen a mozgó, repülő állatok jobban észlelhetőek és így nagyobb valószínűséggel kerülnek bele a mintába, mint a gyepbe leült, pihenő egyedek. Az állatok aktivitására feltehetően nagy hatással vannak bizonyos időjárási paraméterek. Ezek megállapításához és

az összefüggések erősségének meghatározásához standardizált főkomponens analízist, illetve korreláció-analíziseket végeztünk a visszafogási valószínűség órás skálán becsült értékei és az időjárási faktorok (hőmérséklet, relatív páratartalom, szélsebesség, felhőborítás) mért értékei között. Ez utóbbi adatok az Országos Meteorológiai Intézet győri állomásától származnak.

A Robust Design modellek segítségével elvégeztük a populáció egyedszámának becslését. Ezekben a modellekben a mintavételi időszakot intervallumokra kell osztani. Ezeken az intervallumokon belül a populációt zártnak, az intervallumok között pedig nyíltnak tekinti a modell. A zárt intervallumokra az egyedszámot zárt modellekkel becsüljük, melyekkel pontosabb becsléseket kaphatunk, mint a CJS modellekkel. Ha a zártnak tekintett intervallumok időtartama megfelelően rövid, a zárt modellek előfeltételeinek sérülése nem torzítja jelentősen a becsléseket. Az elemzés során egynapos zárt intervallumokat használtunk.

Az ivararány becslését a fogott hímek és nőstények száma alapján végeztük el (Motulsky 1995).

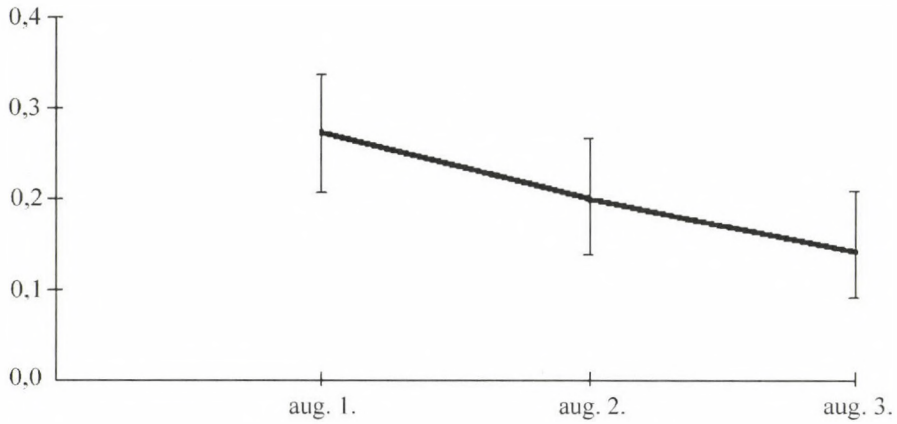
Standardizált főkomponens-analízissel (PCA) kapcsolatot kerestünk az egyes kvadrátokban történt fogások száma és a kvadrátok egyéb paraméterei között (Podani 1997). A PCA biplotja alapján kapcsolatban lévő változók között páronként korreláció–analízist hajtottunk végre. Végül a mintavételi területről készült térképet egy térinformatikai rendszerben (GIS) elhelyezve a tápnövények és nektárnövények eloszlását és a lepkék térbeli előfordulását szemléltető tematikus térképeket készítettünk.

Eredmények

A napi skálán végzett modellszelekció eredményeként az a modell volt a legtámogatottabb, melyben a látszólagos túlélési ráta időben állandó és a két ivarra nézve egyenlő, míg a visszafogási valószínűség a két ivarnál egyforma, de időben változó volt. *Phi* feltűnően magas értékű (0,909 [0,662; 0,980 (95%CI)]), *p* változása csökkenő trendet mutat (2. ábra).

Az órás időskálán végzett modellszelekció során az a modell volt a legtámogatottabb, amelyben *Phi* időben állandó és az ivarokra nézve egyező, *p* pedig az ivaroknál egyező, de időben változó volt (3. ábra). A mintavételi alkalmak közötti rövidebb időnek megfelelően *Phi* értéke magasabb volt, mint a napi skálán (0,990 [0,981; 0,995 (95%CI)]).

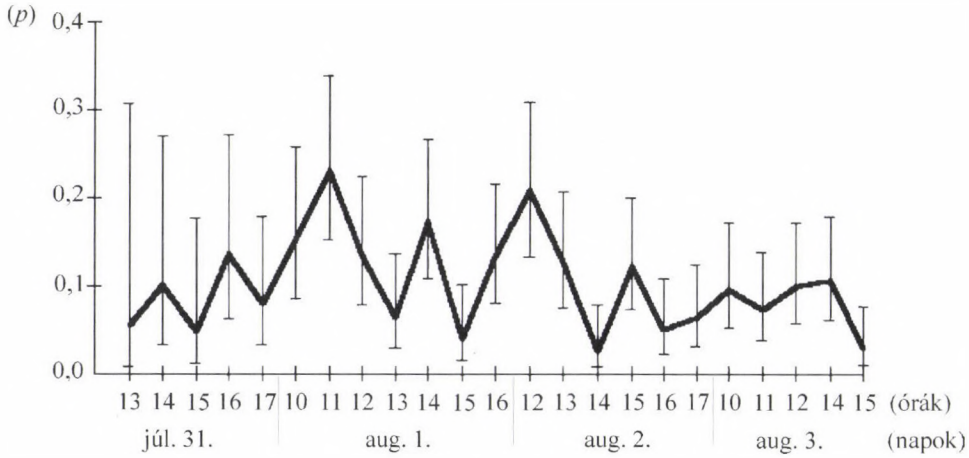
A visszafogási valószínűség óránként becsült értékei és az időjárási paraméterek között végzett PCA esetében a mintavételi órák szerepeltek objektumokként. Az első és második főkomponens az összvariancia 63,69%-át magyarázza. A



2. ábra. A visszafogási valószínűség naponta becsült értékei.

biploton erős kapcsolat látható a visszafogási valószínűség (p) és a relatív páratartalom (RH) között (4. ábra).

Az egyes kvadrátokban történt fogások száma és a kvadrát növényzetét leíró változók (tápnövény és nektárnövények borítása, szegélynövényzet magassága, kvadrát területe) között végzett standardizált főkomponens analízis esetében az első és a második komponens az összvariancia 61,8 %-át magyarázza. A változók a



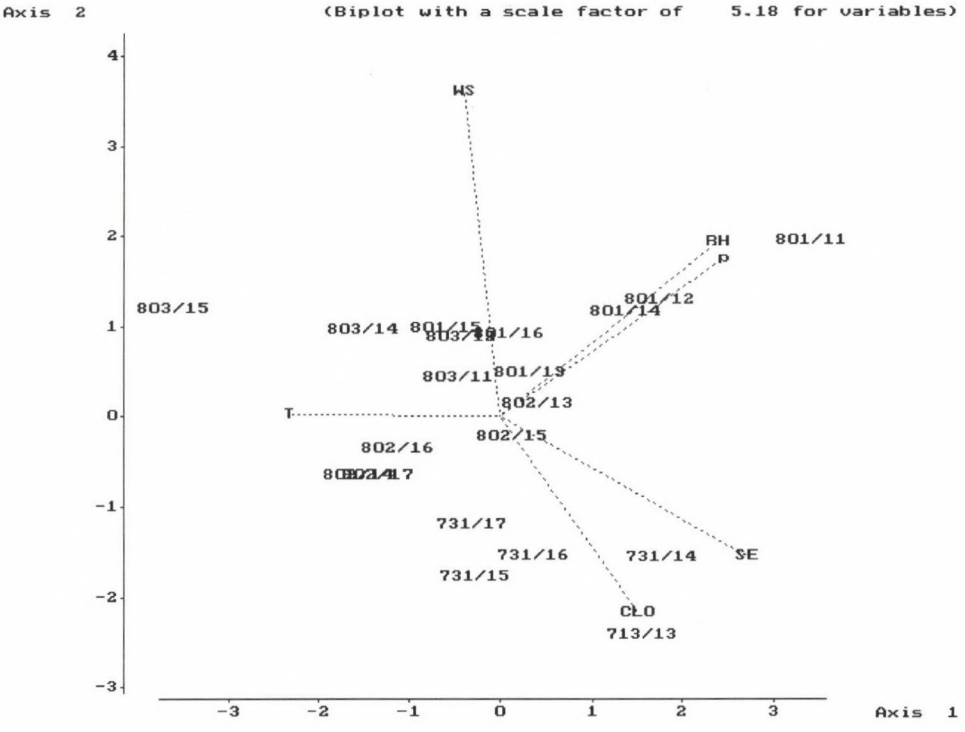
3. ábra. A visszafogási valószínűség óránkénti becsült értékei.

tengelyek mentén két csoportra különülnek el. A második tengely mentén erős kapcsolat mutatkozik a fogott hímek és nőstények száma, a kvadrát mérete és a kvadrát *Sanguisorba* borítása között (5. ábra). E változókat külön vizsgálva gyenge pozitív korrelációt találtunk a fogott hímek és nőstények száma között (Kendall-féle *tau-b* korrelációs koefficiens: 0,444 ($p<0,01$)), valamint a kvadrátban fogott állatok száma és a kvadrát *Sanguisorba* borítása között (Kendall-féle *tau-b* korrelációs koefficiens: 0,269 ($p<0,01$)). A kvadrát mérete és a fogott állatok száma között fennálló összefüggés feltehetően nem lineáris.

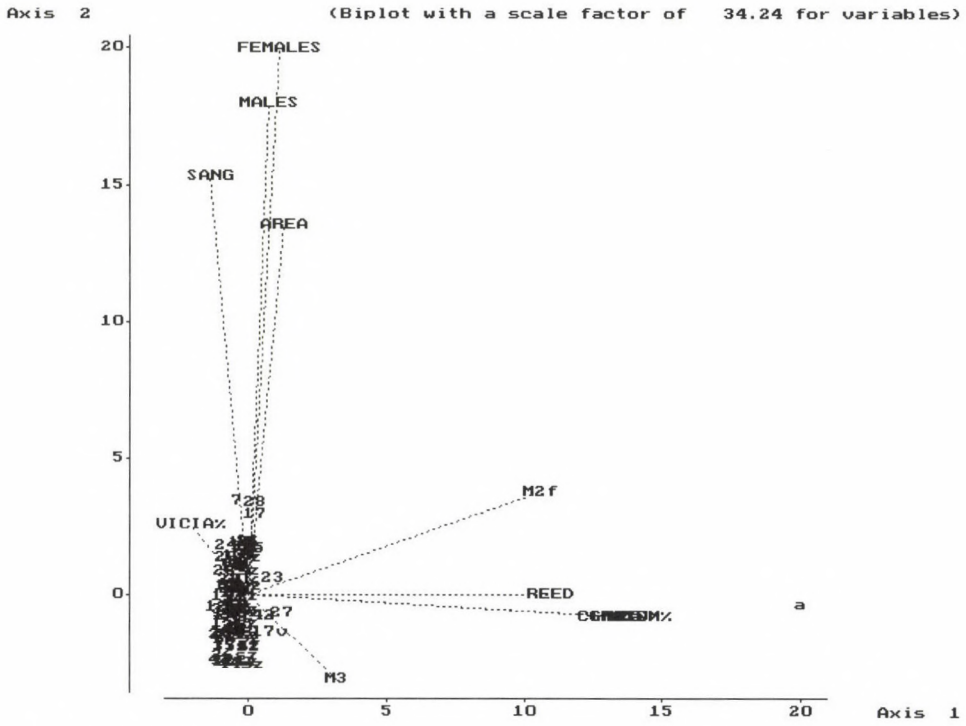
A becsült ivararány nem különbözik szignifikánsan az 50–50%-tól (6. ábra).

A becsült napi populációméret 150–200 egyed között volt (7. ábra).

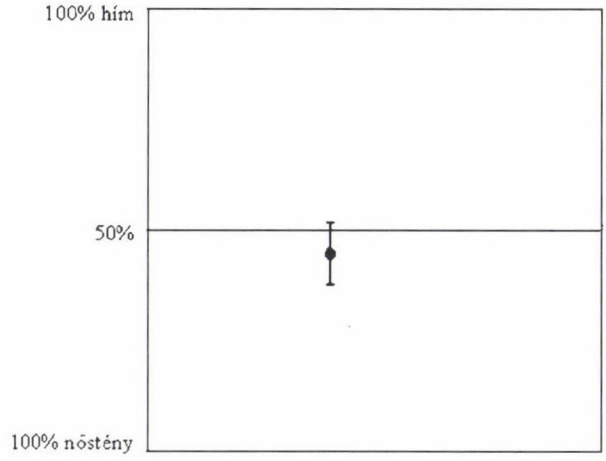
A populáció térbeli szerkezetének vizsgálatához és szemléltetéséhez végzett térinformatikai elemzésekhez az ArcView 3.1 programcsomagot használtuk. Az eredmények közül egy olyan tematikus térképet közlünk, mely a *Sanguisorba* borítás és a fogások száma közötti kapcsolatot mutatja (8. ábra). A kvadrátokban tör-



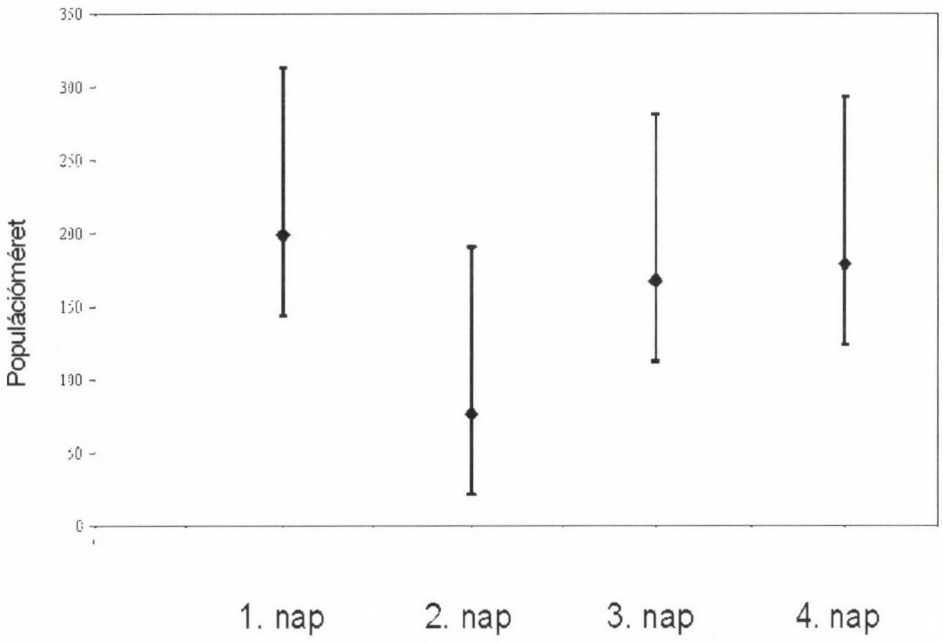
4. ábra. Az időjárási változókra és a visszafogási valószínűségre elvégzett PCA biplotja. (WS: szélsebesség, T: hőmérséklet, RH: relatív páratartalom, p: visszafogási valószínűség, CLO: felhőborítás, SE: a visszafogási valószínűség standard hibája; az objektumokat dátum/óra formában jelöljük).



5. ábra: A kvadrátokat jellemző változókkal végzett PCA biplotja. (SANG: *Sanguisorba* borítás, VICIA%: *Vicia* fajok borítása, CIRSIUM%: *Cirsium* fajok borítása, REED: nád borítása, FEMALES: nőstények, MALES: hímek fogásszáma, AREA: kvadrát területe).



6. ábra: A becsült ivararány a 95%-os konfidencia intervallummal.



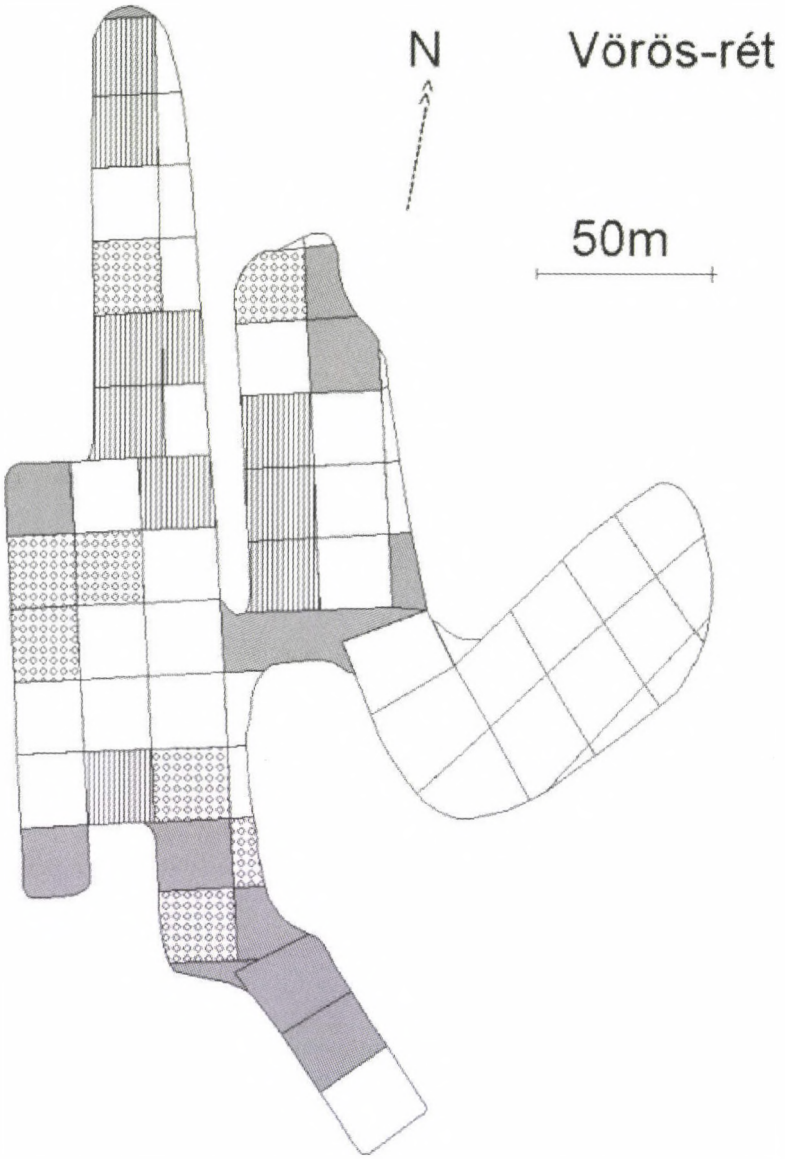
7. ábra: A Robust Design modellekkel becsült egyedszámok.

tént fogások száma és a *Sanguisorba* borítása alapján 3–3 kategóriát alakítottunk ki, így összesen 9 kategóriába soroltuk a kvadrátokat. A különböző kategóriákat és a hozzájuk tartozó kvadrátok összterületét az 1. táblázat mutatja. Az átlagos *Sanguisorba* borítás 20%, míg a fogások átlagos száma 6 volt.

A táblázatból kiemelendő, hogy az alacsony *S. officinalis* borítottságú kvadrátok nagy százalékában a fogások száma is alacsony, ugyanakkor az átlagon felüli borítás nem feltétlenül jelent magas fogásszámot. Ez látható az átlagon felüli fogásszámok sorában is, ahol az egyes tápnövény-borítás kategóriákban szereplő kvadrátok összterülete igen hasonló.

1. táblázat: Az egyes kategóriákba tartozó kvadrátok összterülete (m^2)

		Sanguisorba borítás		
		átlagon aluli	átlagos	átlagon felüli
Fogott lepkék száma	átlagon aluli	7057	1164	3046
	átlagos	513	0	423
	átlagon felüli	3845	2884	3742



8. ábra: A kvadrátok kategóriák szerinti elkülönítése. FEHÉR: átlagos, vagy az alatti fogásszám; SZÜRKE: átlagnál több fogás, de kevesebb vérfű; CSÍKOZOTT: átlagnál több fogás és több vérfű; KÖRÖK: átlagnál több fogás és átlagos vérfű-borítás.

Diszkusszió

A látszólagos túlélési ráta igen magas értéke arra enged következtetni, hogy a vizsgált *M. teleius* populáció mozgási értelemben zártnak tekinthető. Mivel a mintavételi időszak elég rövid volt, ezért igen nehéz megállapítani, hogy a rajzásnak melyik szakaszában történt a vizsgálat. Jóval hosszabb, körülbelül két hetes mintavétel szükséges ahhoz, hogy pontosabb képet kapjunk az egyedszám és az ivararány alakulásáról a rajzás folyamán.

A visszafogási valószínűség és a relatív páratartalom között talált összefüggés feltehetően azzal magyarázható, hogy magasabb páratartalomnál az állatok aktivitása, ezáltal az észlelhetősége is megnő, ami a visszafogási valószínűség növekedését idézi elő. Ennek vizsgálata további célzott kutatások tárgyát fogja képezni.

A kvadrátokban fogott hímek és nőstények száma közötti pozitív összefüggés nem meglepő és megfelel más *Maculinea* populációk esetében tapasztaltaknak. A *S. officinalis* borításának mértéke és a fogások száma közötti pozitív korreláció esetében a korrelációs koefficiens igen alacsony. A térinformatikai elemzések alapján feltételezhető, hogy ez a korreláció csupán annak következménye, hogy a mintavételi terület egy jelentős, egybefüggő (keleti) részén a *Sanguisorba* borítása és a fogott lepkék száma is igen alacsony volt. Ezt támasztja alá az is, hogy a magas fogásszám nem feltétlenül jár együtt nagy *Sanguisorba* borítással, és fordítva. Ezek a tapasztalatok indokolttá teszik a lepkék és tápnövényük térbeli előfordulása közötti kapcsolat további vizsgálatát más populációk és módszerek bevonásával, illetve a térlépték változtatásával.

*

Köszönetnyilvánítás – A szerzők ezúton mondanak köszönetet Jesús Reyesnek a tematikus térképek elkészítésében, valamint Horváth Gyula természetvédelmi őrnek a megfelelő mintavételi terület kiválasztásában nyújtott segítségéért. Munkánk a KAC (020903–01/2000), valamint az EU 5. Keretprogram Maculinea butterflies of the Habitat Directive and European Red List as indicators and tools for habitat conservation and management (MacMan, EVK2-CT-2001-00126) pályázatának támogatásával valósult meg.

Irodalomjegyzék

Csősz, S. & Tartally, A. (2002): Adatok a Maculinea boglárkalepkék (Lepidoptera: Lycaenidae) kárpát-medencei hangyagazdáiról. – *Természetvédelmi közlemények* **11**: 309–317.

Elmes, G. W., Thomas, J. A. & Wardlaw, J. C. (1991*a*): Larvae of Maculinea rebeli, a large-blue butterfly, and their Myrmica host ants: wild adoption and behaviour in ant nests. *J. Zool., London* **223:** 447–460.

Elmes, G. W., Thomas, J. A. & Wardlaw, J. C. (1991*b*): Larvae of Maculinea rebeli, a large-blue butterfly, and their Myrmica host ants: patterns of caterpillar growth and survival. *J. Zool., London* **224**: 79–92.

Elmes, G. W., Thomas, J. A., Hammarstedt, O., Munguira, M. C., Martin, J. & Made, J. G. van der (1994): Differences in host-ant specificity between Spanish, Dutch and Swedish populations of the endangered butterfly Maculinea alcon (Schiff.) (Lepidoptera). *Mem. Zool.* **48**: 55–68.

Motulsky, H. (1995): *Intuitive biostatistics*. Oxford University Press, Oxford. p. 18.

Podani J. (1997): *Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe*. Scientia, Budapest pp. 212–224.

Steiner, F. M., Sielezniew, M., Schlick-Steiner, B. C., Höttinger, H., Stankiewicz, A. & Górnicki, A. (2003): Host specifity revisited: New data on Myrmica host ants of the lycaenid butterfly Maculinea rebeli. *J. Insect Conservation* **7**: 1–6.

Thomas, J. A., Elmes, G. W., Wardlaw, J. C. & Woyciechowski, M. (1989): Host specificity among Maculinea butterflies in Myrmica ant nests. *Oecologia* **79**: 452–457.

Thomas, J. A., Munguira, M. L., Martin, J. & Elmes, G. W. (1991): Basal hatching by Maculinea butterfly eggs: a consequence of advanced myrmecophily? *Biol. J. Linnean Soc.* **44**: 175–184.

Study on a *Maculinea teleius* population in the Szigetköz, NW Hungary

Kőrösi, Á., Kassai, F. and Peregovits, L.

Department of Zoology, Hungarian Natural History Museum
H-1088 Budapest, Baross u. 13, Hungary, E-mail: korosi@zoo.zoo.nhmus.hu

Abstract: *Maculinea* species are obligate myrmecophilous butterflies, that means they can develop only in nests of *Myrmica* ant species. According to this high specialization they occur in habitats that are occupied by the specific host plant and *Myrmica* species. They are among the most endangered butterfly species in Europe. Wetland habitats in the Szigetköz region have been changing since 1992 the diverting of river Danube, which may seriously affect the survival of *Maculinea* populations living here. To investigate the possible effects we carried out a mark-release-recapture study on a *Maculinea teleius* population. Apart from the estimates of basic parameters of population dynamics (e.g. population size, sex ratio, survival rate) we established that the population is closed in terms of movement. An indirect positive correlation was found between the activity of butterflies and relative air humidity. A weak positive correlation between the spatial distribution of butterflies and larval host plant was also revealed. GIS analyses of this latter relationship yielded an ambiguous pattern, so further examinations of the relation between host plant and butterfly distribution are necessary. This study was planned to be the first step of a long-term research.

Key words: *Maculinea teleius*, mark-release-recapture, population dynamics, movement pattern

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 349–358, 2004

Magyarország szárazföldi Mollusca faunájának ritkaságon alapuló értékelése és alkalmazási lehetőségei

Sólymos Péter

Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék
MTA Evolúciógenetikai és Konzervációbiológiai Kutatócsoport
4010 Debrecen, Pf. 3
E-mail: psolymos@univet.hu

Összefoglaló: A hazai szárazföldi Mollusca fajok ritkasági értékelését három komponensből álló additív pontrendszer segítségével végeztem. Az első összetevő a fajok helyi gyakoriságát mutatja UTM hálótérkép-adatok alapján 1–5-ös skálán, a második összetevő a fajok elterjedési területének nagyságát mutatja 1–4-es skálán. A harmadik összetevő értéke 1 pont, ha a faj globális védelme szempontjából a hazai állomány elsőrendű fontosságú. Jelenleg Magyarországon 33 szárazföldi csigafaj védett. A védett és nem védett fajok ritkasági index értékeinek eloszlása szignifikánsan eltér egymástól. Az index alapot nyújt a még nem védett fajok védettségének mérlegeléséhez, prioritások meghatározásához. Emellett a Mollusca ritkasági index a fajok védettségétől függetlenül alkalmas különböző élőhelyek és területek természetvédelmi értékelésére is. Az értékelés édesvízi fajokra is kiterjeszthető.

Kulcsszavak: Gastropoda, Magyarország, Mollusca, ritkaság, természetvédelem

Bevezetés

Magyarországon jelenleg 33 szárazföldi csigafaj védett. Az elmúlt évtizedekben a védett fajok kijelölése szakmailag megalapozottan, de erőteljesen *ad hoc* jelleggel történt. Aktuálissá vált tehát egy általánosan használható ritkasági pontrendszer kialakítása.

Gaston (1994) szerint a ritkaság nem önmagában vett veszélyeztetettségi kategória, hanem az elterjedési terület kiterjedésével és a gyakorisággal összefüggő pillanatnyi állapot. Ezt a szemléletet Magyarországon is sikeresen alkalmazzák különböző növény- és állatcsoportok természetvédelmi szempontú értékelése során (szitakötők: Dévai & Miskolczi 1987, egyenesszárnyúak: Rácz 1998, szárazföldi gerincesek: Báldi *et al.* 1995, növények: Borhidi 1995, Horváth *et al.* 1995, Simon 1992).

A ritkaság fenti értelmezése a szárazföldi puhatestűek esetén is lehetővé teszi ritkaságon alapuló objektív prioritások megállapítását a hazai szárazföldi csigák fajszintű védelméhez, vizsgálható a hazai védett szárazföldi csigák jogi státusának biológiai megalapozottsága, ezenkívül felhasználható területi összehasonlításokhoz, élőhely-minősítéshez is.

Módszerek

A puhatestűek tekintetében Heller és Safriel (1995) készítette az első ritkaságon alapuló természetvédelmi prioritási rangsort Izrael szárazföldi csigafaunájára. A Heller és Safriel (1995) féle additív pontrendszer 5 komponenst tartalmaz: (1) az elterjedési terület nagysága, (2) helyi gyakoriság, (3) taxonómiai izoláltság, (4) regionalitás (pl. egy genusz Izraelben előforduló fajainak aránya a környező területekhez viszonyítva), (5) speciális tényezők (veszélyeztetettség, élőhely sérülékenysége stb.). Az index 3. komponense túlságosan szubjektív, a 4. pont pedig a környező országok faunájára vonatkozó adatok nélkül nem értékelhető.

A hazai szárazföldi Mollusca fajok ritkasági értékelését a Heller és Safriel (1995) féle pontrendszer 1., 2. és 5. komponensének figyelembevételével végeztem el, hiszen hazai viszonylatban ez a három tényező határozható meg a lehető legnagyobb objektivitással. A ritkaság mértéke a következő módon határozható meg: MRI = LF + RS + SF, ahol MRI = Mollusca ritkasági index, LF = helyi gyakoriság, RS = elterjedési terület nagysága, SF = speciális tényező.

A helyi gyakoriság értékelését a fajok hazai elterjedésének UTM adatai alapján 1–5-ös skálán osztályoztam: 1 = az adatokat tartalmazó UTM négyzeteknek több mint 25%-ában fordul elő, 2 = az adatokat tartalmazó UTM négyzeteknek 15–25%-ában fordul elő, 3 = az adatokat tartalmazó UTM négyzeteknek 5–15%-ában fordul elő, 4 = az adatokat tartalmazó UTM négyzeteknek 1–5%-ában fordul elő, 5 = az adatokat tartalmazó UTM négyzeteknek kevesebb, mint 1%-ában fordul elő. A helyi gyakoriság értékeinek megállapításához Pintér *et al.* (1979), Pintér és Szigethy (1979, 1980), Fehér és Gubányi (2001) munkáit használtam. Mivel a meztelen csigák az UTM adatokban jelentősen alulreprezentáltak (a valós gyakoriságuknál ritkábbnak tűnnek), ezért ezek helyi gyakoriság értékeit Botka és Varga (1984), Pintér *et al.* (1979), Varga (1986), Varga *et al.* (1986), Wiktor és Szigethy (1983) adatai alapján számoltam úgy, hogy csak a meztelen csigák adatait tartalmazó négyzeteket vettem figyelembe a százalékok meghatározásakor.

Az elterjedési terület nagyságát 1–4-es skálán osztályoztam: 1 = az elterjedési terület Európa méretét meghaladja (euroszibériai, nyugat-palearktikus, palearktikus, holarktikus elterjedésű fajok), 2 = széles elterjedés Európán belül (több állatföldrajzi régióban is elterjedt, pl. közép-európai, boreo-montán, alpin-kárpáti fajok stb.), 3 = egy meghatározott állatföldrajzi régióban elterjedt (pl. kárpáti elterjedésű fajok), 4 = szűkebb elterjedés egy meghatározott állatföldrajzi régión belül (pl. Északi-Kárpátok). Az elterjedési terület nagyságának kategorizálásához Pusanow (1928), Soós (1943), Ehrmann (1956), Jaeckel *et al.* (1957), továbbá Kerney *et al.* (1984) munkáit használtam.

A speciális tényező értéke 0 és 1 pont lehet. Egy pontot kapott egy faj, ha globális védelme szempontjából a hazai állomány elsőrendű fontosságú, illetve ha a ritkaság objektív becslése a faj valódi ritkaságát és természetvédelmi értékét nem kellően tükrözi. Más esetben a tényező értéke 0. A Mollusca ritkasági index értéke 2 és 10 között változik. A 2-es pontszám a leggyakoribb, a 10-es pontszám a legritkább fajokat jelöli.

A fajnevek írásmódja az Unitas Malacologica 1994-es kongresszusán elfogadott CLECOM (Check-list of the European Continental Mollusca) nómenklatúrát követi (Falkner *et al.* 2001). A Mollusca fajok védettségi státusánál a 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet 2. és 4. számú mellékletét, a 92/43/EEC határozat (European Habitats and Species Directive) II. és V. mellékletét, a Berni Konvenció III. mellékletét, az IUCN Vörös Listát és a magyarországi Vörös könyvet (Rakonczay 1989) vettem figyelembe.

Eredmények

Magyarország területén jelenleg 161 szárazföldi Mollusca faj recens szabadföldi előfordulásáról rendelkezünk írásos dokumentációval (Fehér & Gubányi 2001, Pintér 1974, 1984, Pintér *et al.* 1979). A fajokra vonatkozó ritkasági index értékeket és az index összetevőinek értékeit az 1. táblázat tartalmazza. A táblázatban szereplő 161 faj mellett nem szerepelnek az üvegházakban és terráriumokban előforduló fajok, illetve 11 kizárólag hordalékból előkerült faj. A 161 fajból 3 behurcolt faj mára feltehetően kipusztult, 1 faj előfordulása pedig megerősítésre szorul. Így a magyar szárazföldi Mollusca fauna életképes populációval rendelkező fajainak száma 157-re tehető.

Értékelés

A ritkaság meghatározásának relatív módszere a kvartilis definíción (Gaston 1994) alapszik. Ekkor azt vizsgáljuk, hogy egy adott faj valamely alkalmas jellemzője alapján bizonyíthatóan ritkább-e, mint az azzal összevethető taxonómiai egységek többsége. A Mollusca ritkasági index értékek eloszlását vizsgálva a felső 25%-hoz tartozó kvartilis értéke 7 pont. Tehát a hazai Mollusca fauna egészét tekintve a 7–10 pontszámú Mollusca fajok tekinthetők ritkának. A felső kvartilisba tartozó 45 faj közül csupán 18 faj védett. A Mollusca ritkasági index alapul szolgálhat a még nem védett fajok védettségének mérlegeléséhez és a prioritások meghatározásához.

1. táblázat. Magyarország szárazföldi Mollusca fajainak ritkasági értékszámai nagyság szerinti csökkenő sorrendbe rendezve. Magyarázat: LF = helyi gyakoriság, RS = elterjedési terület nagysága, SF = speciális tényező, MRI = Mollusca ritkasági index (MRI = LF + RS + SF), FV = fokozottan védett, V = védett, VK = magyar Vörös Könyves fajok, RL = IUCN Vörös Listás fajok, A2/A5 = European Habitats and Species Directive, Annex II./V. fajok, BC = Berni Konvencióban szereplő faj, B = betelepített vagy behurcolt, X = feltehetően kihalt, ? = bizonytalan eredetű, * = a CLECOM nem említi Magyarországról, ** = előfordulása megerősítésre szorul, *** = a CLECOM helyette a *M. borealis borealis* (O. Boettger, 1878) alfajt említi, ami nem él Magyarországon. (A források felsorolását lásd az Anyag és módszer c. fejezetben.)

Faj	Státus	LF	RS	SF	MRI
Kovacsia kovacsi (Varga et L. Pintér, 1972)	FV, VK	5	4	1	10
Alopia livida bipalatalis (M. von Kimakowicz, 1883)	V, B	5	4	0	9
Alopia straminicollis monacha (M. von Kimakowicz, 1894)	B	5	4	0	9
Bulgarica rugicollis rugicollis (Rossmässler, 1836)	B	5	4	0	9
Trichia lubomirskii (Slósarski, 1881)	V	5	4	0	9
Balea stabilis (L. Pfeiffer, 1847)		5	3	0	8
Cellariopsis deubeli (A. J. Wagner, 1914)	V	4	4	0	8
Cochlodina fimbriata fimbriata (Rossmässler, 1835)		5	3	0	8
Faustina illyrica illyrica (Stabile, 1864)		5	3	0	8
**Macrogastra densestriata densestriata* (Rossmässler, 1836)		5	3	0	8
Oligolimax annularis (S. Studer, 1820)	V, VK	5	2	1	8
Perforatella dibothrion (M. von Kimakowicz, 1884)	V, VK	5	3	0	8
Platyla banatica (Rossmässler, 1842)		5	3	0	8
Spelaeodiscus triarius triarius (Rossmässler, 1839)	V, VK	5	3	0	8
Aegopinella nitens (Michaud, 1831)		5	2	0	7
Bielzia coerulans (M. Bielz, 1851)	V, VK	4	3	0	7
Bulgarica cana cana (Held, 1836)		4	2	1	7
Bulgarica vetusta vetusta (Rossmässler, 1836)		4	2	1	7
Candidula intersecta (Poiret, 1801)	B	5	2	0	7
Candidula unifasciata unifasciata (Poiret, 1801)	B, X	5	2	0	7
Cernuella neglecta (Draparnaud, 1805)	?	5	2	0	7
***Clausilia cruciata cruciata* (S. Studer, 1820)		5	2	0	7
Clausilia rugosa parvula (A. Férussac, 1807)		5	2	0	7
Cochlodina cerata cerata (Rossmässler, 1836)	V	4	3	0	7
Cornu aspersum aspersum (O. F. Müller, 1774)	B	5	2	0	7
Discus ruderatus ruderatus (W. Hartmann, 1821)	V	5	1	1	7
Drobacia banatica (Rossmässler, 1838)	V, VK	4	3	0	7
Eobania vermiculata (O. F. Müller, 1774)	B, X	5	2	0	7
Faustina faustina faustina (Rossmässler, 1835)		4	3	0	7
Helix lucorum lucorum Linnaeus, 1758	B	5	2	0	7
Hygromia cinctella (Draparnaud, 1801)	?	5	2	0	7
Lehmannia valentiana (A. Férussac, 1822)	?	5	2	0	7
Lozekia transsylvanica (Westerlund, 1876)	V	4	3	0	7
****Macrogastra borealis bielzi* Nordsieck, 1993		4	3	0	7
Mediterranea hydatina (Rossmässler, 1838)	?	5	2	0	7
Monachoides vicinus (Rossmässler, 1842)	V	4	3	0	7
Pagodulina pagodula altilis Klemm, 1939	V	5	2	0	7

1. táblázat (folytatás)

Faj	Státus	LF	RS	SF	MRI
Pomatias rivularis (Eichwald, 1829)	V, VK	5	2	0	7
Pseudofusulus varians (C. Pfeiffer, 1828)		5	2	0	7
Tandonia rustica (Millet, 1843)	?	5	2	0	7
Theba pisana pisana (O. F. Müller, 1774)	B, X	5	2	0	7
Trichia striolata danubialis (Clessin, 1874)	V, VK	4	3	0	7
Vertigo substriata (Jeffreys, 1833)		5	2	0	7
Vestia gulo (E. A. Bielz, 1859)	V, VK	4	3	0	7
Vestia turgida (Rossmässler, 1836)	V	4	3	0	7
Aegopinella ressmanni (Westerlund, 1883)		3	3	0	6
Aegopis verticillus (Lamarck, 1822)		4	2	0	6
Arion rufus (Linnaeus, 1758)		4	2	0	6
Balea perversa (Linnaeus, 1758)		4	2	0	6
Cecilioides petitiana (Benoit, 1862)	?	4	2	0	6
Cochlicopa nitens (M. von Gallenstein, 1848)	RL	4	2	0	6
Cochlodina orthostoma orthostoma (Menke, 1828)	V	4	2	0	6
Daudebardia brevipes brevipes (Draparnaud, 1805)		3	2	1	6
Deroceras klemmi Grossu, 1972		4	2	0	6
Ena montana (Draparnaud, 1801)	V	4	2	0	6
Helix lutescens Rossmässler, 1837	V	3	3	0	6
Isognomostoma isognomostomos (Schröter, 1784)	V	4	2	0	6
Macrogastra plicatula rusiostoma (Held, 1836)		4	2	0	6
Mediterranea depressa (Sterki, 1880)	V	4	2	0	6
Opeas pumilum (L. Pfeiffer, 1840)	B	5	1	0	6
Oxychilus translucidus (Mortillet, 1853)	B	5	1	0	6
Petasina filicina filicina (L. Pfeiffer, 1841)		4	2	0	6
Platyla polita (W. Hartmann, 1840)		4	2	0	6
Pomatias elegans (O. F. Müller, 1774)	V, VK	4	2	0	6
Pyramidula pusilla (Vallot, 1801)		4	2	0	6
Ruthenica filograna filograna (Rossmässler, 1836)	V	4	2	0	6
Semilimax semilimax (J. Férussac, 1802)		4	2	0	6
Trichia erjaveci (Brusina, 1870)		4	2	0	6
Truncatellina callicratis (Scacchi, 1833)		4	2	0	6
Vertigo alpestris Alder, 1838		4	2	0	6
Zonitoides arboreus (Say, 1836)	B	5	1	0	6
Aegopinella pura (Alder, 1830)		3	2	0	5
Arianta arbustorum arbustorum (Linnaeus, 1758)		3	2	0	5
Arion fasciatus (Nilsson, 1823)		3	2	0	5
Cepaea hortensis (O. F. Müller, 1774)	V	3	2	0	5
Cepaea nemoralis nemoralis (Linnaeus, 1758)	V	3	2	0	5
Chondrina arcadica clienta (Westerlund, 1883)		3	2	0	5
Clausilia dubia vindobonensis A. Schmidt, 1856		3	2	0	5
Clausilia pumila pumila C. Pfeiffer, 1828		3	2	0	5
Daudebardia rufa rufa (Draparnaud, 1805)		3	2	0	5
Deroceras rodnae Grossu et Lupu, 1965		3	2	0	5
Deroceras sturanyi (Simroth, 1894)		3	2	0	5

1. táblázat (folytatás)

Faj	Státus	LF	RS	SF	MRI
Deroceras turcicum (Simroth, 1894)		3	2	0	5
Discus perspectivus (Megerle von Mühlfeld, 1816)		3	2	0	5
Discus rotundatus rotundatus (O. F. Müller, 1774)		3	2	0	5
Helicodonta obvoluta obvoluta (O. F. Müller, 1774)		3	2	0	5
Lehmannia nyctelia (Bourguignat, 1861)		3	2	0	5
Limacus flavus (Linnaeus, 1758)		3	2	0	5
Lucilla singleyana (Pilsbry, 1890)	?	4	1	0	5
Macrogastra ventricosa ventricosa (Draparnaud, 1801)		3	2	0	5
Malacolimax tenellus (O. F. Müller, 1774)		3	2	0	5
Orcula dolium dolium (Draparnaud, 1801)	V	3	2	0	5
Perforatella bidentata (Gmelin, 1791)	V	3	2	0	5
Petasina unidentata unidentata (Draparnaud, 1805)	V	3	2	0	5
Pupilla triplicata (S. Studer, 1820)		3	2	0	5
Sphyradium doliolum (Bruguiere, 1792)		3	2	0	5
Tandonia budapestensis (Hazay, 1880)		3	2	0	5
Truncatellina claustralis (Gredler, 1856)		3	2	0	5
Urticicola umbrosus (C. Pfeiffer, 1828)		3	2	0	5
Vallonia enniensis (Gredler, 1856)	RL	2	2	1	5
Vertigo moulinsiana (Dupuy, 1849)	V, RL, A2	3	1	1	5
Vitrea diaphana diaphana (S. Studer, 1820)		3	2	0	5
Vitrea subrimata (Reinhardt, 1871)		3	2	0	5
Acanthinula aculeata (O. F. Müller 1774)		3	1	0	4
Arion circumscriptus Johnston, 1828	?	3	1	0	4
Arion distinctus J. Mabille, 1868		3	1	0	4
Arion lusitanicus J. Mabille, 1868	?	2	2	0	4
Balea biplicata biplicata (Montagu, 1803)		2	2	0	4
Boettgerilla pallens Simroth, 1912		3	1	0	4
Cecilioides acicula (O. F. Müller, 1774)		2	2	0	4
Columella edentula (Draparnaud, 1805)		3	1	0	4
Deroceras agreste (Linnaeus, 1758)		3	1	0	4
Helicopsis striata striata (O. F. Müller, 1774)		2	2	0	4
Laciniaria plicata (Draparnaud, 1801)		2	2	0	4
Lehmannia marginata (O. F. Müller, 1774)		3	1	0	4
Mediterranea inopinata (Ulicný, 1887)		2	2	0	4
Morlina glabra striaria (Westerlund, 1881)		2	2	0	4
Oxychilus draparnaudi draparnaudi (H. Beck, 1837)		2	2	0	4
Vertigo angustior Jeffreys, 1830	V, RL, A2	3	1	0	4
Vertigo pusilla O. F. Müller, 1774		3	1	0	4
Zebrina detrita detrita (O. F. Müller, 1774)		2	2	0	4
Aegopinella minor (Stabile, 1864)		1	2	0	3
Arion fuscus (O. F. Müller, 1774)		1	2	0	3
Arion silvaticus Lohmander, 1937		2	1	0	3
Carychium tridentatum (Risso, 1826)		2	1	0	3
Cepaea vindobonensis (A. Férussac, 1821)		1	2	0	3
Chondrula tridens tridens (O. F. Müller, 1774)		1	2	0	3

1. táblázat (folytatás)

Faj	Státus	LF	RS	SF	MRI
Deroceras laeve (O. F. Müller, 1774)		2	1	0	3
Euconulus fulvus (O. F. Müller, 1774)		2	1	0	3
Euomphalia strigella strigella (Draparnaud, 1801)		1	2	0	3
Granaria frumentum (Draparnaud, 1801)		1	2	0	3
Helix pomatia Linnaeus, 1758	V, RL, A5, BC	1	2	0	3
Merdigera obscura (O. F. Müller, 1774)		2	1	0	3
Monacha cartusiana (O. F. Müller, 1774)		1	2	0	3
Monachoides incarnatus incarnatus (O. F. Müller, 1774)		1	2	0	3
Nesovitrea hammonis (Ström, 1765)		2	1	0	3
Trichia hispida (Linnaeus, 1758)		2	1	0	3
Truncatellina cylindrica (A. Férussac, 1807)		1	2	0	3
Vertigo antivertigo (Draparnaud, 1801)		2	1	0	3
Vitrea contracta (Westerlund, 1871)		2	1	0	3
Vitrea crystallina (O. F. Müller, 1774)		2	1	0	3
Xerolenta obvia obvia (Menke, 1828)		1	2	0	3
Carychium minimum O. F. Müller, 1774		1	1	0	2
Cochlicopa lubrica (O. F. Müller, 1774)		1	1	0	2
Cochlicopa lubricella (Rossmässler, 1834)		1	1	0	2
Cochlodina laminata laminata (Montagu, 1803)		1	1	0	2
Deroceras reticulatum (O. F. Müller, 1774)		1	1	0	2
Fruticicola fruticum (O. F. Müller, 1774)		1	1	0	2
Limax cinereoniger Wolf, 1803		1	1	0	2
Limax maximus Linnaeus, 1758		1	1	0	2
Oxyloma elegans elegans (Risso, 1826)		1	1	0	2
Pseudotrichia rubiginosa (Rossmässler, 1838)		1	1	0	2
Punctum pygmaeum (Draparnaud, 1801)		1	1	0	2
Pupilla muscorum (Linnaeus, 1758)		1	1	0	2
Succinea putris (Linnaeus, 1758)		1	1	0	2
Succinella oblonga (Draparnaud, 1801)		1	1	0	2
Vallonia costata (O. F. Müller, 1774)		1	1	0	2
Vallonia pulchella (O. F. Müller, 1774)		1	1	0	2
Vertigo pygmaea (Draparnaud, 1801)		1	1	0	2
Vitrina pellucida (O. F. Müller, 1774)		1	1	0	2
Zonitoides nitidus (O. F. Müller, 1774)		1	1	0	2

A 33 hazai védett szárazföldi csigafaj közül 15 kívül esik a felső kvartilis tartományon (1. táblázat). A védett szárazföldi Mollusca fajok ritkaság értékei szignifikánsan eltérnek egymástól. A védett fajok ritkasági eloszlásának kvartilis értékei legalább 1 ponttal magasabbak, mint a nem védett fajok kvartilis értékei (Mann–Whitney $U = 996$, $p < 0{,}001$) (2. táblázat).

Az 1. és 2. táblázatokból kiderül, hogy csupán az egyetlen hazai fokozottan védett Mollusca fajunk, a *Kovacsia kovacsi* rendelkezik maximális, 10 pontos értékkel. A *K. kovacsi* külföldi előfordulásáról nem rendelkezünk egyértelmű ada-

2. táblázat. A Mollusca ritkasági index értékek eloszlásának alapstatisztikái Magyarország szárazföldi csigáira. A védett fajok ritkasági eloszlásának helyzeti középértéke szignifikánsan magasabb a nem védett fajokénál (Mann–Whitney $U = 996$, $p < 0{,}001$).

	Védett ($N = 33$)	Nem védett ($N = 128$)	Összes faj ($N = 161$)
Maximum	10	9	10
Felső kvartilis	7	6	7
Medián	7	5	5
Átlag ± szórás	6,6 ± 0,26	4,8 ± 0,16	5,1 ± 1,92
Alsó kvartilis	5,5	3	3,5
Minimum	3	2	2

tokkal, ezért őshonossága kérdéses (Varga 1981). A romániai populációk megléte mellett szól a faj Békés megyei populációinak viszonylagos terjedőképessége is. Mindezekkel együtt a faj globális védelmében a hazai populációk kulcsfontosságú szerepet játszanak. A felső kvartilis tartományba (7–10 pont) tartozó fajok között 9 betelepített faj is található, amelyek természetvédelmi értéke megkérdőjelezhető. Érdekes továbbá, hogy a rendelkezésre álló adatok alapján becsült helyi gyakoriság értékek néhány esetben a faj valódi ritkaságát alulbecslik. A torzított helyi gyakoriság értékek adott esetben nagy földrajzi elterjedéssel párosulhatnak és így az MRI pontértékek a fajok természetvédelmi fontosságát néhány esetben nem kellően tükrözik. Így fordulhat elő, hogy a hazánkban izolált, reliktumjellegű állományokkal rendelkező *Vallonia enniensis* (szubrecens és fosszilis adatok recenskként közölve az irodalomban) és *Vertigo moulinsiana* pontszám értéke 5.

A Mollusca ritkasági index a terjedési különbségek figyelembevételével alkalmazható édesvízi puhatestűek értékelésére is, ahol több Hydrobiidae faj is elérné a 10 pontos besorolást (pl. *Bythiospeum oshanovae* L. Pintér, 1968, *Bythiospeum hungaricum* Soós, 1927), és a fajok helyi konzervációja kiemelt jelentőséggel bír. Ezenkívül a populációk méretének változása számos esetben jól dokumentált (pl. regresszió: *Amphimelania hollandrii* C. Pfeiffer, 1828, expanzió: *Dreissena polymorpha polymorpha* Pallas, 1771, *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834)).

A Mollusca ritkasági index a fajok védettségétől függetlenül alkalmas különböző élőhelyek és területek természetvédelmi értékelésére. A Mollusca ritkasági index átlagos értéke az ország egész területére nézve 5,07 (betelepített fajok és meztelen csigák nélkül). A hegy- és dombvidékeken az index átlagértéke 4,90, az alföldi területeken 3,63 (betelepített fajok és meztelen csigák nélkül). A különbség oka, hogy az ország domborzati adottságaiból következően a ritka fajok a határ menti hegyvidékeken nagyobb valószínűséggel fordulhatnak elő, mint a központi helyzetű Alföldön. A magasabb térszínek fajgazdagsága is szembeötlő, hiszen a szárazföldi Mollusca fajok 57%-a hegy- és dombvidéki területeken fordul elő, 6%

elterjedése szorítkozik a síksági területekre, és a fajok 37%-a az Alföldön és hegyvidékeken egyaránt elterjedt (Pintér *et al.* 1979 alapján számolva).

Mivel nem minden hazai csigafaj van közölve és felfedezve, ezért a későbbiekben a faunalista szükségszerűen ritka fajokkal fog bővülni. Ezenkívül a fajok és alfajok száma taxonómiai revíziók során is bővülhet. A taxonómiai egységek szeparálása szintén a ritkaság növekedését eredményezi, mivel például a faji szintre emelt alfajok elterjedési területe csigák esetén általában kisebb.

*

Köszönetnyilvánítás – A szerző köszönetet mond témavezetőinek, Varga Zoltánnak és Sümegi Pálnak hasznos tanácsaikért és bátorításukért. A szerző külön köszöni Varga András lektori véleményét, ami alapján a cikk anyaga természetvédelmi szempontból jobban használhatóvá vált. A munka során sok szakmai segítséget nyújtott Fehér Zoltán, Majoros Gábor, Domokos Tamás, Robert A. D. Cameron, Erőss Zoltán Péter, Hornung Erzsébet, Bába Károly, Rácz István és Nagy Antal, amit a szerző ezúton kíván megköszönni.

Irodalomjegyzék

Báldi, A., Csorba, G. & Korsós, Z. (1995): *Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere.* – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 59 pp.

Borhidi, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. – *Acta Bot. Hung.* **39**(1–2): 97–181.

Botka, J. & Varga, A. (1984): The occurrence of Arion (Arion) rufus (Linné, 1758) in Hungary. – *Folia hist.-nat. Mus. Matr.* **9**: 167–168.

Dévai, Gy. & Miskolczi, M. (1987): Javaslat egy új környezetminősítő értékelési eljárásra a szitakötők hálótérképek szerinti előfordulási adatai alapján. – *Acta. Biol. Debreceina* **19**: 33–54.

Ehrmann, P. (1956): Mollusca. – In: Brohmer, P., Ehrmann, P. & Ulmer, G. (eds): *Die Tierwelt Mitteleuropas*, II. Band, Lief. 1. Verlag von Quelle & Meyer, Leipzig, 264 pp.

Falkner, G., Bank, R. A. & von Proschwitz, T. (2001): Check-list of the non-marine molluscan species-group taxa of states of northern, atlantic and central Europe (CLECOM I). – *Heldia* **4**: 1–76.

Fehér, Z. & Gubányi, A. (2001): *The distribution of Hungarian Molluscs. The catalogue of the Mollusca Collection of the Hungarian Natural History Museum.* – Hungarian Natural History Museum, Budapest, 466 pp.

Gaston, K. J. (1994): *Rarity.* – Chapman and Hall, London, 205 pp.

Heller, J. & Safriel, U. N. (1995): Setting priorities for the conservation of land snail faunas. – In: van Bruggen, A. C., Wells, S. M. & Kemperman, T. C. M. (eds): *Biodiversity and conservation of the Mollusca.* Backhuys, Leiden, pp. 91–110.

Horváth, F., Dobolyi, Z. K., Morschauser, T., Lőkös, L., Karas, L. & Szerdahelyi, T. (1995): Flóra adatbázis 1.2. – MTA ÖBKI, Vácrátót, 367 pp.

von Jaeckel, S. G., Klemm, W. & Meise, W. (1957): Die Land- und Süsswasser-Mollusken der Nördlichen Balkanhalbinsel. – *Abhandl. Ber. staatl. Mus. Tierkunde, Forschungsstelle*, Dresden **23**(2): 141–205.

Kerney, M. P., Cameron, R. A. D. & Jungbluth, J. H. (1984): *Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas.* – P. Parey, Hamburg–Berlin, 384 pp.

Pintér, L. (1974): Katalog der rezenten Mollusken Ungarns. – *Folia hist.-nat. Mus. Matr.* **2**: 123–148.
Pintér, L. (1984): Magyarország recens puhatestűinek revideált katalógusa (Mollusca). – *Folia hist.-nat. Mus. Matr.* **6**: 79–90.
Pintér, L., Richnovszky, A. & Szigethy, A. (1979): Distribution of the recent Mollusca of Hungary. – *Soosiana* **7**(Suppl. 1): 1–351.
Pintér, L. & Szigethy, A. S. (1979): Die Verbreitung der rezenten Mollusken Ungarns: Neunachweise und Berichtigungen, I. – *Soosiana* **7**: 97–108.
Pintér, L. & Szigethy, A. S. (1980): Die Verbreitung der rezenten Mollusken Ungarns: Neunachweise und Berichtigungen, II. – *Soosiana* **8**: 65–80.
Pusanow, J. (1928): Die malacogeographische Gliederung der Krim und der Ursprung ihrer Molluskenfauna. – *Zool. Jahrb., Abt. f. Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere* **54**: 315–342.
Rakonczay, Z. (1989): *Vörös könyv.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 328 pp.
Rácz, I. A. (1998): Biogeographical survey of the Orthoptera Fauna in Central Part of the Carpathian Basin (Hungary): Fauna types and community types. – *Articulata* **13**(1): 53–69.
Simon, T. (1992): *A magyarországi edényes flóra határozója.* – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 892 pp.
Soós, L. (1943): *A Kárpát-medence Mollusca-faunája.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 478 pp.
Varga, A. (1981): A Hygromia kovacsi Varga et Pintér romániai előfordulása. – *Soosiana* **9**: 23.
Varga, A. (1986): The occurrence of Arion (Arion) lusitanicus Mabille, 1868 (Mollusca) in Hungary. – *Folia hist.-nat. Mus. Matr.* **11**: 110.
Varga, A., Bánkuti, K. & Kovács, T. (1986): The spread of Arion lusitanicus (Mabille, 1868) in Hungary. – *Malakológiai Tájékoztató* **14**: 17–20.
Wiktor, A. & Szigethy, A. S. (1983): The distribution of slugs in Hungary (Gastropoda: Pulmonata). – *Soosiana* **10–11**: 87–111.

The assessment of the Hungarian land molluscs based on their rarity, and its applications

P. Sólymos

Department of Evolutionary Zoology, University of Debrecen
Evolutionary Genetics and Conservation Biology Research Group of the
Hungarian Academy of Sciences, H-4010 Debrecen, P. O. Box 3, Hungary

Abstract: The Hungarian land snail fauna was assessed using the Mollusca Rarity Index, which is an additive measure of rarity and is composed of the local frequency (1–5 scale) according to the UTM grid data of Hungary, the range size (1–4 scale) and a special factor (0–1 scale) describing the importance of the Hungarian conservation in the global conservation of the species. Currently 33 land snail species are legally protected in Hungary. Based on the Mollusca Rarity Index the median scores of the protected and the unprotected species differs significantly. The index can serve as criterion in setting conservation priorities in decision-making procedures. Independently of the protection status of the species, the Mollusca Rarity Index is applicable in the assessment of habitats and larger geographical areas. The index is extendible to freshwater Mollusca as well.

Key words: conservation biology, Gastropoda, Hungary, Mollusca, rarity

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 359–369, 2004

Gerinces állatfajok visszatelepítésének természetrajza Magyarországon 1970-től napjainkig

Márkus Ferenc

WWF Magyarország
1124 Budapest, Németvölgyi u. 78/B
E-mail: ferenc.markus@wwf.hu

Összefoglaló: A magyarországi modern, 1970 utáni természetvédelemben ugyan nem dominálnak a visszatelepítési programok, de értékelésük a természetvédelem és a természetvédelmi biológia fejlődése szempontjából fontos. Húsz fajra vonatkozó akció képezte a vizsgálat tárgyát, amelyből a visszatelepítési tevékenység részlegessége, tervszerűtlensége, kizárólagos mentési jellege és a csekély információk miatt nyolc nem értékelhető, kettő pedig előkészületi állapotban van. Mindössze nyolc program dolgozható fel, mert ezeknek van irodalmuk, programvezetőjük, szakértőjük, intézményük és a szélesen értelmezett szakma az adott állatfajokra vonatkozó programokat számon tartja. A parlagi vagy rákosi vipera (*Vipera ursinii*), kékcsőrű réce (*Oxyura leucocephala*), túzok (*Otis tarda*), uhu (*Bubo bubo*), hód (*Castor fiber*), ürge (*Spermophilus citellus*), Przewalski ló (*Equus przewalskii*), és a Heck marha (őstulok visszatenyésztési kísérlet) (*Bos primigenius*) tartozik ebbe a körbe. A publikált irodalom, a szakmai és kutatási jelentések és főleg a szakértőkkel készített nyolc személyes interjú képezte a feldolgozás alapját. A programok természetének vizsgálata tizenegy kérdéskörben, mintegy ötven eldöntendő kérdés alapján történt meg. A feldolgozás kitér a visszatelepítendő nyolc faj természetvédelmi értékelésére, veszélyeztetettségére, az életközösségben betöltött szerepére, indikációs értékére, az új állomány létrehozásának jellegére, az állatok származására, kibocsátási egyedszámra, a programok szakmai paradigmájára, tervszerűségére, tér és időbeni lefutásukra, társadalmi fogadtatásukra.

Kulcsszavak: áttelepítés, fajvédelmi terv, felkészítés, pótlás, veszélyeztetett fajok, visszatelepítés

Bevezetés

Jelen dolgozat célja a hazai visszatelepítési programok szakmai értékelése, természetrajzának felvázolása. Amíg napjainkban ma már fajvédelmi program nélkül nem létezhet visszatelepítési program, a vizsgált időszak első felében, az 1970–80-as években korszerű fajvédelmi tervekkel még nem rendelkeztünk, azok kidolgozására csak az 1990-es években került sor. Ezek a tervek a szabadtéri védelmet részesítik előnyben és csupán végső eszköznek tekintik a visszatelepítést. A védelmi programok kidolgozásában bekövetkezett változások is jelzik a természetvédelem szakmai fejlődését. A visszatelepítések vizsgálata tehát a mai tervszerű természetvédelmi munkától eltérő időszakot öleli fel.

A dolgozat célja a gerinces állatfajok visszatelepítési akcióinak, programjainak természetvédelmi biológiai és részben társadalmi szempontú értékelése. Áttekintést szeretnék adni a kiválasztott fajok veszélyeztetettségéről, indikációs értékéről, a programok és tervek szakmai tartalmáról, megalapozottságáról, jellegéről, azok megvalósításáról és szervezettségéről, az akciók szakmai és társadalmi előkészítettségéről és elfogadtatásáról, elfogadottságáról. Ha mintát nem is tudok felmutatni, de több akcióból megrajzolható az ideálist megközelítő visszatelepítési program, segíthető az elsőbbségek meghatározása és a program tervezés menete.

Módszerek

1970 előtt a 19. és a 20. században legkülönfélébb gazdasági megfontolásból, valamint vadászati, halászati és horgászati célból számos faj betelepítésére került sor Magyarországon. Ilyen betelepített és ma számos természetvédelmi kihívást jelentő faj például a törpeharcsa (*Amiurus nebulosus*), a pézsmapocok (*Fiber zibethicus*), az üregi nyúl (*Oryctolagus cuniculus*), a muflon (*Ovis musimon*) vagy a dámvad (*Cervus dama*).

Az 1970-es évektől kapott teret és figyelmet a hazai szakirodalomban a természetvédelmi kezelésként felfogott zárttéri szaporítás, és azt követő visszavadítás, a visszatelepítés, a mentési jellegű áttelepítés, akkori összefoglaló kifejezéssel az „állattelepítések igénye", valamint ezekkel összefüggésben a természetvédelmi biológia, „egy kialakuló, gyakorlati jelentőségű új tudományág" gondolata (Sterbetz 1979). Hazánk természeti képét eközben folyamatosan árnyalják és gazdagítják betelepülés (pl. balkáni gerle, *Streptopelia decaocto*) és visszatelepülés (pl. farkas, *Canis lupus*) útján újonnan megjelenő fajok (Faragó 2000).

A hazai gerinces állatfajok természetvédelmi céllal is végzett, állományt gyarapító, telepítési jellegű segítő akciók és tervek sorában az áttekintett alapvető szakirodalom (Faragó 2000, Standovár & Primack 2001), továbbá a kutatási, kutatásfejlesztési és természetvédelmi jelentések (Környezetvédelmi Minisztérium 2002), valamint a tíz nemzeti park igazgatóságra kiterjedő személyes kapcsolatfelvétel alapján 1970-től a következő húsz fajra vonatkozóan találtam visszatelepítési, „telepítési" utalásokat: lápi póc (*Umbra krameri*), réti csík (*Misgurnus fossilis*), kecsege (*Acipenser ruthenus*), sebes pisztráng (*Trutta fario*), alpesi gőte (*Triturus alpestris*), rákosi v. parlagi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*), békászó sas (*Aquila pomarina*), gulipán (*Recurvirostra avosetta*), hamvas rétihéja (*Circus pygargus*), kékcsőrű réce (*Oxyura leucocephala*), túzok (*Otis tarda*), uhu (*Bubo bubo*), vörös kánya (*Milvus milvus*), fogoly (*Perdix perdix*), holló (*Corvus corax*), siketfajd

(*Tetrao urogallus*), hód (*Castor fiber*), ürge (*Spermophilus citellus*), Przewalski ló (*Equus przewalskii*) és Heck marha (őstulok) (*Bos primogenius*).

A programok közül a visszatelepítési tevékenység részlegessége (békászó sas, hamvas rétihéja, fogoly), tervszerűtlensége (kecsege, gulipán), kizárólagos mentési jellege (lápi póc, réti csík, alpesi gőte, gulipán), továbbá a csekély információk miatt nyolc kezdeményezés nem volt értékelhető, kettő program pedig előkészületi állapotban van, illetőleg arról élénk vita folyik (siketfajd, vörös kánya). A feldolgozhatóság szempontjából mindössze nyolc program értékelhető, mert van irodalmuk, programvezetőjük, szakértőjük, a végrehajtásért felelős intézményük, és a szélesen értelmezett természetvédelmi szakma az adott állatfajokra vonatkozó részprogramot, programot, a helyi esetleg országos visszatelepítést számon tartja. A parlagi vagy rákosi vipera, kékcsőrű réce, túzok, uhu, hód, ürge, Przewalski ló és a Heck marha (őstulok) program tartozik e tekintetben a feldolgozható körbe. Meg kell jegyezni, hogy szakmai körökben vita van még arról, hogy a Przewalski ló vajon az az ökológiai típus-e, amely a Kárpát-medencében valaha élt vadló megfelelője. A Heck marha esetében pedig olyan visszakeresztezett szarvasmarháról van szó, amely külső és csonttani jellegében nagy hasonlóságot mutat az őstulokkal.

A nyolc faj visszatelepítési program értékelését, az információk feldolgozását az illetékes szakértőkkel, programvezetőkkel készített személyes, helyszíni interjúk segítették (Sándor István, Gencsi Zoltán – Hortobágy, Szitta Tamás – Eger, Faragó Sándor – Sopron, Haraszthy László – Budapest, Molnár László – Fülöpháza, Bagyura János – Budapest, Péchy Tamás – Budapest).

A programok természetének vizsgálata tizenegy kategóriában, mintegy ötven eldöntendő kérdés, besorolás és szakmai szempont alapján történt meg. Az értékelés kitér a visszatelepítendő nyolc faj természetvédelmi értékelésére, veszélyeztetettségére, az életközösségben betöltött szerepére, indikációs értékére, az új állomány létrehozásának jellegére, a beszerzés forrásaira, kibocsátási egyedszámokra, a programok szakmai paradigmájára, tervszerűségére, tér és időbeni lefutásukra, szakma és társadalmi sikerességükre.

Eredmények

Vörös könyv

A magyar Vörös könyv (Rakonczay 1989) az IUCN rendszerére alapozva négy kategóriába sorolja a veszélyeztetett fajokat: kipusztult vagy eltűnt, közvetlenül, aktuálisan és potenciálisan veszélyeztetett (1. táblázat). A tíz fajból csak a

1. táblázat. A visszatelepítendő fajok veszélyeztettségi kategóriái.

Veszélyeztetettségi kategóriák	Parlagi vipera	Kékcsőrű réce	Túzok	Uhu	Hód	Ürge	Przewalski ló	Heck marha
Kipusztult vagy eltűnt		X			X	–	régmúlt	régmúlt
Kipusztulástól közvetlenül veszélyeztetett	X		X	X		–		
Aktuálisan veszélyeztetett						–		
Potenciálisan veszélyeztetett						–		

kékcsőrű réce és a hód tartozik a kipusztult vagy eltűnt kategóriába, mert a fenti mű csak a 19. század elejétől vizsgálja a fajok sorsát. A Przewalski ló vagy az őstulok már nem szerepeltek a listán semmilyen minőségben, pedig azok is kipusztult fajok jelenkori sorát hosszabbítják. A nyolcvanas évek közepén, a könyv szerkesztésekor az ürge még nem szerepelt a veszélyeztetett fajok között. Az ürge természetvédelmi helyzete mára romlott, természetvédelmi jelentőségének megítélése nőtt (kerecsensólyom és parlagi sas táplálékbázisát képezheti), miközben ma már az egyik legnagyobb, Pécs környéki (Pogány) populációja is veszélyben van a gyepes repülőtér nagyarányú fejlesztése miatt. A parlagi v. rákosi vipera, az uhu és túzok a második legsúlyosabb kategóriába, a közvetlenül veszélyeztetett csoportba került. A Vörös Könyv után a hazai gerincesek természetvédelmi értékelésére újszerűen az 1990-es évek második felében került sor ismét (Báldi *et al.* 1995, Báldi & Csorba 1997, Keresztessy 2000).

Fenyegetettség

A nemzetközi szakirodalom szerint kihalással különösen azok a fajok veszélyeztetettek, amelyek például Standovár & Primack (2001) tizenöt kategóriából álló szempontrendszerében egybe vagy többe besorolhatók (2. táblázat). Ennek értelmében a nagyon kis areájú és az egy vagy kevés populációjú fajokhoz sorolható be a parlagi v. rákosi vipera. Csökkenő populációméretű az ürge, a kékcsőrű réce és a túzok állománya. Nagy territórium és tér-igényű a túzok, Przewalski ló és az őstulok. Nagy termetű állatfajnak számít e három faj, továbbá az uhu és a hód. Rosszul terjedő faj a parlagi v. rákosi vipera és az ürge. Vándorló faj a kékcsőrű réce. Az értékelésben résztvevő mindegyik faj speciális élőhelyigényű. Csak az ürge kolóniaképző és esetében állományának hasznosítása esetenként még ma is felmerül. A tizenöt kategóriából az említett fajok közül legtöbben az ürge és a Przewalski ló érintett (minimum öt kategóriába is besorolható), míg az uhu csupán két kategóriába tartozik (2. táblázat).

2. táblázat. A visszatelepítendő fajok veszélyeztettségi tényezői.

Veszélyeztetettségi tényezők	Parlagi vipera	Kékcsőrű réce	Túzok	Uhu	Hód	Ürge	Przewalski ló	Heck marha
Nagyon kis areájú fajok	X							
Egy vagy kevés populációjú fajok	X							
Kis populációméretű fajok				X				
Csökkenő populációméretű fajok		X	X					
Nagy területiumigényű fajok			X					
Nagy testméretű fajok			X	X	X		X	X
Rosszul terjedő fajok	X							
Vándorló fajok		X						
Speciális élőhelyigényű fajok	X	X	X	X	X	X	X	X
Ember által hasznosított fajok					X	X		

Tervezés és előkészítés

Az alapos tervezés és körültekintő előkészítés egyik alapja lehet a sikeres visszatelepítésnek. A program vitelének értékelése során a következő hat szempontot vizsgáltam: (1) a pusztulást kiváltó okok feltárása és azok elhárítása, (2) visszatelepítési terv elkészítése és engedélyeztetése, (3) állategészségügyi ellenőrzés, (4) a kibocsátandó egyedek felkészítése, (5) monitorozás és dokumentálás és (6) a helyi lakosság informálása és bevonása. Legfontosabb kérdés a pusztulást kiváltó okok megszűnése, megszüntetése. A kékcsőrű réce, a túzok és a parlagi vagy rákosi vipera pusztulási okai ma sem szűntek meg, vagy csak részben hárultak el. Az alapvető természetvédelmi engedélyeztetés, szakmai egyeztetés és az állategészségügyi ellenőrzés általában megoldott. A kijuttatandó fajok mindegyikénél történik valamilyen adaptációs felkészítés (hód kaloda, ürge kotorék, uhu etető asztal, túzok karám stb.). Legkritikusabb a zárttéri túzokok kibocsátása, ugyanis a tenyésztett madarak igen alacsony adaptációs képességgel rendelkeznek. A dévaványai Túzoktelep az elmúlt huszonhárom évben több mint ötszáz madarat bocsátott ki, de keveset tudunk annak hatékonyságáról, a madarak túléléséről. Egyfajta összegző programértékelés során megállapították, hogy a faj jövőjét csak a repatriációra alapozni vétkes könnyelműség (Faragó 2000).

A Przewalski ló projekt önmagában is egy felkészítés további szabadtéri visszatelepítéshez, és hasonló a Heck marha esete is. Mintaszerű a Przewalski ló monitorozása, hiszen egy jól megtervezett és finanszírozott természetvédelmi, biológiai kutatási programról van szó.

Jó a kibocsátott ürgék és hódok monitorozása is. Jól szervezett a vadon élő túzokállomány számontartása (évenkénti országos szinkronszámolások), de a zárt-

térből kibocsátott egyedek korszerű és pontos nyomon követése az elmúlt években fejlődött az elfogadható szintre.

A helyi lakosság informálása terén a túzokprogram áll az élen. A fészekaljak kikaszálásának elkerülése, illetőleg a tojások mentése okán komoly állami és társadalmi tájékoztató munka történt. A hódtelepítések térségében sajtótájékoztatók és külön kiadványok tájékoztatják a helyi lakosságot a legfontosabb tudnivalókról.

Visszatelepítendő faj és a program jellemzői

A vizsgált programokban hét növényevő és egy ragadozó faj szerepel. A kékcsőrű réce és hód vízi, a többi vizsgált hat faj szárazföldi. A hód és az ürge esetében vadon fogott egyedeket telepítették vissza, a többi faj esetben zárttéri nevelésről van szó, és ez nehezíti a visszatelepítés sikerességét. A visszatelepítések védett területeken történtek. Az akciók minden esetben több éven keresztül folytak (3. táblázat).

SPP vagy DPP programok

A programok paradigmája alapján kettéválnak vagy választhatók a visszatelepítési akciók. Néhány egyed felszaporítására, kritikusan megfogyatkozott populációik megmentésére vállalkozik a program, vagy a természetvédelmi kezelés részeként, annak kiegészítéseként foghatjuk fel a visszatelepítést? Ennek alapján kis és a hanyatló populációs paradigma (Small Population Paradigm, és Declining Population Paradigm, SPP, DPP) vezérelte programokat különböztethetünk meg (Caughley 1994, Standovár & Primack, 2001). A tanulmányozott programok közül a kísérlettervezés szabályainak megfelelő terepi és laboratóriumi vizsgálatok

3. táblázat. A visszatelepítendők fajok és programjaik jellemzői. (N = növényevő, R = ragadozó, v = vízi, sz = szárazföldi, NP = nemzeti park, Tvk = tájvédelmi körzet)

Faj	Táplálék	Életmód	Vadon fogott	Zárttéri terjedés	Felkészítés	Visszatelepítési évek száma	Egyedek száma	NP	Tvk
Parlagi vipera	N	sz		X	Telepítő udvar	2	21	X	X
Kékcsőrű réce	R	v		X	Felnőtt madarak	5	52	X	X
Túzok	N	sz		X	Telepítő udvar	15	600	X	X
Uhu	R	sz		X	Etető tálca	5	141	X	X
Hód	N	v	X		Fa kaloda	5	70	X	X
Ürge	N	sz	X		Kotorék	5	2400	X	X
Przewalski ló	N	sz		X	2000 ha kerített	3	31	X	
Heck marha	N	sz		X	2000 ha kerített	3	34	X	

és kísérletek a Przewalski ló programban lelhetőek fel. Ez az alapos tervezésnek és előkészítésnek köszönhető. A programban szabadtéri etológiai, szaporodásbiológiai ismeretek gyűjtésével szeretnének segíteni a lovak túlélésén. Az sem elhanyagolható, hogy a lovak alacsony intenzitású legelése képezi a Hortobágyi Nemzeti Park pusztai natúrzónájának kezelését.

A vizsgált akciók mögött nem áll akadémiai tudományos intézmény, a programokban az egyetemi vagy múzeumi háttér is csak részlegesen jelenik meg. Jellemző, hogy az intézmények munkatársai, hallgatói csatlakoznak a megkezdett folyamathoz (PhD és diplomadolgozatok készülnek), de maguk nem tervezői, indítói a programoknak.

Az akciók fő motivációja a fajok védelme, a kezdeti években fajvédelmi tervek nélkül, majd azok részeként. A mai szakmai elvárásoknak megfelelően ma már csak fajvédelmi programok részeként kezelendő a visszatelepítési tevékenység.

Új állomány létrehozása

A kékcsőrű réce, hód, Przewalski ló és a Heck marha esetében klasszikus visszatelepítési kísérletről beszélhetünk. A tervet a hazai faunából kipusztult faj egy vagy több helyre történő visszatelepítése képezi. Az ürgeprogram során helyileg kipusztult állományok pótlásáról gondoskodtak, de a füves reptereken a kotorékok okozta repülésbiztonsági problémák miatt áthelyezés, mentés is motiválta a fajjal kapcsolatos beavatkozásokat. Az uhuprogram tipikusan a gyarapítást szolgálja, hiszen meglévő, igaz kis populáció megerősítésére került sor. A túzok esetében a veszélyeztetett, kikaszált tojások, fiókák mentése és keltetése, a fióka nevelése és visszavadítása, áthelyezés és a helyi állományok gyarapítása zajlik. A parlagi vagy rákosi vipera élőhely- és populációfogyatkozása elméleti megközelítésben analóg a túzok helyzetével. A viperaprogramban tehát szintén a csökkenő populációk gyarapítása és esetenként biztonságos helyre történő áthelyezése történik.

Az új populáció kialakítására kibocsátott (rendelkezésre álló) egyedszám az ürge és túzok kivételével alacsony. Az ürge esetében volt a legmagasabb a kibocsátott egyedek száma: a több mint tíz akció során 2400 egyedet telepítettek át (Szitta 2000). 1979–1999 között Dévaványán 575 felnevelt túzokcsibe állt a visszavadítás rendelkezésére (Faragó 2000). Öt év alatt 141 német tenyészetből származó fiatal uhu került ki az Északi-középhegységbe (Bagyura & Márkus 1995) és további négy hazai kitelepítése történt meg Kőszeg környékén (Markovics és Horváth 2002, szóbeli közlés). 1997-től hetven, a bajor Dunán befogott hód került ki Gemenc, Hanság és a Felső-Tisza területeire. A kékcsőrű réce programban három év alatt ötvenkét tenyésztett egyedet engedtek szabadon (Tolnai 1991). A parlagi vagy rákosi vipera állomány felerősítése során három terhes nőstényt befogtak és

4. táblázat. A visszatelepítendő fajok indikációs értéke.

Fajok	Zászlóshajó (karizmatikus) faj	Esernyő (durva szűrő) faj	Strukturális indikátor faj
	Politikai, gazdasági, társadalmi szempontból elismert faj	Nagy térigényű, bonyolult életmenetű faj	Ökológiai rendszer alakítója
Parlagi vipera	nem	nem	nem
Kékcsőrű réce	nem	nem	nem
Túzok	igen	igen	nem
Uhu	igen	igen	nem
Hód	igen	igen	igen
Ürge	nem	nem	igen
Przewalski ló	igen	igen	igen
Heck marha (Őstulok)	igen	igen	igen

huszonegy fiatalt utódukkal visszajuttatták az állatokat az élőhelyükre (Halpern és Péchy 2001). A kettőezer négyszáz hektáros, bekerített Pentezugban (HNP) harmincegy vadló és harmincnégy Heck marha él (Sándor I. & Gencsi Z., 2002, szóbeli közlés).

Életközösségi szerep

A különböző fajokat az életközösségben elfoglalt funkciójuk, a közösségre kifejtett hatásuk és a biomassza forgalomban betöltött szerepük alapján is csoportosíthatjuk. Amíg a ritka fajok ebből a szempontból kis hatással vannak a közösségükre, és nincs jelentős szerepük a biomassza forgalomban, addig a domináns fajok jelentősen hatnak a közösségre, és komoly szerepük van a biomassza-forgalomban. Az előbbi, ritka faj kategóriába tartozik a parlagi vagy rákosi vipera, kékcsőrű réce, túzok, az utóbbi, domináns csoportban tartozik a Przewalski ló és az őstulok. A kulcsfaj nagy hatással van a közösségre, de a biomassza-forgalomban kicsi a szerepe, ilyen a hód (a környezet mérnöke) és az ürge (a kerecsensólyom, parlagi sas táplálékállata).

Indikációs érték

A visszatelepített fajokat indikációs értékük alapján is vizsgálhatjuk (4. táblázat). Természetvédelmi biológiai szempontból zászlóshajó fajok (karizmatikus fajok), nagy térigényű, bonyolult életmenetű esernyő fajok (durva szűrők), strukturális indikátorok csoportját képezhetjük (Standovár & Primack 2001). A zászlóshajó (karizmatikus) fajok védelmi programjai, visszatelepítései nagy társadal-

mi érdeklődést és támogatást élveznek, ilyenek az uhu, túzok, Prezwalski ló, Heck marha. Nem elhanyagolható e programok szemléletformáló hatása sem.

A nagy térigényű, bonyolult életmenetű, esernyő fajok programjai közösségek és más fajok védelmét is szolgálják, idetartoznak a hód, a túzok és a nagy testű kérődzők. Jellemző ökológiai struktúrák jelenlétét jelzik bizonyos fajok. A nagy ártéri rendszerek teljességéhez tartozik a hód, a sztyeppekéhez a Przewalski ló. A hódprogram az ártéri élőhelyek megőrzéséhez és fejlesztéséhez kötődik. Az ürge a kerecsen sólyom és a parlagi sas védelmét segíti. A Przewalski ló a puszták kezeléséhez kapcsolódik. A túzok védelme és az extenzív mezőgazdasági rendszerek megőrzése is összetartozik.

Értékelés

A hazai gyakorlatban eddig az ürge kivételével kipusztult vagy eltűnt, illetőleg aktuálisan és potenciálisan veszélyeztetett fajokat telepítettek vissza. A fenyegetettség jelzésére felállított nemzetközi kategóriák szerint a vizsgált fajok mindegyike több, de minimum két csoportba is besorolható. A kipusztulás körülményei csak részben változtak meg. A hód, Przewalski ló programok a területkezelés, monitorozás egységét alkotják, és az élőhely-komplexek védelmét is szolgálják. A nemzetközi elvárás a parlagi vagy rákosi vipera és túzokvédelem terén a legnagyobb. Az eredményes munkához tudományos háttérre, komplex fajvédelmi programra és azon belül aktív fajvédelemre, folyamatos finanszírozásra, szakmai és társadalmi nyilvánosságra van szükség.

Irodalomjegyzék

Bagyura, J. & Márkus, F. (1995): Uhuvédelem egyesületünknél. – *Madártávlat* **2**(4).

Báldi, A., Csorba, G. & Korsós, Z. (1995): *Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere.* – *Magyar Természettudományi Múzeum*, Budapest.

Báldi, A. & Csorba, G. (1997): Mennyire megalapozott ökológiailag a hazai szárazföldi gerincesek természetvédelmi jogi státusza? – *Természetvédelmi Közlemények* **5–6:** 79–86.

Dudás, M. & Szitta, T. (1980–1989): Ragadozómadár védelem – ürgetelepítéssel. – Kézirat.

Ereifej, L. (2002): Beaver reintroduction in Hungrary. – 3rd European Conference on Restoration Ecology. 25–31 August 2002, Budapest, Hungary. [Poszter]

Faragó, S. (1999): The Lajta Projekt – The pilot projekt of the Hungarian Partridge Conservation Program (HPCP). – *Hungarian Small Game Bulletin* **5**: 301–312.

Faragó, S. (2000): Gerinces állatfajok védelme. – Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron.

Faragó, S., Giczi, F. & Wurm, H. (2000): Management for the Great Bustard (Otis tarda) in Western Hungary. – *Game and Wildlife Science* **12**: 171–181.

Halpern, B. (2001): Hüllőfajok (különös tekintettel a kígyókra) be-, át-, illetve visszatelepítési, állománymegerősítési, valamint genetikai és telemetriás vizsgálatai: irodalmi áttekintés. – Kézirat. 13 pp.

Halpern, B. & Péchy, T. (2001) : A Rákosi vipera Szabadtéri Telep vázlatos működési elve. – Kézirat.

Halpern, B. & Péchy, T. (2001): A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) védelmével kapcsolatos helyzetértékelés. – Kézirat.

Halpern, B. & Péchy, T. (2002): Viperák nyomában. – *Madártávlat* **9**(4).

Keresztessy, K. (2000): Halvédelem Magyarországon. Pp. 105–142. – In: Faragó, S. (szerk.): *Gerinces állatfajok védelme*. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron,

Korsós, Z., Kovács, T. & Péchy, T. (2001): *A rákosi vipera múltja, jelene és jövője.* – Fővárosi Állat- és Növénykert, Budapest.

Környezetvédelmi Minisztérium (2002): *Környezetvédelmi és természetvédelmi tárcaszintű kutatások 1998–2001.* – Budapest.

Rakonczay, Z. (szerk.) (1989): *Vörös könyv.* – Akadémiai kiadó, Budapest.

Sándor, I. (2001): *Jelentés a Környezetvédelmi Minisztérium által támogatott 0045/T szerződésszámú kutatási témáról.* – Pentezug projekt. Hortobágy.

Standovár, T. & Primack, R. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai.* – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.

Sterbetz, I. (1979): *Élő örökségünk.* – Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.

Sugár, L., Csányi, S. & Faragó, S. (1996): Dilemma of wildlife management and introduction in Hungary: Pheasant Phasins colchicus as an example. – *Wildlife Biology* 2–3.

Szitta, T. (1985, 1988, 1989): *Jelentés az MME Bükki Helyi Csoport aktív ragadozómadárvédelem terén kifejtett munkájáról.* – Kutatási jelentés. Eger.

Szitta, T. (1991): *A ragadozómadár védelem aktív természetvédelmi feladatai a Bükki Nemzeti Park területén: Kerecsensólyom védelem, ürge áttelepítés, mesterséges megtelepítés.* – Kutatási jelentés. TEE 05/91. Eger.

Tolnai, K. (1991): *A kékcsőrű réce újrahasznosításával kapcsolatos kísérletek.* – Diplomadolgozat, Pannon Agrártudományi Egyetem, Kaposvár.

A review of the reintroduction of vertebrate species in Hungary

Márkus, F.

WWF Hungary, H-1124 Budapest, Németvölgyi út 78/B, Hungary

Abstract: Although modern nature conservation since 1970 has not been dominated by reintroduction programmes in Hungary, the analysis of these programmes can be very important from the conservation and conservation biology point of view. In the meantime, it is worth to take a look at public acceptance of the reintroduction as well. Information is available about 20 species reintroduction programmes. Eight projects could not be evaluated due to poor co-ordination, lack of information or because of their narrow scope, ad hoc – only to save the species. Another 2 projects had to be left out of the analysis because of their preparation status. Altogether 8 programmes could be evaluated, where sufficient scientific literature, project leader, experts, institutions were available and that are well accepted amongst professionals. Meadow Viper (*Vipera ursinii*), White Headed Duck (*Oxyura leucocephala*), Great Bustard (*Otis tarda*), Eagle Owl (*Bubo bubo*), Beawer (*Castor fiber*),

Suslik (*Spermophilus citellus*), Przewalski Horse (*Equus przewalskii*) and the re-bred Heck Cow (*Bos primigenius*) projects are considered as such. The literature review was followed by 8 personal interviews. The evaluation covers 11 subjects with 50 questions. Except for the Suslik project the analysed programmes targeted species that were previously extinct or extinct in the wild. The cause of extinction has only been partly managed and changed, what makes some of the programmes questionable from the beginning. The Beaver and the Przewalski Horse programmes are good combinations of site management, monitoring and also contribute to the protection of other species. The international expectations are the highest in the case of the Meadow Viper and the Great Bustard. We cannot talk about the establishment of totally self-sustaining and independent populations in any of the cases yet.

Key words: adaptation, conservation plan, endangered species, reintroduction, translocation

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 371–381, 2004

Veszélyeztetett halfajok megőrzése

Keresztessy Katalin

MTA–SZIE, Állatnemesítési Kutatócsoport
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1
E-mail: keresztessy@fau.gau.hu

Összefoglaló: Rendszeres halfaunisztikai, ökológiai adatgyűjtést folytattam természetes vizeinkben, kutatva a védett, veszélyeztetett halfajok elterjedését, populációik változásait, állományaik megőrzése céljából. Kutatásaink alapján közvetlenül veszélyeztetett, illetve sebezhető helyzetbe soroltam 18 halfajt. A populációváltozások értékelésén, az élő- és szaporodási helyek vizsgálatán túl mesterséges szaporítással nyert ivadék telepítését is érdemes elvégezni a korábbi faunisztikai és élőhelyi vizsgálatok alapján alkalmasnak talált élőhelyekre. Vízrendezések alkalmával figyelembe kell venni a veszélyeztetett halfajok elterjedését, kíméleti szakaszokat célszerű kijelölni számukra.

Kulcsszavak: halfaunisztika, megőrzés, veszélyeztetett halfajok

Bevezetés

Természetes halfaunánk az évszázadok során lassú változásokon ment keresztül, egyes, korábban gyakori halfajok megritkultak, míg mások terjeszkedés vagy betelepítés eredményeképpen növelték a halfajok számát. Halfaunisztikai kutatásokra, a halfajok, illetve élő- és szaporodási helyeik védelmére szükség van a diverzitás fenntartása érdekében is, és kiemelt fontosságú az endemikus, ritka, veszélyeztetett halfajok hathatós védelme. A törvényi rendelkezéseken túl figyelmet kell szentelni a ritkuló halfajoknak, az egyedeket nemcsak önmagukban kell védeni, hanem biztosítani populációik fennmaradását és vándorlási útvonalukat a szaporodási és a telelőhely felkeresése érdekében. Az eredményes védelem érdekében célszerű megismételni a szezonálisan végzett adatgyűjtést, kutatva a halfajok elterjedését, igényeiket, populációik változásait. 1979 és 2000 között az ország jelentős részének kisvizein, változatos élőhelyeken rendszeres adatgyűjtést folytattam feltérképezve a védett, veszélyeztetett halfajok elterjedését, kutatva populációik változásait.

A vízi élettér körülményeinek változásai miatt a halfajok többsége veszélyeztetett helyzetbe került, és a vizes élőhelyek és élőviláguk hathatós védelme világszerte kiemelkedő feladattá vált (Berni-, Bonni Egyezmény, „Wetlands"-programok).

Kutatásaimmal célom volt, hogy megismerjük a veszélyeztetett halfajok jelenlegi elterjedését és igényeit, hogy fenntarthassuk állományaikat, adatokat gyűjtsünk a hazai halfajokról, igényeikről, populációikról – állományaik megóvása, a biodiverzitás fenntartása érdekében.

Módszerek

Halfaunisztikai kutatásaimat a Fertő és Hanság patakjaiban, csatornáiban, folyóiban és állóvizeiben, az Alpokaljához csatlakozó nyugati határszél folyóiban, patakjaiban, a Balaton befolyó kisvizeiben és litorális övében, a Dunában, Tiszában, a Duna–Tisza közének árapasztó és öntöző csatornáiban, néhány állóvizében, az Északi-középhegység patakjaiban, folyóiban, illetve néhány Tiszántúli vízben végeztem, 1979 és 2000 között szezonálisan gyűjtve a halfajok képviselőit.

A halfaunisztikai gyűjtések alkalmával az élőhely, illetve az előforduló halfajok igényeinek jellemzése érdekében mértem a legfontosabb fizikai, kémiai paramétereket. A fizikai paraméterek közül mértem a vízhőmérsékletet, mélységet, szélességet, vízsebességet, jellemeztem az aljzatot, becsültem a vízinövénnyel való borítottság százalékát. A kémiai paraméterek közül HANNA ATC pH-mérővel mértem a víz hidrogén-ion tartalmát, WTW LF 95-ös konduktométerrel a víz vezetőképességét. WTW 03-as oximéterrel, illetve Merck 11107-es terepkittel a vízben oldott oxigéntartalmat határoztam meg, mivel az oldott oxigéntartalom a halak szempontjából az egyik legfontosabb limitáló tényező. A módszerbeli szelektivitás miatt többféle gyűjtési módszert használtam: elektromos kutató halászgépet (RADET, IUP-12), továbbá négyszögletes keretes hálót, többféle méretű és szembőségű kerítőhálót és némely esetben eresztőhálót, dobóhálót, varsát, kecehálót. Az elektromos kutató halászgép használatát a módszer kíméletessége indokolta, használatával a gyűjtött egyedek óvatos mérés után sérülésmentesen a vízbe visszahelyezhetők és ez védett, veszélyeztetett halfajok vizsgálatánál feltétlenül szükséges.

A fajok populáció változásának becsléséhez az egységnyi (100 m^2) mintavételi területen gyűjtött egyedszámot és becsült biomasszaértéket (kg/ha) vettem figyelembe. Kormeghatározáshoz, növekedésvizsgálathoz pikkely- és otolitmintákat elemeztem, az otolitok közül a sagitta évgyűrűit mikroszkóppal, mérőokulár használatával mértem. Halfaunisztikai kutatásaim eredményei alapján megállapítottam az egyes halfajok veszélyeztetettségi fokát, melyet Lelek (1987) alapján IUCN kategóriák használatával fejeztem ki. Az életstratégiák szerinti besorolás alkalmazását Winemiller és Rose (1992) modellje alapján vezettem be. Eszerint periodikus kategóriába tartoznak a hosszú életciklusú, késői ivarérettséget elérő, magas ikraszámmal rendelkező halfajok, opportunisták a kis testű, gyors fejlődésű,

korai ivarérettséget elérő, rövid életű halfajok, és egyensúlyi kategóriába tartoznak a rövid életű, korai ivarérettséggel jellemezhető utódgondozó fajok, melyek alacsony ikraszámmal rendelkeznek. A szaporodási hellyel szemben támasztott igény jellemzésére Balon (1975, 1990) kategóriáit használtam, mely a szaporodási aljzat fontosságát hangsúlyozza.

Eredmények

Halfaunisztikai kutatásaim eredményeképpen összesen 70 hal- és ingolafajt gyűjtöttem, melyek közül 29 a védettek száma, melyeket populációik változásai alapján veszélyeztetettségi kategóriákba soroltam, továbbá az áramló víz iránti igény és életstratégiájuk szerint is csoportosítottam (Keresztessy 1993, 1994, 1995, 1996, 2000).

A védett halfajok élőhelyi paramétereit az 1. és 2. táblázatban foglalom össze.

Halfaunisztikai vizsgálataim alapján veszélyeztetett-, illetve sebezhető helyzetbe sorolhatók a következő halfajok: tiszai és dunai ingola (*Eudontomyzon danfordi, E. mariae*), dunai galóca (*Hucho hucho*), lápi póc (*Umbra krameri*), leánykoncér (*Rutilus pigus virgo*), kurta baing (*Leucaspius delineatus*), sujtásos küsz (*Alburnoides bipunctatus*), állas küsz (*Chalcalburnus calcoides*), peténvi márna (*Barbus meridionalis* Petenyi), homoki küllő (*Gobio kessleri*), felpillantó küllő (*G. uranoscopus*), kárász (*Carassius carassius*), réti csík (*Misgurnus fossilis*), balkáni csík (*Sabanejewia aurata*), tüskés pikó (*Gasterosteus aculeatus*), magyar és német bucó (*Zingel zingel, Z. streber*), botos kölönte (*Cottus gobio*) (Keresztessy 1994, 1996, 2000).

A vizsgált halfajok veszélyeztetettségi-, ökológiai csoportosítását a következő, 3. táblázat tartalmazza.

A gyűjtött fajok közül 44% reofil, 11% limnofil, illetve 40% eurytopic volt, a gyűjtött védett halfajok többsége (81%) reofil, kis része (14%) limnofil és csak elenyésző mértékű (5%) a folyó és állóvízben egyaránt előfordulók száma. Az életmodell-stratégiát elemezve a gyűjtött védett fajok több mint fele (57%) az opportunista fajok közé tartozik, és magas az utódgondozók száma is (24%).

Kutatásaim alkalmával munkatársaimmal együtt öt új halfajt mutattam ki, saját gyűjtések és a Magyar Természettudományi Múzeum anyagának értékelése alapján: a dunai ingolát (*Eudontomyzon mariae*) a nyugati határ patakjaiból, a tiszai ingolát (*Eudontomyzon danfordi*) a Jósvából, Bódvából (Botta & Keresztessy 1992). A homoki vagy kessler küllő (*Gobio kessleri*) első példányait 1981-ben gyűjtöttük az Ipolyban, Bódvában, Hernádban, és ugyanebben az évben bizonyí-

tottuk a széles durbincs (*Gymnocephalus baloni*) előfordulását is dunai, tiszai, rábai gyűjtéseink alapján, továbbá a Dunából a pettyes harcsa (*Ictalurus punctatus*) előfordulását (Botta *et al.* 1981, 1984*a*, *b*).

Természetvédelmi vonatkozások

A szezonálisan végzett és rendszeresen megismételt adatgyűjtések eredményeképpen feltérképezhetjük a természetes vízi halfajok elterjedését, és mérve az élőhelyi paramétereket következtetni lehet a védett halfajok környezetükkel szemben támasztott igényeikre, a legfontosabb veszélyeztető tényezőkre. A veszélyeztetettségi fokok használatával valamely vízi élettér természetvédelmi értékét fejezhetjük ki.

1. táblázat. A vizsgált védett halfajok élőhelyének jellemzése: a fizikai paraméterek átlagértékei. A fajok tudományos nevei a 3. táblázatban találhatók.

Faj	Meder	Mélység (m)	Szélesség (m)	Sebesség (m/s)	Növényfedettség (%)
tiszai ingola	kő, kavics	0,2–0,5	1,5–2,5	0,6	5
dunai ingola	kő, kavics, kevés iszap	0,1–1,5	1,0–1,5	0,5	–
dunai galóca	kő, kavics	0,8–1,5	1,5–2,5	0,7	5
lápi póc	iszap	0,5–2	1,5	0–0,1	90
fürge cselle	kavics	0,1–0,8	0,5–2,5	0,3–0,7	10
kurta baing	iszapos	0,1–2	1,5	0–0,3	80
sujtásos küsz	köves, kavicsos	0,3–2	1,5–2,5	0,8–1,5	10
állas küsz	homok, kavics	0,8–2	4–7	0,5	10
petényi márna	köves, kavicsos	0,3–2	1,5–2,5	0,8–1,2	5
halványfoltú küllő	homok, kavics	0,1–1	1,5–2,5	0,5–0,8	20
homoki küllő	köves, kavicsos	0,2–1	2–3	0,8–1,1	5
felpillantó küllő	kavicsos	0,1–1	4–	0,6	10
kövi csík	homok, kő, kavics	0,1–0,8	0,5–3	0,6	5
réti csík	iszapos	0,1–2	0,5–	0–0,2	80
vágó csík	homok, kő, kavics	0,2–2	0,5–3,5	0,4	40
balkáni csík	homok, kavics	0,5–2,5	3–	0,6	15
selymes durbincs	homok, kavics	0,5–3	3–	0,5	5
széles durbincs	köves, kavicsos	0,5–2	3–	0,6	5
magyar bucó	köves, kavicsos	1–2	3–	0,6	5
német bucó	homok, kő, kavics	1–2	3–	0,6	5
botos kölönte	kavics, homok	0,2–1	–	0,5	5

Rendszeres időközönként megismételve a szezonálisan végzett vizsgálatokat, nyomon követhetjük a populációváltozásokat, az egyes halfajok veszélyeztetettségi helyzetében bekövetkező változásokat, adatainkkal hozzájárulunk a veszélyeztetett halfajok állományainak fenntartásához (Keresztessy *et al.* 2002*a*).

Vízrendezések, rekonstrukciók során javaslattétellel segíthetjük a védett, veszélyeztetett halfajok populációinak megóvását, továbbá kíméleti területek kijelölésére is javaslatot tehetünk (Keresztessy *et al.* 2002*a*).

Szaporodásbiológiai kutatásokkal a veszélyeztetett halfajaink állományainak fenntartásához tudunk hozzájárulni, és szükség esetén mesterséges szaporításból származó ivadékállomány telepítését is elvégezhetjük az élőhelyi vizsgálatok alapján alkalmas élőhelyre (pl. menyhal (*Lota lota*) mesterséges szaporítása és te-

2. táblázat. A vizsgált védett halfajok élőhelyein mért kémiai paraméterek átlagai és a védett halfajok előfordulási helyei. A fajok tudományos nevei a 3. táblázatban találhatók.

Faj	Vezetőképesség (S/cm)	pH	Oxigén (mg/l)	Előfordulás
tiszai ingola	360–488	7,6	11,5	Jósva-patak
dunai ingola	165–203	6,5	10,9	Szakonyfalui-patak
dunai galóca	360–488	7,6	11,5	Jósva
lápi póc	324–869	4,7–7,2	1,1–5,3	Göd, Ócsa, Veresegyház, Kolon-tó, Fehértó, Kis-Balaton
fürge cselle	170–625	7,2	8,9	Északi-khg., Alpokalja
kurta baing	493–2920	6,9	5,7	Duna–Tisza köze, Hanság
sujtásos küsz	354–590	7,0	11,7	Északi-khg., Alpokalja
állas küsz	478	7,3	7,9	Ipoly
petényi márna	410–588	6,9	11,6	Északi-khg.,
halványfoltú küllő	342–626	7,1	6,0	Északi-khg., Duna, Répce
homoki küllő	446–456	7,1	11,4	Ipoly, Bódva
felpillantó küllő	407–413	6,9	7,8	Duna, Lajta
kövi csík	330–684	7,2	9,8	Északi-khg., Duna, Rába
réti csík	436–920	7,4	1,5–5,2	Hanság, Kis-Balaton, Duna–Tisza köze tavai, csatornái, Tisza
vágó csík	405–706	7,2	7,9	Északi-khg., Duna, Tisza, Hanság, Zala Alpokalja,
balkáni csík	240–706	7,2	11,3	Északi-khg., Duna–Tisza köze, Alpokalja
selymes durbincs	450–611	7,1	7,6	Duna, Ipoly
széles durbincs	386–393	7,2	8,9	Duna, Tisza, Ipoly, Hernád
magyar bucó	354–516	6,9	8,2	Duna, Rába, Bódva
német bucó	354–626	6,8	8,9	Duna, Rába, Ipoly, Bódva
botos kölönte	388	6,8	7,8	Duna

3. táblázat. A gyűjtött és a hazai halfajok összesített táblázata, veszélyeztetettségi-, ökológiai-, életmodell- és a szaporodási guildjeik szerinti besorolásuk. Jelmagyarázat: veszélyeztetettség: E (endangered) közvetlenül veszélyeztetett, V(vulnerable) veszélyeztetett, R (rare) ritka, I (intermediate) átmeneti állapot, C (common) közönséges, gyakori, tömeges (zárójelben:európai helyzet:Lelek (1987) szerint). – Ökológiai jellemzés: reofil faj: áramló vizet igényel, eurytopic faj: álló- és folyóvízben egyaránt előfordul, limnofil faj: állóvizet kedvel. – Életmodell kategóriák: P periodikus, O opportunista, E egyensúlyi stratégia. – Szaporodási guildek: szaporodási mód és aljzatválasztás alapján, pelágofil: pelágikusan szaporodók, nagyszámú lebegő ikra jellemző, lito-pelagofil: sziklára-kavicsra ívnak, a lárvák pelágikusak, litofil fajok: sziklára-kavicsra ívnak, fito-litofil: nem obligát növényzetre ívók, fitofil: obligát növényzetre ívók, a ragadós ikrahéj a növényzetre tapad, pszamnofil: homokos aljzatra ívnak, ivadékrejtő litofil fajok: kőre, kavicsos üregbe ívnak, ivadékörző fitofil fajok: növényzetre ívnak és őrzik is az ikrájukat, fészekben ívó speleofil fajok: barlangszerű üregbe ívnak. [x] védett halfaj.

Faj	veszélyeztetettség	ökol.	életm.	szaporodási guild
állas küsz (*Chalcalburnus calcoides*)*	E (E–V)	reofil	O–P	litofil
amur (*Ctenopharyngodon idella*)	C; betelepített	eurytopic	P	lito-pelagofil
angolna (*Anguilla anguilla*)	I (I–V)	eurytopic	P	pelagofil
bagoly keszeg (*Abramis sapa*)	I (R–V)	eurytopic	O–P	litofil
balin (*Aspius aspius*)	I (E–V)	eurytopic	P	litofil
balkáni csík (*Sabanejewia aurata*)*	E (R–V)	reofil	O	fitofil
bodorka (*Rutilus rutilus*)	C (C)	eurytopic	O–P	fitofil
botos kölönte (*Cottus gobio*)*	E (V)	reofil	E	fészekben, speleofil
cifra kölönte (*Cottus poecilopus*)*	Nincs bizonyító példánya (R–V)			
compó (*Tinca tinca*)	I–R (I)	limnofil	P	fitofil
csapó sügér (*Perca fluviatilis*)	C (C)	eurytopic	O–P	fitofil
csuka (*Esox lucius*)	C (I–V)	eurytopic	P	fitofil
dévér keszeg (*Abramis brama*)	C (C)	eurytopic	O–P	fito-litofil
dunai galóca (*Hucho hucho*)*	E–R (E)	reofil	E–P	ivadékrejtő litofil
dunai ingola (*Eudontomyzon mariae*)*	E (V)	reofil	O	litofil
dunai nagy hering (*Caspialosa kessleri* pontica)*	alkalomszerű (E)	reofil	P	pelagofil
ezüstkárász (*Carassius auratus gibelio*)	C (I); terjeszkedő + betelepített	eurytopic	O–P	fitofil
fehér busa (*Hypophthalamichthys molitrix*)	I; betelepített	eurytopic	P	litofil
fejes domolykó (*Leuciscus cephalus*)	C (C)	reofil	O–P	fito-litofil
fekete sügér (*Micropterus salmoides*)	V; betelepített	eurytopic	E–P	ivadékrejtő, litofil
fekete törpeharcsa (*Ictalurus melas*)	R	eurytopic	P	litofil
felpillantó küllő (*Gobio uranoscopus*)*	E–R (R–V)	reofil	O	pszamnofil

3. táblázat (folytatása)

Faj	veszélyeztetettség	ökol.	életm.	szaporodási guild
fenékjáró küllő (*Gobio gobio*)*	I–R (I–R)	reofil	O	pszamnofil
fogassüllő (*Stizostedion lucioperca*)	I ((I–V)	reofil	E–P	fészekben, fitofil
folyami géb (*Neogobius fluviatilis*)	I (R); terjeszkedő faj	eurytopic	E	fészekben, speleofil
fürge cselle (*Phoxinus phoxinus*)*	I–R (V)	reofil	O	litofil
garda (*Pelecus cultratus*)	I (I–R)	eurytopic	P	pelagofil
gyöngyös koncér (*Rutilus frisii)**	Nincs bizonyító példánya			fito-litofil
halványfoltú küllő (*Gobio albipinnatus*)*	I–V (R)	reofil	O	pszamnofil
harcsa (*Silurus glanis*)	I (R–V)	eurytopic	P	ivadékőrző, fitofil
homoki küllő (*Gobio kessleri*)*	E (R–V)	reofil	O	pszamnofil
jász (*Leuciscus idus*)	I (E–V)	reofil	O–P	fito-litofil
kárász (*Carassius carassius*)	V (R–V)	limnofil	O–P	fitofil
karika keszeg (*Blicca bjoerkna*)	I (I)	limnofil	O–P	fitofil
kecsege (*Acipenser ruthenus*)	V (E)	reofil	P	lito-pelagofil
kessler géb (*Neogobius kessleri*)	terjeszkedő, 1997–től tömeges	reofil	E	fészekben, speleofil
kősüllő (*Stizostedion volgense*)	I (I–V)	reofil	P	fito-litofil
kövi csík (*Barbatulus barbatulus*)*	I (R–V)	reofil	O	fito-litofil
kurta baing (*Leucaspius delineatus*)*	V (R–V)	limnofil	E	ivadékőrző fitofil
küsz (*Alburnus alburnus*)	C (I)	eurytopic	O–P	fito-litofil
lápi póc (*Umbra krameri*)*	E (E–V)	limnofil	E	ivadékőrző, fitofil
lapos keszeg (*Abramis ballerus*)	I (V)	eurytopic	O–P	fito-litofil
leánykoncér (*Rutilus pigus virgo*)*	R–V (R)	eurytopic	O–P	fitofil
magyar bucó (*Zingel zingel*)*	V (E)	reofil	E	ivadékrejtő, litofil
márna (*Barbus barbus*)	I (V)	reofil	P	litofil
menyhal (*Lota lota*)	V (R–I)	reofil	P	lito-pelagofil
nagy maréna (*Coregonus lavaretus*)	alkalomszerű (E)	reofil	P	lito-pelagofil
naphal (*Lepomis gibbosus*)	C (C); betelepített	eurytopic	E	ivadékrejtő, litofil
német bucó (*Zingel streber*)*	V (E)	reofil	E	ivadékrejtő, litofil
nyúldomolykó (*Leuciscus leuciscus*)	R (I–V)	reofil	O–P	fito-litofil
ökle (*Rhodeus sericeus amarus*)*	C (R–V)	eurytopic	E	ivadékrejtő, ostracofil
paduc (*Chondrostoma nasus*)	I (I–V)	reofil	P	litofil

3. táblázat (folytatása)

Faj	veszélyeztetettség	ökol.	életm.	szaporodási guild
pataki szajbling (*Salvelinus fontinalis*)	betelepített, de már kipusztult	reofil	E–P	ivadékrejtő litofil
pénzes pér (*Thymallus thymallus*)*	alkalomszerű (V)	reofil	E–P	ivadékrejtő litofil
peténvi márna (*Barbus (meridionalis) petenyi*)*	E (V)	reofil	O–P	litofil
pettyes busa (*Aristichthys nobilis*)	I; betelepített	eurytopic	P	litofil
pettyes harcsa (*Ictalurus punctatus*)	a természetben kérdéses a fennmaradása			fészekben, speleofil
ponty (*Cyprinus carpio*)	I–R (E–V)	eurytopic	O–P	fitofil
razbóra (*Pseudorasbora parva*)	C (C) behurcolt + terjeszkedő	eurytopic	E	ivadékőrző, fitofil
réti csík (*Misgurnus fossilis*)*	V (R–V)	limnofil	O	fitofil
sebes pisztráng (*Salmo trutta m. fario*)	V (V)	reofil	E–P	ivadékrejtő litofil
selymes durbincs (*Gymnocephalus schraetzer*)*	V (E)	reofil	O	litofil
sima tok (*Acipenser nudiventris*)*	*alkalomszerű (V–E)*	*reofil*	*P*	lito-pelagofil
sőregtok (*Acipenser stellatus*)*	kipusztult (V)	reofil	P	lito-pelagofil
sujtásos küsz (*Alburnoides bipunctatus*)*	E (E–V)	reofil	O–P	litofil
széles durbincs (*Gymnocephalus baloni*)*	V (V)	reofil	O	litofil
szilvaorrú keszeg (*Vimba vimba*)	I (I–R)	reofil	P	litofil
szivárványos pisztráng (*Oncorhynchus mykiss*)	I; betelepített	reofil	E–P	ivadékrejtő litofil
szúnyogirtó fogasponty (*Gambusia affinis*)	I; betelepített	limnofil	E	elevenszülő
tarka géb (*Proterorhinus marmoratus*)	C (V); terjeszkedő faj	eurytopic	E	fészekben, speleofil
tiszai ingola (*Eudontomyzon danfordi*)*	E (V)	reofil	O	litofil
törpe harcsa (*Ictalurus nebulosus*)	I	eurytopic	P–E	speleofil, fészekben
törpe maréna (*Coregonus albula*)	alkalomszerű (E)	reofil	P	lito-pelagofil
tüskés pikó (*Gasterosteus aculeatus*)	V (I–R–V); lassú terjeszkedés	limnofil	E	fészekben, ariadnofil
vágó csík (*Cobitis taenia*)*	I (R)	eurytopic	O	fitofil
vágó durbincs (*Gymnocephalus cernuus*)	C (I)	eurytopic	O	fito-litofil
vágótok (*Acipenser güldenstaedti*)*	alkalmanként (V)	reofil	P	lito-pelagofil
vaskos csabak (*Leuciscus souffia agassizi*)*	Nincs bizonyító példánya (E–V)			fito-litofil
veresszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*)	I (V)	eurytopic	O–P	fitofil
viza (*Huso huso*)*	véletlenszerű megjelenés (V–E)	reofil	P	lito-pelagofil

lepítése a Közép-Tisza megfelelő szakaszaira). Távlatilag génbankok létrehozása is a megőrzés eszköze lehet (Keresztessy *et al.* 2002*b*).

Értékelés és összefoglalás

Halfaunisztikai kutatásaim eredményeképpen összesen 70 hal- és ingolafajt gyűjtöttem, a 28 védett faj közül 26 fajt, melyeket populációik változásai alapján veszélyeztetettségi kategóriákba soroltam, továbbá az áramló víz iránti igény és életstratégiájuk szerint is csoportosítottam.

Kutatásaim alkalmával munkatársaimmal együtt öt új halfajt mutattam ki. Saját gyűjtésünk és a Magyar Természettudományi Múzeum anyagának értékelése alapján: a dunai ingolát a nyugati határ menti patakokból, a tiszai ingolát (*Eudontomyzon danfordi*) a Jósvából, Bódvából mutattuk ki. A homoki vagy kessler küllő első példányait 1981-ben gyűjtöttük az Ipolyban, Bódvában, Hernádban és ugyanebben az évben bizonyítottuk a széles durbincs előfordulását is dunai, tiszai, rábai gyűjtéseink alapján, továbbá a Dunából a pettyes harcsa előfordulását.

Jellemeztem a védett halfajok előfordulási helyeit megmérve a legfontosabb fizikai, kémiai paramétereket és korcsoportok szerinti nagyságukat. Részletesebb faunisztikai, ökológiai, növekedésbiológiai kutatást folytattam a lápi póc, a petényi márna és a menyhal esetében. A lápi póc álló- vagy lassú folyású vízben (0,2 m/s), dús vízinövényű, iszapos meder és 6,4–7,2 pH tartomány esetében fordult elő, ahol az oxigénviszonyok tág határok közt (1,8–8,1 mg/l) változtak. Víz- és partrendezések miatt Veresegyházán, az ócsai csatornában populációja eltűnt, hansági és sződi-pataki populációjának eltűnése további kutatást igényel, a kis-balatoni állománya erősen lecsökkent. Ez utóbbin a gyors területelárasztást három halfaj, a lápi póc, réti csík, széles kárász állományainak hirtelen lecsökkenése is jelezte. Az elárasztás megkezdése (1992) után lápi pócból fiatal, egynyaras példányt nem sikerült gyűjtenem.

A petényi márnát 14 patakban, illetve folyóban mutattam ki az Északi-középhegységben, ahol élőhelyeit is jellemeztem. Elhanyagolható mértékű növényzettel való borítottság esetén, 0,4–1,8 m/s vízsebességnél, köves-sóderes meder szakaszokon, 300–700 mS/cm vezetőképességi határok közt, magas oldott oxigéntartalom mellett (6,7–13,8 mg/l) fordult elő, már kismértékű zavarás hatására is elvándorolt. A menyhal állományváltozásait, igényeit 1979 óta tanulmányoztam a Dunában, Tiszában, Ipolyban, Bódvában és Rábában. Kis mértékű növényi borítottságnál (maximum 5%), köves-sóderes aljzatnál, mélyebb vízben (kortól függően 0,5–3 m), 0,3–0,4 m/s vízsebességi értékek közt, 6,3–15,5 mg/l oxigéntartalmú vízben fordult elő. A vizsgálati időszak alatt a Rábában és az Ipolyban élő popula-

ciók csökkenését tapasztaltam, melyet a meder iszaposodásával, a vízsebesség és vízhozam csökkenésével, partrendezésekkel, duzzasztások, vízlépcsők készítésével magyarázok (Keresztessy 1991). A gyűjtött példányok korát az otolit (sagitta) évgyűrűinek mérésével határoztam meg.

Eredményeim alapján következtetni lehet a védett halfajok környezetükkel szemben támasztott igényeikre, a legfontosabb veszélyeztető tényezőkre. A mért környezeti paraméterek közül a meder alakulásában, a vízinövénnyel való fedettségben és az oldott oxigéntartalom tekintetében voltak a legnagyobb különbségek. A veszélyeztetettség mértékének megállapításával valamely vízi élettér természetvédelmi értékét fejezhetjük ki. Rendszeresen megismételve a mintavételt és a halfajok populációinak becslése alapján történő veszélyeztetettségi fokokba való besorolást a folyamat irányára is következtetni lehet.

*

Köszönetnyilvánítás – A jelenlegi vizsgálatokat megalapozó korábbi kutatási támogatásokat a Környezetvédelmi Minisztérium Élővilágvédelmi Főosztálya tette lehetővé. 1979 és 1987 között a halfaunisztikai kutatásokat Botta Istvánnal és Neményi Istvánnal közösen végeztem, segítségüket ezúton is köszönöm. A munkahelyi támogatást az MTA, TKI biztosította.

Irodalomjegyzék

Balon, E. K. (1975): Reproductive guilds of fishes: A proposal and definition. – *J. Fish Res. Boerd Can.* **32**: 821–864.

Balon, E. K. (1990): Epigenesis of an epigeneticist: the development of some alternative concepts on the early ontogeny and evolution of fishes. – *Guelph Ichthyology Reviews* **1**: 1–48.

Botta, I. & Keresztessy, K.(1992): A hazai ingolafajok áttekintése. – *Halászat* **85**: 137–140.

Botta, I., Keresztessy, K. & Neményi, I. (1981): Faunisztikai és akvarisztikai tapasztalatok az édesvízi akvárium üzembehelyezésével kapcsolatban. – *Állatt. Közlem.* **68**: 33–42.

Botta, I., Keresztessy, K. & Neményi, I. (1984*a*): Halfaunisztikai és ökológiai tapasztalatok természetes vizeinkben. – *Állatt. Közlem.* **71**: 39–50.

Botta, I., Keresztessy, K. & Pintér, K. (1984*b*): Új halfaj vizeinkben: a széles durbincs (Gymnocephalus baloni Holcik and Hensel 1974). – *Halászat* **30**: 98–99.

Keresztessy, K. (1991): A menyhal biológiájáról. – *Állatt. Közlem.* **77**: 69–78.

Keresztessy, K. (1993): Faunistical research on Hungarian protected fish species. – *Landscape and Urban Planning* **27**: 115–122.

Keresztessy, K. (1994): Protected fish species in the Danube in Hungary. Pp. 267–272. – In: Kinzelbach (ed.): *Limnologie aktuell Band/Vol. 2: Biologie der Donau*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York.

Keresztessy, K. (1995): Recent fish faunistical investigations in Hungary with special reference to Umbra krameri, Walbaum, 1792. – *Ann. Naturhist. Mus. Wien* **97B**: 458–465.

Keresztessy, K. (1996): Threatened freshwater fish in Hungary. Pp. 73–77. – In: Kirchhofer, A. & Hefti, D. (eds): *Conservation of endangered freshwater fish in Europe*. Birkhauser, Basel, Boston, Berlin.

Keresztessy, K. (2000): Halvédelem Magyarországon. Pp. 105–142. – In: Faragó, S. (szerk.): *Gerinces állatfajok védelme*. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron.

Keresztessy, K., Horvai-Szabó, M. & Masek, P. (2002*a*): Growth rate of endangered fish species of Hungary. P. 136. – In: Hofer, A., Zervas, G., Madec, F., Bonneau, M., Lazzaroni, C., Sneeberger, M., Wenk, C. & Bruns, E. W. (eds): *Book of Abstracts. 53rd Annual Meeting of the European Association for Animal Production.* Wageningen Academic Publ.

Keresztessy, K.,Horváth, L., Urbányi, B., Horváth, Á.,Baska, F., Pethő, Á. & Masek, P. (2002*b*): Veszélyeztetett tiszai halfajok megőrzési lehetőségei. – *Hidrobiológiai Napok* Tihany, 2002. október 2–4.

Lelek, A. (1987): *Theatened fishes of Europe. The freshwater fishes of Europe 9.* – Aula Verlag, Wiesbaden, 343 pp.

Winemiller, K. O. & Rose, K. A. (1992): Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. – *Can. J. Fish Aquat. Sci.* **49**: 2196–2218.

Conservation of threatened fish species

Keresztessy, K.

MTA–SZIE Breeding Research Group
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1, Hungary

Abstract: The Hungarian fish fauna has slowly changed during centuries, some earlier frequent species has rarefied, while others have increased in number as a result of migration or introduction. The purpose of our research was to collect data on the Hungarian fish species, concerning their distribution and ecological requirements, the size of their population and its changes. According to the measurements of population change in the examined Hungarian species, the fishes were classified into five IUCN categories. A total of 18 species were ranked to categories endangered and vulnerable.

Key words: fish-faunistical research, threatened species

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 383–388, 2004

Veszélyeztetett murai halfajok és élőhelyi körülményeik vizsgálata

Keresztessy Katalin[1], Bardóczyné Székely Emőke[2]
Czinkota Imre[2] és Loksa Gábor[2]

[1]*MTA–SZIE, Állatnemesítési Kutatócsoport*
[2]*Szent István Egyetem, Gödöllő*
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1, E-mail: keresztessy@fau.gau.hu

Összefoglaló: Halfaunisztikai, élőhelyi (fizikai-, kémiai paraméterek mérése, geodézia) vizsgálatokat végeztünk a Murán, illetve a tótszerdahelyi Mura-holtágban. Összesen 25 halfajt mutattunk ki, melyek közül 8 volt a védettek száma.

Kulcsszavak: halfaunisztika, holtág, élőhelyelemzések, Mura

Bevezetés

A kutatásaink célja ennek a még alig kutatott területnek a halfaunisztikai, élőhelyi vizsgálata, különös tekintettel a védett, veszélyeztetett halfajok előfordulásának feltérképezésére. A közelmúltban egy-egy cikk (Harka 1992, Sallai 2002) jelent meg a Mura és Dráva halfaunisztikai elemzésével kapcsolatban, melyekben a jelzett folyókból összesen 19 halfaj jelenlétéről számoltak be. Magyarország délnyugati határvidéke mind a mai napig kevéssé kutatott terület. A természetföldrajzilag jól körülhatárolható Mura-ártéren belül közigazgatásilag is egységes rendszerként jelenik meg a Mura-menti nemzetiségi térség. A Mura partjától északra Letenye és Nagykanizsa között 11 település társult a térség értékeinek közös megtartására, fejlesztésére és bemutatására. Ez az együttműködés a természeti értékeket és az épített környezetet egyaránt érinti. A Mura és a közvetlen környezete kutatását különösen fontossá teszi a folyó főmedrének az átlagosnál is nagyobb nyomvonal változása az ártéren belül, amely a kapcsolódó élőhelyekre is közvetlen hatással van. Nemcsak a Mura hidrológiai jellemzői érdekesek, hanem a kutatási témát különösen indokolttá teszi, hogy a szlovén folyószakaszon értékes élőhelyek- és halfaj-társulások fordulnak elő. Többek közt a Mura több holtágából is kimutatták a Kárpát-medencében endemikus, kiemelten védett lápi póc (*Umbra krameri*) jelenlétét (Povz 1990). A környezeti feltételek, vízkémiai, fizikai paraméterek hasonlóak a magyar szakaszon is, és indokolt a ritka halfajok kutatása.

Módszerek

A geodéziai felmérés részeként a holtág területén kijelölt mintavételi pontok térképi rögzítéséhez és állandósításához megfelelő részletességű terepi felmérésre volt szükség. A holtág feltérképezését, a mintavételi pontokhoz tartozó iszapvastagságok és vízmélységek felmérését, valamint a tótszerdahelyi holtág és a Mura vízszintjének összehasonlítását a monitoring rendszert megalapozó munkafázisban végeztük el. A mérések végrehajtásához GPS készüléket és geodéziai szintezőműszert használtunk. A vízállás értékek leolvasása az általunk felállított vízmércén történt.

Vizsgálatainkat a Mura folyó Letenye és Murakeresztúr közötti szakaszán, illetve a tótszerdahelyi holtágon végeztük 2002. év tavaszától évszakonként 2–3 alkalommal (2002.V.30, V.31, VI.06, VII.10, VII.17, VII.22, IX.14, X.17). A gyűjtött halfajok egyedeinek testparamétereit a helyszínen határoztuk meg, a kormeghatározáshoz pikkelymintát és otolitot használtunk.

A gyűjtéseink alkalmával a mintavételi helyeken mértük: (1) a víz hőmérsékletét, jellemeztük az aljzatot, (2) a víz hidrogénion koncentrációját, melyet HANNA ATC Piccolo-2 pH-mérővel mértünk (3) a víz vezetőképességét, melyet WTW LF 95-ös konduktométerrel határoztunk meg, valamint (4) a vízben oldott oxigéntartalmat, amit WTW 03-as oximéterrel mértünk, majd a hőmérséklet ismeretében meghatároztuk az oxigéntelítettséget is.

A mikroklíma méréseket automata mintavevővel, ill. termohidrográf használatával végeztük a holtág 3 pontján, 24 órás időtartamban. A halászati adatgyűjtésékhez egyenáramú, elektromos kutató halászgépet használtunk (RADET IUP-12 típus), mely a legkevésbé szelektív, és egyben a legkíméletesebb módszer. A kutató halászgépre pulzáló egyenáram, 4–15 A áramerősség és 20–100 Hz frekvencia jellemző. A halászati mintavételeket és az élőhely jellemző fizikai-, kémiai paramétereinek mérését halászatok helyén is szezonálisan végeztük.

Eredmények

Felmérésünk alapján elkészült a holtág 1:1000 méretarányú térképe, amely már alkalmas a monitoring pontok rögzítésére és az élőhelyi sajátosságok bemutatására. Az elkészített térképen bejelöltük a mintaterületet, a holtág hossztengelyének a vonalát, amelynek mentén az iszaptérfogat számításhoz felhasznált, mért adatokat figyelembe vettük, és ugyancsak feltüntettük a mértékadó keresztszelvényeket (I–IV), illetve jelöltük a meteorológiai, mikroklímamérések helyeit is. A térképen rögzítettük a mintavételi pontokat. Minden mintavételi pontnál meghatá-

1. táblázat. A tótszerdahelyi Mura-holtág geometriai adatai és iszapvastagságai. A maximális mélység kifejezi a víz és az iszap együttes vastagságát; a keresztszelvény iszap-, illetve víz %-a az illető keresztszelvény felületének százalékos megoszlását mutatja.

Szelvény	Hossza (m)	Maximális mélység (m)	Vízmélység (m)	Keresztszelvény iszap %-a	Keresztszelvény víz %-a
I	51	2,9	1,1	61	39
II	68	2,9	1,4	52	48
III	65	3,3	1,4	58	42
IV	64	1,9	0,8	58	42

roztuk azok GPS koordinátáit, vízmélységeit és iszapvastagságait. Ez a hálózat egy későbbi monitoring alapjául szolgálhat. A felmérés segítségével megállapítottuk a holtág jellemző iszapvastagságait és geometriai adatait, melyeket az 1. táblázatban mutatunk be.

A holtág keresztszelvény szerinti feliszapoltsága mindenütt 50% feletti, maximális értékét a mintaterület közelében veszi fel. Közelítő számítások szerint a holtág jelenlegi térfogata 21 ezer m^3, melyből az iszaptérfogat mintegy 12 ezer m^3, vagyis a teljes térfogat 58%-a.

Mértük a fontosabb vízkémiai paramétereket a halászati gyűjtések helyén, melyek adatait a 2. táblázatban tüntettük fel.

A vizsgálati időszakban folytatott halfaunisztikai gyűjtéseink eredményeit a 3. táblázatban foglaljuk össze.

Értékelés

2002-ben összesen 25 halfajt gyűjtöttünk, melyek közül 8 volt a védett halfajok száma. A veszélyeztetett halfajok közül a Mura holtágában megtaláltuk a kiemelten védett, veszélyeztetett lápi pócot, az országosan megritkult kárászt, a Mura folyóban a védett és veszélyeztetett sujtásos küszt, a védett és átmeneti helyzetű halványfoltú küllőt, a hazánkban gyakori öklét, a megritkult réti csíkot, vágó csí-

2. táblázat. Vízkémiai átlag értékek a halászati gyűjtések helyén.

	Tavasz		Nyár		Ősz	
	Mura	Tótszerdahelyi holtág	Mura	Tótszerdahelyi holtág	Mura	Tótszerdahelyi holtág
Vezetőképesség (µS/cm)	265	438	287	448	311	462
Oldott oxigén (mg/l)	10,6	6,9	9,5	5,7	10,4	5,5
Vízhőfok (°C)	17	19,1	21	23,5	15,4	16,7
pH	6,7	6,8	6,8	6,7	7,0	6,9

kot, a védett széles durbincsot és a szintén védett és veszélyeztetett magyar bucót. A lápi póc a szomszédos országok vörös könyveiben is szereplő halfaj, melyet a Berni Konvenció is kiemelten kezel, és a II. Mellékletében sorolja fel (Maitland 1994). Közvetlenül veszélyeztetett helyzetű a speciális ökológiai igényei miatt, továbbá rövid életű faj lévén egy-két sikertelen szaporodási szezon után az egész helyi populációja is veszélybe kerülhet, ilyen esetben populációja elöregszik, és csak alacsony egyedszámmal vannak jelen a fiatal korosztályú egyedek. Vízrendezésekre, élőhelyének háborgatására (pl. vízi növényzet ritkítása) érzékeny. Ezek az észrevételek összhangban vannak a korábban tett megfigyeléseinkkel, országos faunisztikai kutatásaink eredményeivel (Keresztessy 1995, 1996, 2000). Tapaszta-

3. táblázat. A halfaunisztikai gyűjtések eredményei. A halak életkorát nyarakban fejeztem ki.

	Mura		Tótszerdahelyi holtág	
	Egyed	Kor	Egyed	Kor
Esox lucius (csuka)	2	1+ és 3+	2	1+
Umbra krameri (lápi póc)			4	2+ 3+
Rutilus rutilus (bodorka)	2	1+		
Scardinius erythrophthalmus (veresszárnyú keszeg)			5	1+ 2+ 3+
Leuciscus cephalus (fejes domolykó)	25	1+ 2+		
Leuciscus leuciscus (nyúldomolykó)	2	1+		
Chondrostoma nasus (paduc)	4	0+ 1+		
Barbus barbus (márna)	4	0+		
Aspius aspius (balin)	2	2+ 3+		
Alburnus alburnus (küsz)	15	1+ 2+ 3+		
Alburnoides bipunctatus (sujtásos küsz)	12	0+ 1+		
Abramis brama (dévérkeszeg)	3	1+		
Tinca tinca (compó)			10	1+ 2+
Gobio albipinnatus (halványfoltú küllő)	6	1+		
Rhodeus sericeus amarus (ökle)	8	0+ 1+ 2+		
Carassius carassius (kárász)			28	1+ 2+
Carassius auratus (ezüst kárász)	11	0+ 2+ 3+	2	1+ 2+
Misgurnus fossilis (réti csík)			2	1+
Cobitis taenia (vágó csík)	2	0+		
Lota lota (menyhal)	1	2+		
Lepomis gibbosus (naphal)	3	1+ 2+		
Perca fluviatilis (sügér)	4	1+ 2+ 3+		
Gymnocephalus baloni (széles durbincs)	4	1+ 2+ 3+		
Gymnocephalus cernuus (vágó durbincs)	2	1+		
Zingel zingel (magyar bucó)	2	2+ 3+		

lataink szerint a vízrendezések és a terjeszkedő ezüstkárász megjelenése miatt az egész országban veszélyeztetett helyzetbe került a kárász állománya (Keresztessy 1995, 1996, 2000, Keresztessy *et al.* 2001).

A két vizsgált mintavételi terület élőhelyi jellemzőiben, és ezzel összefüggésben az előforduló halfajok tekintetében is eltérés van. A holtágban csak eurytopic (csuka, veresszárnyú keszeg) és limnofil (lápi póc, compó, kárász, réti csík) fajok fordultak elő, melyek ívási aljzatként a vízi növényzet jelenlétét igénylik, alacsonyabb oldott oxigéntartalom, magasabb vízhőmérséklet és vezetőképességi értékek mellett.

A Murában elsősorban reofil (nyúldomolykó, fejes domolykó, paduc, sujtásos küsz, halványfoltú küllő, menyhal, széles durbincs, magyar bucó) halfajok fordultak elő és szórványosan eurytopic halfajok jelenlétét észleltük (csuka, bodorka, balin, ökle stb.), itt magasabb oldott oxigéntartalom (9,5–10,6 mg/l), köves aljzat, alacsonyabb vízhőmérséklet jellemző. A magyar bucó kivételével a Murában előforduló halfajok országos kutatásaink alapján nincsenek közvetlenül veszélyeztetett helyzetben (Keresztessy 1994, 1996, 2000), azonban a fejes domolykó kivételével a többi vizsgált halfaj a vízrendezésre, esetleges szennyezésre érzékenyen reagál. A fejes domolykó, szélhajtó küsz és a szivárványos ökle a legtöbb folyóvizünkben tömeges előfordulású. A nyúldomolykó a fejes domolykónál igényesebb az oldott oxigéntartalom és a vízsebesség tekintetében. A paduc hegyi folyókban és a nagyobb folyók középszakaszán is megél (Keresztessy 1996, 2000). A sujtásos küsz csak kemény aljzatú, gyors, oxigénben gazdag hegyi folyókban, patakokban fordul elő, a számára kedvező körülmények közt nagyobb csapatokban is. A menyhal és a széles durbincs képviselőit gyorsabb, hűvösebb vizű szakaszokon találtuk meg, igaz, ezen rövidebb vizsgálati időszak alatt csak alacsonyabb egyedszámban.

Összességében elmondható, hogy a védett halfajok állományai – és a biodiverzitás fenntartása csak a veszélyeztetett halfajok igényeinek figyelembevételével képzelhető el.

*

Köszönetnyilvánítás – A kutatásokat a Környezetvédelmi Alap támogatta (HP/2002/003).

Irodalomjegyzék

Harka, Á. (1992): Adatok a Mura halfaunájáról. – *Halászat* **85**: 60–61.

Keresztessy, K. (1994): Protected fish species in the Danube in Hungary. – In: Kinzelbach (ed.): *Limnologie aktuell Band/Vol 2: Biologie der Donau.* – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York, pp. 267–272.

Keresztessy, K. (1995): Recent fish faunistical investigations in Hungary with special reference to Umbra krameri, Walbaum, 1792. – *Ann. Naturhist. Mus. Wien* **97B**: 458–465.

Keresztessy, K. (1996): Threatened freshwater fish in Hungary. Pp. 73–77. – In: Kirchhofer, A. & Hefti, D. (eds): *Conservation of endangered freshwater fish in Europe*. Birkhauser, Basel, Boston, Berlin.

Keresztessy, K. (2000): Halvédelem Magyarországon. Pp. 105–142. – In: Faragó, S. (szerk.): *Gerinces állatfajok védelme*. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron.

Keresztessy, K., Nagy, Z., Bercsényi, M., Rideg, Á., Pethő, Á., Urbányi, B., Horváth, Á. & Horváth, L. (2001): Néhány veszélyeztetett tiszai halfaj állományának felmérése (Előzetes eredmények). – *Proceedings, HAKI Napok*, Szarvas, 2001. május 16–17, p. 25.

Maitland, P. S. (1994): *Conservation of freshwater fish in Europe.* – Council of Europe Press, Strasbourg, 50 pp.

Povz, M. (1990): Conservation of mudminnow Umbra krameri Walbaum, in Slovenia. – *J. Fish Biol.* **37**(Suppl A): 243.

Sallai, Z. (2002): A Dráva–Mura vízrendszer halfaunisztikai vizsgálata. – *Halászat* **95**: 80–91.

Research on threatened fish species and their habitats in River Mura

Keresztessy, K.

MTA–SZIE Breeding Research Group
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1, Hungary

Abstract: This research was focused on environmental and fish-faunistical investigations with the special focus of mapping of protected and threatened fish species. The fish-faunistical and habitat research was carried out in the River Mura and in the oxbow of Mura in 2002. Geometrical, water depth, silt thickness and meteorological data were collected in the oxbow. Local climate measurements, water pH, oxygen, conductivity and temperature measurements were also carried out. According to calculations the current volume of oxbow 21,000 m^3 of which 12,000 m^3 is mud, thus this is the 58% of the complete volume. A total of 25 fish species were collected in River Mura, from which 8 were protected. From the endangered fish species *Carassius carassius, Misgurnus fossilis, Tinca tinca, Umbra krameri* were found in the oxbow of River Mura. The two sample areas are different in respects of habitat characteristics, and hence in fish species composition, too. In the oxbow only eurytopic and limnophilous fish species were found, in River Mura primarily reophilous fish species are dominant. A few eurytopic fish species were also detected.

Key words: fish-faunistical research, habitat, Mura, oxbow

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 389–397, 2004

A Balaton befolyóinak halfaunisztikai vizsgálata

Lendvai Csaba[1] és Keresztessy Katalin[2]

[1]ELTE TTK, 1117 Budapest, Pázmány Péter s. 1/C
[2]MTA–SZIE, Állatnemesítési Kutatócsoport, Szent István Egyetem
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1, E-mail: keresztessy@fau.gau.hu

Összefoglaló: Halfaunisztikai kutatást folytattunk a Balaton egy északi (Lesence-patak) és három déli (Kiskomáromi-csatorna, Zala–Somogyi határárok, Malom-csatorna) befolyó vizén 2001–2002-ben. Ezeknek a vizeknek a tóhoz csatlakozó berkek, mocsarak lecsapolása, levágása után óriási jelentősége van a veszélyeztetett halfajok állományainak fennmaradásában. A kisebb testű védett és veszélyeztetett halfajok számára refúgium területet, élő- és szaporodási helyet biztosítanak ezek a patakok, továbbá a nagyobb testű halfajok ivadékállományainak növekedését és táplálkozását is elősegítik. A halászatokat nyáron és ősszel elektromos halászgéppel végeztük, amely a legkevésbé szelektív gyűjtést teszi lehetővé, továbbá vizsgáltuk az élőhely jellemző paramétereit. A vizsgálatok során 7 védett halfajt mutattunk ki, és az egyik befolyó esetében hegyvidéki patakokra jellemző közösségre bukkantunk.

Kulcsszavak: befolyók, halfaunisztikai kutatás, refúgium terület, védett halfajok

Bevezetés

A 2001–2002-es év folyamán Keresztessy (1998*a*) által korábban megkezdett a Balaton befolyóinak halfaunisztikai és élőhelyi kutatását folytattuk. Az összes balatoni befolyó kisebb patak vagy ér a Zala folyó kivételével. A befolyók szerepe rendkívül fontossá vált a ritka és veszélyeztetett halfajok állományainak fennmaradása szempontjából a tóhoz kapcsolódó berekterületek, mocsarak lecsapolása után. Ezek a vizek a kisebb testű, védett halak számára menekülési (refugium) területként szolgálnak, és a nagyobb testű halfajok ivadékállományainak növekedését és táplálkozását is biztosítják (Przybylski *et al.* 1991). Ezen élőhelyek további jelentősége, hogy megfelelő ívóhelyet jelentenek sok halfajnak, illetve telelőhelyként is szolgálhatnak. A migráció zavartalansága érdekében a befolyók torkolati tájékának természetközeli állapotúnak és zavarásmentesnek kell lennie.

A Balaton északi befolyóinak vizsgálatát és értékelését első alkalommal Przybylski és mtsai (1991) végezték el, illetve Keresztessy (1993, 1996) a kisebb patakok halfaunáját vizsgálta. Az elmúlt évek során végzett faunisztikai, ökológiai és populációdinamikai tanulmányok felsorolták a befolyók halfajait. Keresztessy (1998*a*) vizsgálatai során 26 faj több mint 1200 egyedét gyűjtötte öt patakból.Bíró

és mtsai (2001) legújabb vizsgálatai során 34 „őshonos" és 10 „jövevény" halfaj előfordulását rögzítette a Balatonból és a csatlakozó vízterületekből. A Balaton déli és északi partvonala mentén 14 befolyó víz halfajösszetétele nagymértékben különbözött.

Kutatásaink célja, hogy a veszélyeztetett, védett halfajok ökológiai és populációbiológiai adatgyűjtését elvégezzük a kijelölt mintavételi területeken, és az így kapott eredmények alapján pontosabb képet alkothassunk elterjedésükről, pillanatnyi állományaikról, ökológiai igényeikről és az esetleges élőhely átalakulások következtében jelentkező változásokról. Mindezek alapján célunk, hogy következtetéseket vonjunk le a halfajok állományainak megóvása és fenntartása érdekében.

Módszerek

A 2001–2002-es években halfaunisztikai adatgyűjtést végeztünk a Balaton térségében. Kutatásaink során egy északi és három déli befolyót vizsgáltunk, melyek a Lesence-patak Szigliget közelében, illetve a déli oldalon a Malom-csatorna Fonyódtól délre, a Zala–Somogyi határárok Zalakomár közelében és a Kiskomáromi-csatorna Nikla mellett. A Zala–Somogyi határárok vizsgálata 2002-ben kezdődött meg. Az adatgyűjtési időpontokat meghatározta a pályázat indulási időpontja, továbbá az új halászati törvény értelmében (1997. évi XLI. törvény) előzetes engedélyek szükségesek az elektromos gép használatához.

A halfaunisztikai mintavételek alkalmával az élőhely, illetve az előforduló halfajok igényeinek jellemzése érdekében megmértük a legfontosabb fizikai, kémiai paramétereket. A fizikai paraméterek közül meghatároztuk a vízhőmérsékletet, a vízmélységet, a meder szélességét, jellemeztük az aljzatot és a vízinövénnyel való borítottság százalékát. A kémiai paraméterek közül HANNA ATC pH-mérővel mértük a víz hidrogén-ion tartalmát, WTW LF 95-ös konduktométerrel a víz vezetőképességét, vizsgálva az oldott szervetlen elektrolitok összkoncentrációját, mely utal a víz halobitás-fokára. A vízben oldott oxigéntartalmat WTW 03-as oximéterrel, illetve Merck terepkittel állapítottuk meg, majd a hőmérséklet ismeretében meghatároztuk az oxigéntelítettséget is, mivel az oldott oxigéntartalom a halak szempontjából az egyik legfontosabb limitáló tényező. A halászati mintavételi hely és a fizikai, kémiai paraméterek mérési helye megegyezett. A faunisztikai vizsgálatokhoz egyenáramú elektromos kutató halászgépet használtunk (RADET IUP-12 típus), mely a legkevésbé szelektív és egyben a legkíméletesebb módszer. A kutató halászgépre pulzáló egyenáram, 4–15 A áramerősség és 20–100 Hz frekvencia jellemző. A halászati mintavételek szezonálisan történtek. A gyűjtött minták értékelése során kiszámítottuk a Shannon-diverzitást, és az egyes befolyók kü-

lönböző időpontjaiban tapasztalt értékeket egy speciális t-teszt segítségével összehasonlítottuk (Szentesi & Török 1997).

Eredmények

Az 1. táblázatban a mintavételi helyeken mért fizikai és kémiai paramétereket foglaltuk össze. Az 2. és 3. táblázatban összegeztük a vizsgált befolyókban gyűjtött halfajok egyedszámát és biomasszáját.

1. táblázat. A vizsgált befolyók fizikai és kémiai paraméterei.

	Lesence-patak			Malom-csatorna		
	2001. nyár	2001. ősz	2002. nyár	2001. nyár	2001. ősz	2002. nyár
Part jellemzése	sás, nedves rét, nyáras, jegenyés fasoros			dús vízi növényzet, nincs árnyékolás		
mélység (m)	0,6–1,5	0,5–1,0				
szélesség (m)	3,5	2,5				
vezetőképesség (µS/cm)	973	1004	888	644	739	689
pH	6,8	6,6	6,9	6,8	6,8	7
vízhőmérséklet (°C)	26,1	17,1	24	22,5	13,4	16,6
oldott oxigén (mg/l)	2,6	3,4	4,2	5,5	7,7	8,9
növényborítottság (%)		50			10–80	
vízsebesség (m/s)		lassú folyású			lassú folyású	
aljzat		kemény, iszapos			finom homokkal borított, néhol köves	

	Kiskomáromi-csatorna			Zala–Somogyi határárok	
	2001. nyár	2001. ősz	2002. nyár	2002. nyár	2002. ősz
Part jellemzése	árnyékos, dús vízparti növényzet			dús vízi növényzet, nincs árnyékolás	
mélység (m)	0,4	0,8–2,0			
szélesség (m)	2–2,5	3,0–4,0			
vezetőképesség (µS/cm)	692	784	708	430	577
pH	6,9	7,1	7,5	7	7,3
vízhőmérséklet (°C)	20,1	14,4	18,5	19,8	20,3
oldott oxigén (mg/l)	6	10,4	7,8–8,5	6,5	7,8
növényborítottság (%)		20		30–40	
vízsebesség (m/s)		lassú folyású		lassú folyású	
aljzat		finom homokkal borított, néhol köves		iszapos, helyenként köves	

2. táblázat. A Lesence-patakban és a Malom-csatornában előforduló halfajok egyedszáma és biomasszája.

	Lesence-patak					
	2001. nyár		2001. ősz		2002. nyár	
Faj	egyed-szám	biomassza (kg/ha)	egyed-szám	biomassza (kg/ha)	egyed-szám	biomassza (kg/ha)
Umbra krameri	1	1,3			2	1,2
Esox lucius	1	3,4				
Rutilus rutilus					14	1
Scardinius erythrophalmus	1	0,1	4	0,5	1	2
Blicca bjoerkna			3	0,2		
Abramis brama					3	0,2
Pseudorasbora parva					1	0,9
Rhodeus sericeus amarus	5	0,3	12	0,8	45	4,1
Carassius carassius	6	2,2	6	5,5	1	0,1
Carassius auratus					1	7,1
Cobitis taenia	1	0,1	1	0,1	1	0,2
Ictalurus melas			1	9		
Lepomis gibbosus			1	0,1	12	4,6
fajszám	6		7		10	
összes egyedszám	15		28		81	
összes biomassza		7,4		16,2		21,4

	Malom-csatorna					
	2001. nyár		2001. ősz		2002. nyár	
Faj	egyed-szám	biomassza (kg/ha)	egyed-szám	biomassza (kg/ha)	egyed-szám	biomassza (kg/ha)
Rutilus rutilus	26	43,2	8	4,5	30	30,4
Leuciscus cephalus	1	2,1	4	43	1	3
Alburnus alburnus	1	0,6	3	1,6	1	0,9
Abramis brama					1	0,4
Pseudorasbora parva					1	0,2
Rhodeus sericeus amarus			3	0,1		
Ictalurus nebulosus	1	5				
Anguilla anguilla	2	40				
Lepomis gibbosus	2	3,1	3	3,8	1	1,5
Perca fluviatilis	1	3	1	2,7		
Neogobius fluviatilis					1	1,8
fajszám	7		6		7	
összes egyedszám	34		22		36	
összes biomassza		97		55,7		38,2

3. táblázat. A Kiskomáromi-csatornában és a Zala–Somogyi határárokban előforduló halfajok egyedszáma és biomasszája.

	Kiskomáromi-csatorna					
	2001. nyár		2001. ősz		2002. nyár	
Faj	egyed-szám	biomassza (kg/ha)	egyed-szám	biomassza (kg/ha)	egyed-szám	biomassza (kg/ha)
Leuciscus cephalus	4	38,3	1	0,1		
Phoxinus phoxinus	6	1,4	5	0,8	6	0,9
Gobio gobio	1	0,3	14	5,8	2	1,2
Gobio albipinnatus					2	0,3
Rhodeus sericeus amarus	2	0,3	12	1,4	8	0,8
Barbatula barbatula	1	0,8	4	0,7	1	0,4
Fajszám	5		5		5	
összes egyedszám	14		36		19	
összes biomassza		41,1		8,8		3,6

	Zala–Somogyi határárok			
	2002. nyár		2002. ősz	
Halfaj	egyed-szám	biomassza (kg/ha)	egyed-szám	biomassza (kg/ha)
Esox lucius	1	1,7		
Rutilus rutilus	17	4,8	6	4,5
Scardinius erythrophalmus	1	0,6		
Leuciscus cephalus	2	34,2		
Alburnus alburnus	22	16,3	1	0,7
Abramis brama	8	1,7	2	0,3
Pseudorasbora parva	75	10,7	34	9,3
Rhodeus sericeus amarus	57	1,8	13	1,8
Carassius carassius	3	1,8		
Carassius auratus	9	41,8	116	151,1
Cyprinus carpio	7	1,2		
Cobitis taenia			1	0,2
Anguilla anguilla	1	15,9		
Lepomis gibbosus	4	3,8	2	1
Perca fluviatilis	56	26,2	4	2,9
Gymnocephalus cernuus	7	6,8		
Neogobius fluviatilis	1	0,5	1	0,03
Fajszám	16		10	
összes egyedszám	271		180	
összes biomassza		169,8		179,1

A kutatás során 25 halfaj jelenlétét jegyeztük fel, amelyek közül hét volt védett. A talált védett fajok a következők: a lápi póc (*Umbra krameri* Walbaum, 1792), a fürge cselle (*Phoxinus phoxinus* Linnaeus, 1758), a fenékjáró küllő (*Gobio gobio* Linnaeus, 1758), a halványfoltú küllő (*Gobio albipinnatus* Lukasch, 1933), a szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus amarus* Bloch, 1782), a kövi csík (*Barbatula barbatula* Linnaeus, 1758) és a vágó csík (*Cobitis taenia* Linnaeus, 1758). A Lesence-patakban összesen 13, a Zala–Somogyi határárokban 17, a Malom-csatornában 11, a Kiskomáromi-csatornában 6 faj jelenléte volt regisztrálható. A gyűjtőhelyek közül a legsokrétűbb, nagyobb diverzitású biotópnak a Zala–Somogyi határárok bizonyult, azonban ezt a diverzitást az ezüstkárász inváziószerű megjelenése csökkentette. A Kiskomáromi-csatornában öt, a Lesence-patakban három, a Zala–Somogyi határárokban két védett halfajjal találkoztunk, míg a Malom-csatornában csupán eggyel, a szivárványos öklével. Vizsgálataink során egy eddig a befolyókon végzett kutatási eredményekben nem jelzett fajt, az utóbbi időkben hazánkba behurcolt fekete törpeharcsát (*Ictalurus melas*, Rafinesque, 1820) sikerült kimutatnunk. Az igen magas oxigénigényű, reofil fürge cselle jelenléte is kiemelhető. A betelepült és behurcolt fajok is jelentős számban találhatók meg ezekben a vizekben. A Zala–Somogyi határárok területén több faj inváziószerű megjelenését figyeltük meg. Ilyenek voltak a sügér (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758), a razbóra (*Pseudorasbora parva* Schlegel, 1842) és az ezüstkárász (*Carassius auratus* Linnaeus, 1758).

A védett halfajok előfordulása

A fokozottan védett lápi pócot a Lesence-patakban észleltük nem túl nagy biomasszában. A fürge csellét a Kiskomáromi-csatornában találtuk meg stabil mennyiségben (0,8–1,4 kg/ha). Ennek a fajnak az előfordulása nagy oxigénigénye miatt érdekes, ugyanis általában gyors folyású hegyi patakok lakója, ahol az oldott oxigéntartalom meghaladja a 10 mg/l értéket (Keresztessy 1998*b*). Méréseink során csak egy alkalommal tapasztaltunk a faj igényeinek megfelelő oxigéntartalmat, amely különössé teszi előfordulását. Ez a patak továbbá három oxigéntartalomra érzékeny fajt is magában rejt (halványfoltú küllő, fenékjáró küllő, kövi csík). A kövi csíkot minden mintavétel alkalmával megtaláltuk 0,4 és 0,8 kg/ha közötti biomasszában. A fenékjáró küllőt szintén minden esetben regisztráltuk változó mennyiségben (0,3–5,8 kg/ha), a halványfoltú küllőt viszont csak egy alkalommal gyűjtöttünk. A vágó csíkok a Zala–Somogyi határárok, illetve a Lesence-patak területén fordultak elő nagyon alacsony biomasszában, ugyanis minden mintavétel során csak egy-egy példányt sikerült találnunk. A leggyakoribb védett fajnak a szi-

várványos ökle bizonyult. Az összes vizsgált vízben előfordult igen változó számban. A legstabilabb állományt a Zala–Somogyi határárokban észleltük, és a legnagyobb mennyiséget a Lesence-patak rejtette magában. Említendő még a kárász (*Carassius carassius* Linnaeus, 1758), amely jelenleg nem tartozik a védett fajok közé, de az IUCN a veszélyeztetettek (vulnerable) közé sorolja. A Lesence-patakban találtuk jelentősebb mennyiségben (maximum 5,5 kg/ha), illetve a Zala–Somogyi határárokban mutatkozott egy alkalommal.

A vizsgált befolyók Shannon–Wiener diverzitás értékeit a 4. táblázatban foglaltuk össze. A Lesence-patak és a Kiskomáromi-csatorna minden alkalommal közel hasonló diverzitás értékeket mutatott. A mintavételi helyeken a különböző időpontokban kapott értékek között 0,1%-os szinten nem tapasztalható szignifikáns különbség. A Malom-csatornában diverzitás tekintetében a 2001 őszi és 2002 nyári mintavételek esetében szignifikáns különbséget tapasztaltunk 0,1%-os szinten. A Zala–Somogyi határárok esetében a diverzitás érték a 2002-es nyári mintavétel alapján 2,024, ugyanezen év őszén 1,172. E két érték között 0,1%-os szinten szignifikáns különbség van.

Megvitatás

Az elmúlt időszakban, a Balatonban bekövetkezett eutrofizálódás, vízminőségromlás, egzotikus halfajok betelepítése, továbbá a vízszintszabályozás következtében a különböző befolyók és sédek sok „őshonos" faj számára menekülési, illetve túlélési lehetőségeket kínálnak. A patakok különféle fizikai és kémiai tulajdonságai jelentős eltéréseket okoznak a halfauna összetételében. A Zala folyót kivéve csak kisebb vízfolyások ömlenek a Balatonba, amelyek kiemelt jelentőséggel rendelkeznek a tóból kiszoruló halfajok szempontjából, ugyanis a fajok többsége számára szaporodási és ivadéknevelőként szolgálnak, illetve ívó- és telelőhelyként is funkcionálnak. A közönséges fajok nagyszámú ivadékai a ragadozó halak szá-

4. táblázat. 2001–2002-es években tapasztalt diverzitás értékek.

Lesence-patak	diverzitás	Malom-csatorna	diverzitás
2001.nyár	1,455	2001.nyár	0,953
2001.ősz	1,568	2001.ősz	1,633
2002.nyár	1,398	2002.nyár	0,749
Kiskomáromi-csatorna		Zala–Somogyi határárok	
2001.nyár	1,376	2002.nyár	2,024
2001.ősz	1,351	2002.ősz	1,172
2002.nyár	1,357		

mára táplálékforrást biztosítanak. A Kiskomáromi-csatorna területén a védett fajok viszonylag stabil állománya indokolja védettség alá helyezését. Az esetleges erősebb szennyezés, amely lecsökkenthetné a víz oxigéntartalmát, olyan védett fajok állományát szorítaná vissza vagy pusztítaná ki, mint a fürge cselle, a kövi csík és a két küllőfaj. Szintén védettséget érdemel a Lesence-patak, különösen a lápi póc előfordulása szempontjából. Tehát a fent említett befolyók folyamatos monitorozása és az állományalakulások követése rendkívül fontos, a jövőben megvalósítandó feladat a Balaton többi befolyójával egyetemben. A Zala–Somogyi határárok részletesebb vizsgálata és értékelése szintén értékes eredményekkel szolgálhat, ugyanis a legdiverzebb halfaj együttest ezen a helyen észleltük, továbbá több faj inváziószerűen jelent meg. A Kiskomáromi-csatorna és a Lesence-patak esetében észlelt konstans diverzitás az élőhelyi körülmények stabil állapotára utal, amelyet óvni kell a jövőben. Ezeknek a patakoknak védelem alá kell kerülniük, mindenféle szennyezéstől meg kell őket védeni, továbbá folyamatos felmérésre van szükség. A továbbiakban minden befolyó vizsgálatát el kell végezni, és a refúgium területeket védelem alá kell vonni.

*

Köszönetnyilvánítás – A kutatások dr. Bíró Péter témavezetésével folytak és a Miniszterelnöki Hivatal támogatta.

Irodalomjegyzék

Bíró, P., Specziár, A. & Keresztessy, K. (2001): A Balaton és befolyóinak halfaj-együttesei. – *Halászat* **94**: 110–114.

Keresztessy, K. (1993): Faunistical research on Hungarian protected fish species. – *Landscape and Urban Planning* **27**: 115–122.

Keresztessy, K. (1996): Threatened freshwater fish in Hungary. – In: Kirchhofer, A. & Hefti, D. (eds): *Conservation of endangered fish in Europe.* Birkhauser Verlag, Basel/Switzerland, pp. 73–77.

Keresztessy, K. (1998*a*): A study of the fish species populating the streams flowing into Lake Balaton. – *Hung. Agricultural Research* **7**: 4–6.

Keresztessy, K. (1998*b*): *Természetesvízi halfaunisztikai monitorozás.* – Agrártudományi Egyetem, Gödöllő, 166 pp.

Przybylski, M., Bíró, P., Zalewski, M., Tatrai, I. & Frankiewicz, P. (1991): The structure of fish communities in streams of the northern part of the catchment area of Lake Balaton. – *Acta Hydrobiol.*, Krakow **33**: 135–148.

Szentesi, Á. & Török, J. (1997): *Állatökológia.* – Kovásznai Kiadó, Budapest, 364 pp.

Fish-faunistical investigation of Balaton inflows

Lendvai, Cs.[1] and Keresztessy, K.[2]

[1]Eötvös L. University, H-1117 Budapest, Pázmány Péter s. 1/C, Hungary
[2]Szent István University, H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1, Hungary

Abstract: We examined a northern and three southern inflows around Lake Balaton. These streams play an invaluable role in the propagation and feeding of significant number of native Balaton fish species. The fish were collected with a direct current electrofishing machine. We found seven protected fish species (*Phoxinus phoxinus*, *Rhodeus sericeus amarus*, *Cobitis taenia*, *Barbatula barbatula*, *Gobio gobio*, *Gobio albipinnatus*, *Umbra krameri*).

Key words: fish-faunistical investigation, inflows, protected species, refugium area

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 399–409, 2004

Az alpesi tarajosgőte (*Triturus carnifex* Laurenti, 1768) előfordulása, jellemzői és védelme Magyarországon

Puky Miklós[1], Fodor Andrea[2], Molnár Ákos[3], Hámori Márta[3], Tinya Flóra[3], Fodor Andrea[3], Molnár Péter[4], Hajdu Ádám[4] és Jónás Szabolcs[4]

[1]*MTA, ÖBKI, Magyar Dunakutató Állomás*
2131 Göd, Jávorka S. u. 14, E-mail: h7949puk@ella.hu
[2]*ELTE, Növényrendszertan és Ökológia Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C*
[3]*ELTE, Állatrendszertan és Ökológia Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C*
[4]*Varangy Akciócsoport Egyesület, 1013 Budapest, Pauler u. 19*

Összefoglaló: Az alpesi tarajosgőte 2001 óta védett Magyarországon. A 2002-es felmérés eredményeként a faj hazai elterjedési területe a korábban ismert két 10 km × 10 km-es UTM négyzetről hétre nőtt, amelyek közül hat az Őrségre, illetve a Vendvidékre esik, egy pedig Kőszeg mellett van. Az egyedek testhossza az irodalmi adatokkal megegyező, az összesített ivararány 1,35 volt. A vizsgált alpesi tarajosgőte egyedeken más hazai kétéltűfajokhoz képest nagyobb gyakorisággal, 7,4%-ban találtunk farok-, szem- vagy végtag-rendellenességeket. A felmérés során összesen 11 kétéltű- és 1 hüllőtaxont mutattunk ki, az alpesi tarajosgőte és a pettyes gőte előfordulása pozitív korrelációban volt egymással. Az Őrségi Nemzeti Parkban az alpesi tarajosgőte sokfelé előfordul és az élőhelyek jogi védelme is magas szintű, ezért az ott is meglévő veszélyforrások (például zavarás) ellenére az alpesi tarajosgőte hazai megőrzésében a legsürgetőbb beavatkozást a Kőszeg közelében élő kisméretű állomány megóvása igényli. Az aszályos időjárás miatt ehhez elsősorban új szaporodóhelyek létesítésére van szükség.

Kulcsszavak: Amphibia, elterjedés, természetvédelem, *Triturus carnifex*, vízinövények, vízkémia

Bevezetés

A *Triturus cristatus* fajcsoportot a modern rendszertani kutatások (Bucci-Innocenti *et al.* 1983) négy fajra osztják (tarajos gőte, *Triturus cristatus* Laurenti, 1768; alpesi tarajosgőte, *T. carnifex* Laurenti, 1768; dunai (tarajos)gőte, *T. dobrogicus* Kiritzescu, 1903; balkáni tarajosgőte, *T. karelinii* Strauch, 1870). A morfológiai, sejttani és életmódbeli különbségek mellett a korábbi alfajok magasabb szintű besorolásának oka, hogy a potenciális hibridzónákban több esetben genetikai izolációt is kimutattak (Arntzen 1996, Arntzen & Wallis 1999, Litvinchuk *et al.* 1994, Nöllert & Nöllert 1992, Wallis & Arntzen 1989, Zajc & Arntzen 1999), bár az alpesi tarajosgőte és a tarajos gőte között részleges hibridizáció előfordulhat (Arntzen & Thorpe 1999, Brede *et al.* 2000).

Az alpesi tarajosgőte testhossza 15–17 cm, Wolterstorff-indexe 63,7% és 67,09% (hímek), illetve 53,9% és 59,19% (nőstények) között van (Arntzen & Wallis 1999). Olaszországban, az Alpok déli részén és a Balkánon honos (Griffiths 1996, Sotiropoulos *et al* 1995, Tvrtkovic & Kletecki 1993), elterjedési területének svájci részét betelepítés eredményeként kolonizálta (Arntzen & Thorpe 1999). Kisméretű, betelepített populációja Angliában is él (Brede *et al.* 2000).

Az alpesi tarajosgőte nyugat-magyarországi előfordulását (a *Triturus cristatus* alfajaként) Dely már 1967-ben valószínűsíti. Ezt először Szabó István, majd később Dely Olivér György is bizonyítja (Dely 1971). Az 1990-es évek végéig Vas megye herpetofaunájáról több, összefoglaló publikáció jelenik meg (pl. Dankovics 1999), azok azonban nem közölnek újabb alpesi tarajosgőte előfordulási adatot. Az Őrségi Nemzeti Park létrehozását megalapozó 1999–2000-ben zajló zoológiai kutatások során szintén nem tudták a fajt kimutatni (Dankovics & Vörös 2000), ezzel szemben leírják az Őrség területéről a dunai gőtét. Az 1990-es évek végén azonban Tartally *et al.* (2001) ismét bizonyítják az alpesi tarajosgőte őriszentpéteri jelenlétét, valamint Kőszeg mellett is felfedeznek egy kisméretű, de valódi szaporodási közösséget alkotó állományt.

Az Országos Kétéltű és Hüllő Ponttérképezés alapján az alpesi tarajosgőte a legkisebb magyarországi elterjedési területű kétéltűfaj (Szövényi *et al.* 2001). Mivel Magyarországon csak 2001-ben került a védett állatfajok listájára (13/2001. (V. 9.) KöM rendelet 2001), ezért a jogi védelem ellenére a faj hazai előfordulásáról, ökológiai igényeiről keveset tudunk. Nyugat-magyarországi populációi peremhelyzetűek, az elterjedési terület szélén élnek, ezért vizsgálatuk és védelmük a genetikai sokféleség megőrzése szempontjából is lényeges. Az alpesi tarajosgőte vizsgálata azért is fontos természetvédelmi feladat, mert annak az öt hazai kétéltűfajnak az egyike, amely az Európai Unió Élőhely Irányelvének II. Függelékében is szerepel (ECC 92/43 Directive 1992). Ennek megfelelően az európai szinten védett területek hálózatában területvédelemmel is segíteni kell a faj hosszú távú magyarországi fennmaradását.

Az alpesi tarajosgőte részletes hazai kutatása 2002-ben indult. A program célja az elterjedési terület kiterjedésének meghatározása, a legfontosabb élőhelyek fizikai, kémiai és biológiai jellegzetességeinek leírása, valamint szaporodási és táplálkozási kapcsolatok megállapítása, ami a faj hosszú távú fennmaradását elősegítő kezelési javaslatok kidolgozását teszi lehetővé. Jelen dolgozat a magyarországi alpesi tarajosgőte állományok elterjedését, a populációk jellegzetességeit és természetvédelmi helyzetüket ismerteti. A feltárt szaporodóhelyek vízkémiai és botanikai leírását egy másik cikkben már részletesen közöltük (Puky *et al.* 2003), ezért itt csak utalunk azokra az eredményekre.

Módszerek

2002. április 12-e és június 11-e között összesen harmincnégy nyugat-magyarországi állóvízből történt részletes (vízkémiai, botanikai és zoológiai) mintavétel. Ezek közül huszonöt állóvíznél többször is elvégeztük a vizsgálatokat. Az áprilisi időpontot azért választottuk, mert az az alpesi tarajos gőte szaporodási időszakának első fele, a júniusi mintavételi időpontokat pedig az indokolta, hogy abban az időszakban mind a lárvák, mind a kifejlett egyedek a vízben tartózkodnak (Griffiths 1996). A vízterek kiválasztásánál arra törekedtünk, hogy viszonylag nagyszámú 10 km × 10 km-es UTM négyzetben hasonló és eltérő jellegű állóvizeket is felmérjünk. A mintavételi területek koordinátáit Puky *et al.* (2003) részletesen ismerteti, ezért ezeket itt nem adjuk meg. Az élőhely-preferencia vizsgálatához Keserűszeren (Őriszentpéter), Pityerszeren (Szalafő), Orfaluban és János-hegyen (Felsőszölnök) több, egymáshoz közeli tókát választottunk ki.

A vízkémiai paramétereket egy hordozható WTW Multiline-P4 többfunkciós műszer segítségével mértük meg. A júniusi felmérés során két egymáshoz közel eső keserűszeri állóvízben napszakos oxigénkoncentráció méréseket is végeztünk.

A vízinövények meghatározása Felföldy (1990) alapján történt, az alpesi tarajosgőte egyedeket hálózással gyűjtöttük be (Gent & Gibson 1998) és Wolterstorff-indexük (mellső lábhossz/lábak közötti távolság) alapján határoztuk meg (Wolterstorff 1923). A befogott állatok morfometriai adatait (törzshossz, farokhossz, fejszélesség, mellső lábhossz, lábak közötti távolság, tömeg) a helyszínen tolómérővel, illetve KERN 462-41 digitális mérleggel rögzítettük. A mérés elvégzése és az esetlegesen előforduló fejlődési rendellenességek (Puky & Fodor 2002) megállapítása után az állatokat a begyűjtés helyén azonnal elengedtük. Az élőhelyeken előforduló további kétéltűfajokról vizuális felméréssel, útfelméréssel, petecsomó-számlálással és hang alapján gyűjtöttünk adatokat (Gent & Gibson 1998, Puky 2001).

A statisztikai értékeléshez a Syntax 2000 programcsomagot használtuk (Podani 1993). Az alpesi tarajosgőte és a vizsgált élőhelyeken élő más kétéltűfajok, valamint a vízisikló (*Natrix natrix)* asszociáltságának megállapítására centrált főkomponens-analízist és klaszteranalízist (Jaccard index, csoportátlag) végeztünk.

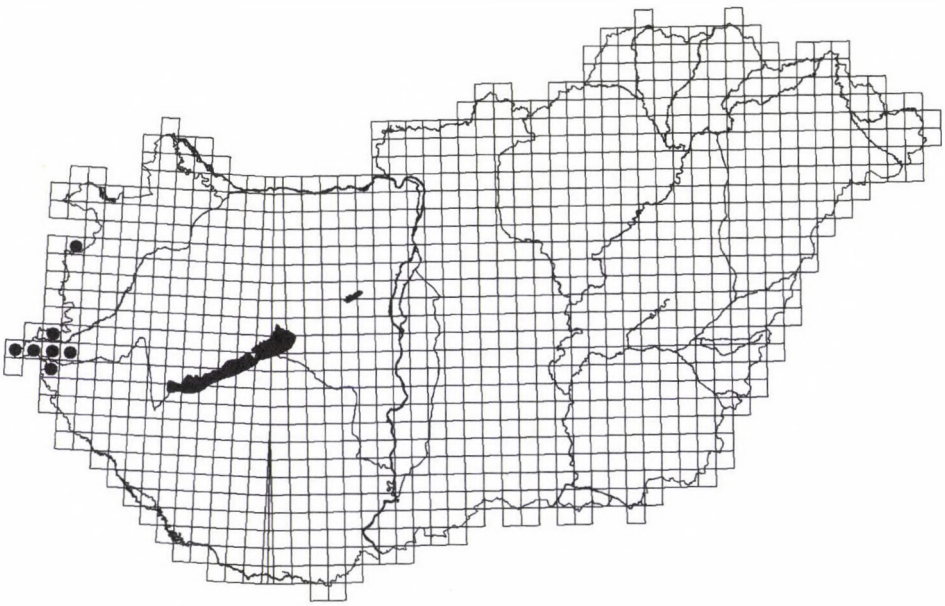
Eredmények

2002-ben 250 és 400 méter tengerszint feletti magasság között összesen hét 10 km × 10 km-es UTM négyzetben találtuk meg az alpesi tarajosgőte egyedeit (1. ábra). A huszonöt részletesen vizsgált állóvíz közül az alpesi tarajosgőte jelenlétét

tizenegy állóvízben mutattuk ki. Az alpesi tarajosgőte élőhelyek kémhatása általában semleges vagy gyengén lúgos, vezetőképességük 270 µS/cm alatt marad (részletesen lásd Puky *et al.* 2002). Az egyik keserűszeri tókában éjszaka az oxigénkoncentráció a mérhető érték alá csökkent, a másikban, ami az egyik alpesi tarajosgőte populáció élőhelye, az oxigénkoncentráció egész éjszaka 3,5 mg/l felett volt (2. ábra).

Összesen huszonhárom vízi és mocsári növényfaj fordult elő a vizsgált vizekben (részletesen lásd Puky *et al.* 2002). Az alpesi tarajosgőte gyakrabban fordul elő a széleslevelű gyékénnyel (*Typha latifolia*), valamint a békaszittyóval (*Juncus effusus*), mint más növényfajokkal. Ezzel szemben az apró békalencse (*Lemna minor*) és a vízi harmatkása (*Glyceria maxima*), valamint az alpesi tarajosgőte előfordulása között negatív a korreláció. A faj szaporodóhelyeinek növényborítottsága gyakran 25% alatt marad.

A kifejlett alpesi tarajosgőte egyedek maximális testhossza 13,55 cm (hím) és 15,75 cm (nőstény) volt, ami a nemzetközi irodalomban leírt tartományon belül van (Dely 1967, Griffiths 1996, Nöllert & Nöllert 1992). A becsült populációméret két szaporodóhely kivételével (Nemesmedves, Vadása-tó) 50 kifejlett egyed alatt maradt. Az összesített ivararány 1,35 volt. Bár egyes külföldi populációkban arányuk a 10%-ot is eléri (Kalezic *et al.* 1994), neoteniás alpesi tarajosgőte egyedeket nem mutattunk ki.

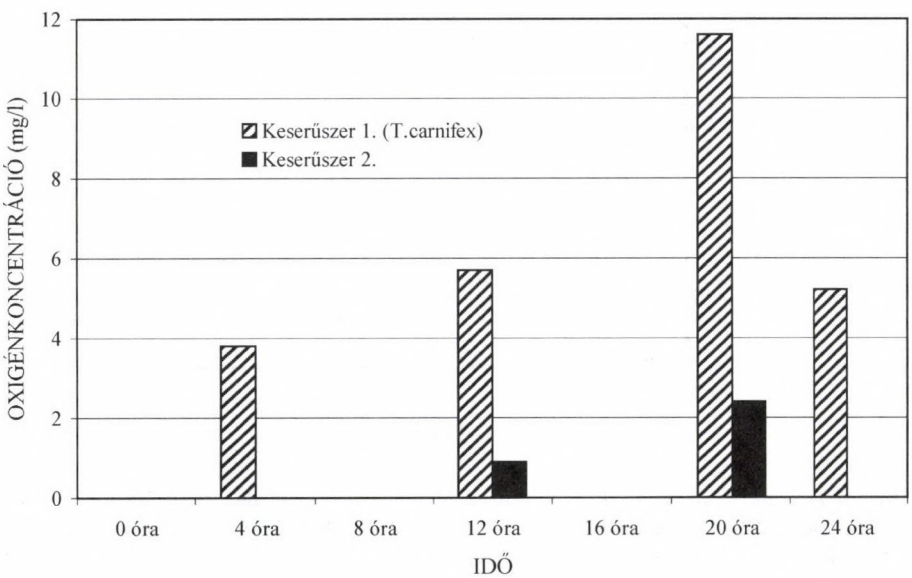


1. ábra. Az alpesi tarajosgőte magyarországi előfordulása.

Más hazai kétéltűfajokhoz képest nagyobb gyakorisággal, 7,4%-ban találtunk farok-, szem- vagy végtag-rendellenességeket az alpesi tarajosgőténél. A rendellenességek között additív és reduktív egyaránt megfigyelhető volt (Kőszeg: ectrodactilia, Orfalu: unilaterális anophtalmia, subluxatio, polydactilia, farok rendellenességek) (Fodor és Puky 2002).

A vizsgált vizekben összesen tizenegy kétéltűtaxont (foltos szalamandra *Salamandra salamandra*, pettyes gőte *Triturus vulgaris*, alpesi gőte *T. alpestris*, alpesi tarajosgőte *Triturus carnifex*, vöröshasú unka *Bombina bombina*, sárgahasú unka *Bombina variegata*, barna varangy *Bufo bufo*, zöld levelibéka *Hyla arborea*, gyepi béka *Rana temporaria*, kecskebéka fajcsoport *R. esculenta c.*) és a vízisiklót mutattunk ki. Ezek közül a fajok közül az alpesi tarajosgőte előfordulása a pettyes gőtéével mutatott pozitív korrelációt (3. és 4. ábrák).

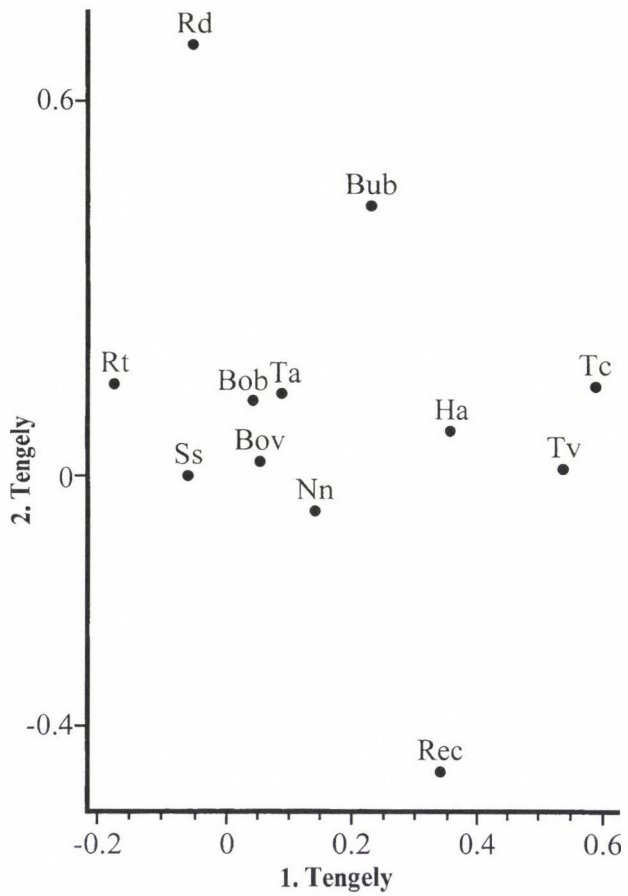
Az alpesi tarajosgőte populációk nagyobb része olyan vizekben szaporodik, amelyek közelében nincs másik hasonló állóvíz. Kivételt az orfalui mintavételi terület jelent, ahol öt egymáshoz közel lévő tókából háromban fordult elő alpesi tarajosgőte. A különböző veszélyeztető tényezők elsősorban a vizeket fenyegetik. János-hegyen kis léptékű vízügyi beavatkozás változtathatja meg a szaporodóhely vízellátását, Keserűszeren és Orfalun állandó a zavarás, Apátistvánfalván a benövényesedés nehezíti a sikeres szaporodást. A Kőszeg melletti élőhelyet a kiszáradás fenyegeti.



2. ábra. Napszakos oxigénkoncentráció-változás két őrségi tókában 2002.VI.12-én (csíkos oszlop: egy alpesi tarajosgőte populáció élőhelye, fekete oszlop: a tókában nem él alpesi tarajosgőte populáció).

Értékelés

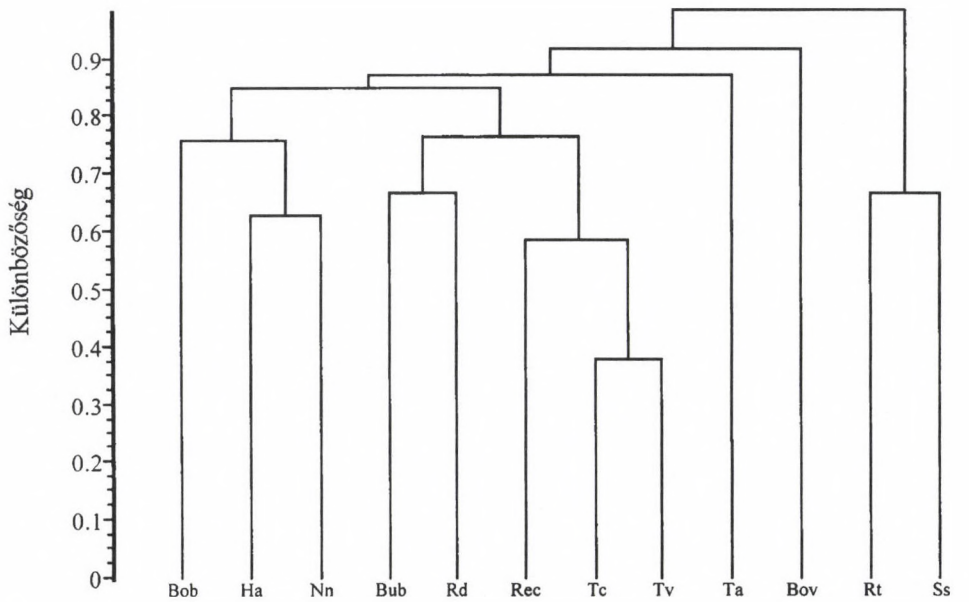
A 2002-es felmérések jelentős mértékben megnövelték a Magyarországon ismert alpesi tarajosgőte élőhelyek számát. 10 km × 10 km-es UTM beosztás alapján a faj hazai elterjedése a korábban ismert két négyzetről (Szövényi *et al.* 2001) hétre nőtt, amelyek közül hat az Őrségre illetve a Vendvidékre esik, egy pedig Kőszegtől északkeletre helyezkedik el.



3. ábra. A *Triturus carnifex*, más kétéltűfajok és a *Natrix natrix* előfordulásának hasonlósági viszonyai (ordináció). (Ss = foltos szalamandra, *Salamandra salamandra*; Tc = alpesi tarajosgőte, *Triturus carnifex*; Tv = pettyes gőte, *T. vulgaris*; Ta = alpesi gőte, *T. alpestris*; Ha = zöld levelibéka, *Hyla arborea*; Bub = barna varangy, *Bufo bufo*; Bov = sárgahasú unka, *Bombina variegata*; Bob = vöröshasú unka, *Bo. bombina*; Rt = gyepi béka, *Rana temporaria*; Rec = kecskebéka fajcsoport, *R. esculenta* c.; Nn = vízisikló, *Natrix natrix*).

A magyarországi szaporodó- és élőhelyek jellegzetességei hasonlóak az irodalomban leírt élőhelyekéhez (Griffiths & de Wijer 1994, Griffiths *et al.* 1994). Az embrionális fejlődés idején fontos tényező a szaporodóhely pH-jának változása. Egyes *Triturus* fajok ugyan akár 4,5-es pH mellett is képesek a petéből kikelni, de ilyenkor a fiatal állatok testhossza kisebb, a kikelés ideje pedig korábbra tolódik, ami a túlélési esélyt jelentősen csökkenti. Ezzel összhangban a felmért hazai szaporodóhelyek kémhatása általában semleges vagy enyhén lúgos volt, bár savas kémhatást is észleltünk. Az alacsony oxigénkoncentráció szintén megakadályozza a sikeres szaporodást. Ennek megfelelően Keserűszeren abban a tókában találtunk alpesi tarajosgőtéket, ahol a napszakos mérések során éjszaka is volt oldott oxigén a vízben (2. ábra).

A vízi növényzet az alpesi tarajosgőte előfordulását meghatározó fontos élő környezeti tényező (Ildos & Ancona 1994, Pavignano *et al.* 1990). A kimutatott növényfajok egy része alkalmas arra, hogy az alpesi tarajosgőte nőstények a petéiket a leveleikbe burkolják (Puky *et al.* 2002). Az alpesi tarajosgőte a vízinövé-



4. ábra. Az alpesi tarajosgőte, más kétéltűek és a vízisikló előfordulásának hasonlósági viszonyai (klaszteranalízis). (Ss = foltos szalamandra, *Salamandra salamandra*; Tc = alpesi tarajosgőte, *Triturus carnifex*; Tv = pettyes gőte, *T. vulgaris*; Ta = alpesi gőte, *T. alpestris*; Ha = zöld levelibéka, *Hyla arborea*; Bub = barna varangy, *Bufo bufo*; Bov = sárgahasú unka, *Bombina variegata*; Bob = vöröshasú unka, *Bo. bombina*; Rt = gyepi béka, *Rana temporaria*; Rec = kecskebéka fajcsoport, *R. esculenta* c.; Nn = vízisikló, *Natrix natrix*).

nyekkel való kapcsolata ellenére nagyfokú borítottságot nem igényel, hiszen a kifejlett egyedek általában vízinövényekkel kevéssé benőtt helyen élnek.

A *Triturus* fajok ivararányát több tényező befolyásolja. Hegyvidéki körülmények között például a nemek eltérő túlélési valószínűsége miatt az alpesi gőte (*Triturus alpestris*) hímek nőstényekhez viszonyított aránya 0,25-re csökkenhet (Griffiths 1996). A vizsgálatunkban számított ivararány a hasonló körülmények között élő *Triturus* fajoknál megszokott érték közelében van (Griffiths 1984).

A magyarországi alpesi tarajosgőte állománynál tapasztalt 7,4%-os fejlődési rendellenesség arány nagynak számít, de a jelenség nem egyedi. Ennél a fajnál Pacces Zaffaroni és mtsai 1992-ben és 1996-ban már regisztráltak tömeges végtag-rendellenességet, az azonos fajcsoportba tartozó dunai gőténél Magyarországon mind egyedi esetek, mind tömegjelenség ismert, a tarajos gőténél pedig már a 19. században leírtak egyedi eseteket (Jäckel 1881, Saint-Hilaire 1832).

A különböző *Triturus* fajok együttes előfordulása gyakori, Griffiths (1996) szerint a tarajos gőte mellett a pettyes gőte szinte mindig megtalálható. A közös előfordulást ugyan a tengerszint feletti magasság részben korlátozhatja (Glandt 1980), de 500 méter alatt az általunk vizsgált fajoknál ez még nem érvényesül (Swierad 1980). Ezzel összhangban áll a fajok együttes előfordulásával végzett klaszteranalízis eredménye, hiszen az alpesi tarajosgőte a vizsgált taxonok közül Magyarországon is a pettyes gőtével fordul elő a leggyakrabban (3. és 4. ábrák). A farkatlan kétéltűek közül nem volt olyan taxon, amelynek előfordulása szoros pozitív korrelációt mutatott az alpesi tarajosgőtéével.

Az alpesi tarajosgőte kiemelt magyarországi védelmét a faj nemzetközi jogi helyzete (ECC 92/43 Directive 1992) és elterjedésének sajátosságai mellett két további tény is nyomatékosítja. Egyrészt a fajcsoport valamennyi tagjához hasonlóan az alpesi tarajosgőte lárváinak 50%-a is elpusztul az embrionális fejlődés folyamán (MacGregor & Horner 1980), tehát életképes utódaik száma viszonylag alacsony. Másrészt jellegzetes hazai élőhelyein a faj hosszú távú fennmaradása nemcsak természetvédelmi, hanem ökológiai szempontból is lényeges, hiszen az alpesi tarajosgőte az őrségi kisvizekben a csúcsragadozó szerepét tölti be. (Halakat nem mutattunk ki az alpesi tarajosgőte élőhelyekről, a vízisikló csak egy helyen fordult elő.)

Az alpesi tarajosgőte fennmaradását lokálisan számos tényező (például mezőgazdasági eredetű vízszennyezés, zavarás, közúti gázolás) veszélyezteti Magyarországon. A legfontosabb tényező az alpesi tarajosgőte populációk által használt sekély állóvizek kiszáradása, de ez az élőhelyvesztés aktív természetvédelmi beavatkozással, újabb szaporodóhelyek létesítésével ellensúlyozható. Mivel az Őrségi Nemzeti Park területén a faj erős állománya él, amelynek hosszú távú fennmaradását az élőhelyek magas szintű jogi védelme is elősegíti, ezért az alpesi

tarajosgőte hazai védelmében a legsürgetőbb beavatkozást a Kőszeg közelében élő kisméretű populáció (az egyedszámot 2002-ben 50-nél kevesebbre becsültük) megőrzése igényli. Ehhez újabb, a kiszáradt élőhelynél mélyebb szaporodóhelyek létesítése szükséges.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönjük a terepmunkában résztvevők lelkesedését, William Watson és Vivian Green hasznos útmutatásait, Kiss Anita sokoldalú részvételét, Ráth Tamásné vízinövény-határozáshoz nélkülözhetetlen tanácsait. Az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság és Csapó Olga a terepmunkával kapcsolatos gyakorlati teendők elrendezésében, dr. Podani János a statisztikai analízis elvégzésében segített. Az angol szöveget Dr. Julian Reynolds (Trinity College, Dublin) ellenőrizte. A Varangy Akciócsoport Egyesület alpesi tarajos gőte kutatóprogramjának anyagi hátterét a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Környezetvédelmi Alap Célelőirányzat „f" kerete biztosította.

Irodalomjegyzék

Arntzen, J. W. (1996): Parameters of ecology and scale integrate the gradient and mosaic models of hybrid zone structure in Bombina toads and Triturus newts. – *Isr. J. Zool.* **42**: 111–119.

Arntzen, J. W. & Thorpe, R. S. (1999): Italian crested newts (Triturus carnifex) in the basin of Geneva: distribution and genetic interactions with autochtonous species. – *Herpetologica* **55**(4): 423–433.

Arntzen, J. W. & Wallis, G. P. (1999): Geographic variation and taxonomy of crested newts (Triturus cristatus superspecies): morphological and mitochondrial DNA data. – *Contr. Zool.* **68**(3): 181–203.

Brede, E. G., Thorpe, R. S., Arntzen, J. W. & Langton, T. E. S. *(2000)*: A morphometric study of a hybrid newt population (Triturus cristatus/T.carnifex): Beam Brook Nurseries, Surrey, U.K. – Biol. J. Linn. Soc. **70**(4): 685–695.

Bucci-Innocenti, S., Ragghianti, M. & Manchino, G. (1983): Investigations of karyology and hybrids in Triturus boscai and T. vittatus, with a reinterpretation of the species group within Triturus (Caudata: Salamandridae). – *Copeia* pp. 662–667.

Dankovics, R. (1999): Kétéltű-hüllő-faunisztikai vizsgálatok Vas megyében. – *Vasi Szemle* **53**(1): 76–96.

Dankovics, R. & Vörös, J. (2000): Az Őrség herpetofaunája. – In Bartha, D.: A tervezett Őrség–Rába Nemzeti Parkot megalapozó botanikai-zoológiai kutatások. pp. 524–531.

Dely, O. Gy. (1967): Kétéltűek – Amphibia. Magyarország állatvilága – Fauna Hungariae s(3). – Akadémiai Kiadó, Budapest, 80 pp.

Dely, O. Gy. (1971): Eine für die ungarische Fauna neue Unterart des Kammolches (Triturus cristatus carnifex (Laurenti)). – *Vertebr. Hung.* **12**: 17–23.

ECC 92/43 Directive (1992): Natural habitats directive of wild living fauna and flora. – *Official J. Europ. Communities.* No. L. **206**: 7–50.

Fodor, A. & Puky, M. (2002): Herpetological methods: II. Protocol for monitoring amphibian deformities under temperate zone conditions. – *Opusc. Zool.* **34**: 35–42.

Gent, T. & Gibson, S. (1998): *Herpetofauna Workers' Manual.* – Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, 152 pp.

Glandt, D. (1980): Die quantitative Verticalverbreitnung der Molch-Arten, Gattung Triturus (Amphibia, Urodela) in der Bundesrepublik Deutschland. – *Bonn. Zool. Beitr.* **31**: 97–110.

Griffiths, R. A. (1984): Seasonal behaviour and intrahabitat movements in an urban population of Smooth newts, Triturus vulgaris (Amphibia: Salamandridae). – *J. Zool.* **203**: 241–251.

Griffiths, R. A. (1996): *Newts and salamanders of Europe.* – T. & A. D. Poyser Natural History, London, 188 pp.

Griffiths, R. A. & de Wijer, P. (1994): Differential effects of pH and temperature on embryonic development in the British newts (Triturus). – *J. Zool.* **234**: 613–622.

Griffiths, R. A., de Wijer, P. & May, R. T. (1994): Predation and competition within an assemblage of larval newts (Triturus). – *Ecography* **17**: 176–181.

Ildos, A. S. & Ancona, N. (1994): Analysis of amphibian habitat preferences in a farmland area (Po Plain, northern Italy). – *Amphibia–Reptilia* **15**(3): 307–316.

Jäckel, P. (1881): Ein fünfbeiniger Triturus cristatus. – *Zool. Gart.* **22**: 156.

Kalezic, M. L., Cvetkovic, D., Djorovic, A. & Dzukic, G. (1994): Paedomorphosis and differences in life-history traits of two neighbouring crested newt (Triturus carnifex) populations. – *Herpetol. J.* **4**: 151–158.

A környezetvédelmi miniszter 13/2001. (V. 9.) KöM rendelete (2001): A védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről. – *Magyar Közlöny* **53**: 3446–3511.

Litvinchuk, S., Sokolova, T. M. & Borkin, L. J. (1994): Biochemical differentiation of the Crested Newt (Triturus cristatus group) in the territory of the former USSR. – *Abhandl. Berichte f. Naturkunde* **17**: 67–47.

MacGregor, H. C. & Horner, H. A. (1980): Heteromophism for chromosome 1, a requirement for normal development in crested newts. – *Chromosoma* **76**: 111–122.

Nöllert, A. & Nöllert, C. (1992): *Die Amphibien Europas: Bestimmung, Gefärdung, Schutz.* – Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co., Stuttgart, 382 pp.

Pacces Zaffaroni, N., Arias, E., Lombardi, S. & Zavanella, T. (1996): Natural variation in the appendicular skeleton of Triturus carnifex (Amphibia: Salamandridae). – *J. Morphol.* **230**: 167–175.

Pacces Zaffaroni, N., Arias, E. & Zavanella, T. (1992): Natural variation in the limb skeletal pattern of the crested newt, Triturus carnifex (Amphibia: Salamandridae). – *J. Morphol.* **213**: 265–273.

Pavignano, I., Giacoma, C. & Castellano, S. (1990): A multivariate analysis of amphibian habitat determinants in north western Italy. – *Amphibia–Reptilia* **11**(4): 311–324.

Podani, J. (1993): SYN-TAX. Computer programs for multivariate data analysis in ecology and systematics. – *Abstracta Botanica* **17**: 289–302.

Puky, M. (2001): Herpetological methods: I. On the use of the road transect method in surveying amphibians with examples from different zoogeographical regions of Hungary. – *Opusc. Zool.* **33**: 75–81.

Puky, M. & Fodor, A. (2002): Occurrence of amphibian deformities along the Hungarian section of the River Danube, Tisza and Ipoly. – *Limnological Reports* **34**: 845–852.

Puky, M., Fodor, A., Molnár, Á., Hámori, M., Tinya, F. & Jónás, Sz. (2003): Nyugat-magyarországi alpesi tarajosgőte (Triturus carnifex) élőhelyek jellemzése. – *Hidrológiai Közlöny* **83:** 125–126.

Saint-Hilaire, G. (1832): *Histoire généraleet particuliére des anomalies de l'organisation chez l'homme et les animaux. Vol. I.* – Bailliére, Paris, 746 pp.

Sotiropoulos, K., Legakis, A. & Polymeni, R. M. (1995): A review of the knowledge on the distribution of the genus Triturus (Rafinesque, 1815) in Greece (Caudata: Salamandridae). – *Herpetozoa* **8**(1/2): 25–34.

Swierad, J. (1980): Vertical ranges of four species of newts in West Beskid Mountains (Carpathian Mountains, South Poland). – *Acta Biol. Cracov. Ser. Zool.* **22**: 35–48.

Szövényi, G., Tartally, A., Puky, M. & Molnár, P. *(2001):* Occurrence of the alpine crested newt, Triturus carnifex in Hungary. – Biota **2**: 114–115.

Tartally, A., Szövényi, G., Molnár, P. & Puky, M. (2001): Az alpesi tarajos gőte (Triturus carnifex (Laurenti, 1768)) előfordulása Magyarországon. – *Folia hist. nat. Mus. Matr.* **25**: 309–314.

Tvrtkovic, N. & Kletecki, E. (1993): Vertebrates of the Velebit Mountain (Croatia). Part I.: amphibians. – *Natura Croatica* **2**(1): 27–46.

Wallis, G. P. & Arntzen, J. W. (1989): Mithochondrial-DNA variation in the crested newt superspecies: limited cytoplasmic gene flow among species. – *Evolution* **43**(1): 88–104.

Wolterstorff, W. (1923): Übersicht der Underarten und Formen des Triton cristatus Laur. – *Blätter Aquarien und Terrarienkunde* **34**: 120–126.

Zajc, I. & Arntzen, J. W. (1999): Phylogenetic relationships of the European newts (genus Triturus) tested with mitochondrial DNA sequence data. – *Contr. Zool.* **68**(2): 73–81.

Distribution, habitat characteristics and protection of the Alpine Crested Newt (*Triturus carnifex* Laurenti 1768) in Hungary

Puky, M.[1], Fodor, A.[2], Molnár, Á.[3], Hámori, M.[3], Tinya, F.[3], Fodor, A.[3]
Molnár, P.[4], Hajdu, Á.[4] and Jónás, Sz.[4]

[1]Hungarian Danube Research Station, Institute of Ecology and Botany, HAS
H-2131 Göd, Jávorka S. u. 14, Hungary
[2]Department of Systematic Botany and Ecology, Eötvös Lóránd University
H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C, Hungary
[3]Department of Systematic Zoology and Ecology, Eötvös Lóránd University
H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C, Hungary
[4]Declining Amphibian Populations Task Force Hungary
H-1013 Budapest, Pauler u. 19, Hungary

Abstract: The Alpine Crested Newt has been protected in Hungary since 2001. The 2002 survey yielded more information on the distribution of this species from two to seven 10 km × 10 km UTM squares. Six of them are adjacent (Fig. 1), while there is an isolated population in the seventh, northeast of Kőszeg. The length of the individuals is similar to that in other countries, the average sex ratio was 1.35. A high frequency of deformity was found in the Hungarian *Triturus carnifex* populations, 7.4% of the animals had tail, eye or leg deformities. Altogether eleven amphibian taxa and one reptile species were recorded, the presence of *T. carnifex* and *T. vulgaris* was positively correlated (Fig. 3. and 4.). Due to population and habitat size, habitat characteristics and legal status, the most important step in the conservation of *Triturus carnifex* in Hungary is the active protection of the isolated northern population. The excavation of new breeding sites is of utmost importance in this process.

Key words: Amphibia, conservation, distribution, macrophyton, *Triturus carnifex,* water chemistry

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 411–418, 2004

Fajvédelmi programok létjogosultsága és feladatai Magyarországon: az elevenszülő gyík (*Zootoca vivipara* Mayer & Bischoff, 1996) vizsgálatának eredményei és tanulságai

Puky Miklós[1], Hajdu Ádám[2], Yann Surget-Groba[3] Benoit Heulin[4] és Gaetano Odierna[5]

[1]*MTA ÖBKI Magyar Dunakutató Állomás*
2131 Göd, Jávorka S. u. 14, E-mail: h7949puk@ella.hu
[2]*Varangy Akciócsoport Egyesület, 1013 Budapest, Pauler u. 19*
[3]*CNRS, UMR 6553, Laboratoire de Parasitologie Pharmaceutique Universite Rennes*
Avenue du Professeur Leon Bernard, 35043 Rennes Cedex, Franciaország
[4]*Station biologique de Paimpont, 35380 Paimpont, Franciaország*
[5]*Dipartimento di Biologia Evolutiva e Comparata Univiversitá di Napoli Federico II*
Via Mezzocannone 8, I–80134 Naples, Olaszország

Összefoglaló: Az elevenszülő gyík magyarországi elterjedésének, szaporodásmódjának, rokonsági viszonyainak és természetvédelmi helyzetének vizsgálata 2000-ben kezdődött. A faj hazai előfordulását az 1. ábra mutatja. A populációk egyedsűrűsége alacsony, egyes korábban ismert populációi kipusztultak. A román határ közelében a keleti, *sachalensis*, a Tiszától északra a nyugati, *vivipara* alfaj él. A Hanságban egy korábban csak Ausztriából leírt genetikai szerkezetű klád él. Az ócsai populáció jellegzetességei valamennyi korábban ismert állománytól különböznek, mert elevenszülő, kromoszómaszám és szerkezet alapján a tojásrakó *carniolica*, mtDNS-ük szerkezete alapján viszont az elevenszülő *sachalensis* alfajhoz hasonló egyedek alkotják. Mindennek az elevenszülés kialakulásával kapcsolatos elméletek fejlődése mellett természetvédelmi szempontból is nagy jelentősége van. A genetikai sokféleség megőrzése miatt az elevenszülő gyík ócsai állományának fokozott hazai védelme jogszabályi és gyakorlati szinten egyaránt indokolt, nemzetközileg is fontos feladat.

Kulcsszavak: elterjedés, kromoszómaszám, kromoszómaszerkezet, mtDNS, szaporodásmód, természetvédelem, *Zootoca vivipara*

Bevezetés

A modern természetvédelem elsősorban területek megóvásán keresztül működik, fajvédelemre azonban elméleti és gyakorlati okok miatt ebben a védelmi rendszerben is szükség van. Egyrészt az emberi megismerés véges határai kényszerítenek populáció, illetve fajszintű mérésekre. Másrészt kiemelt fajok segítségével a célkitűzések pontosabban megfogalmazhatóak, a változások könnyebben mérhetők, és az eredmények értékelése is egyértelműbb kulcsfajok, indikátorfajok

kijelölésével. Harmadrészt az eredmények ismertetése is egyszerűbb, a programokhoz kapcsolódó környezeti nevelési feladatok is könnyebben elvégezhetők, ha az eredmények fajszintű értékelése is megtörténik.

A magyar fajvédelmi programok kiemelt nemzetközi jelentőségét az ország sajátos állatföldrajzi helyzete, a pannóniai régió léte is alátámasztja. Ennek egyik következménye, hogy hazánk területén számos faj perempopulációi élnek. Ezek vizsgálata állatföldrajzi, genetikai és természetvédelmi szempontból is lényeges. Az ilyen felmérések egyrészt a fajok pontos elterjedési területét tisztázzák, másrészt a szegélyterületeken élő állományok gyakran eltérő genetikai jellegzetességeit tárják fel, harmadrészt a gyakran izolált, kevésbé optimális környezeti körülmények között élő populációk hosszú távú fennmaradását is elősegítik. A fentiek alátámasztására az elevenszülő gyík (*Zootoca vivipara* Mayer et Bischoff, 1996) programot ismertetjük. A szakirodalom a *Lacerta* és a *Zootoca* nevet egyaránt használja, ebben a cikkben a Magyarországon hivatalosan elfogadott (13/2001. V. 9. KöM rendelet 2001) *Zootoca* elnevezést használjuk.

Az elevenszülő gyík Európa legnagyobb elterjedési területű hüllője (Böhme 1997), ami a szaporodásmódja miatt (Heulin *et al.* 1991) a sarkkörön túli területeken is megél. Elterjedési területének déli részén egyre inkább hegyvidéki faj, északon alacsony tengerszint feletti magasságon találjuk (Böhme 1997). Magyarországon szigetszerűen, nagyrészt hűvösebb mikroklímájú alföldi élőhelyeken (Hanság, Duna–Tisza köze, Tiszahát, Nyírség) fordul elő (Dely 1983). A kifejlett egyedek teljes hossza 12–17 cm (Beebee & Griffiths 2000, Dely 1983). Maximális életkoruk alacsonyan fekvő területeken 8 év, ivarérettségüket 1–2 éves korban érik el (Heulin *et al.* 1994, Strijbosch & Creemers 1988). Utódaikat júniusban vagy július végén, augusztus elején hozzák világra. Ezek általában már az anya testében kikelnek, de egyes elevenszülő gyík populációk ovopar módon szaporodnak (Heulin *et al.* 2000). Ez utóbbi esetben a tojásból való kikelés 30 napon belül megtörténik (Heulin *et al.* 1994). A tojásrakó populációk genetikailag elkülönülnek az elevenszülő állományoktól (Guillaume *et al.* 1997, Heulin *et al.* 2000), de a keresztezési kísérletek szaporodóképes utódokat eredményeztek (Arrayago *et al.* 1996).

Az elevenszülő gyík vizsgálata az elmúlt évtizedben is jelentős eredményeket hozott. Megváltozott a faj taxonómiai besorolása (Mayer & Bischoff 1996), és a genetikai vizsgálatok eltérő kromoszómaszámú egyedeket írtak le (Kupriyanova & Böhme 1997). A Kárpát-medencében élő elevenszülő gyík állomány nemzetközi jogi védelme magas szintű, hiszen a *pannonica* alfaj az Európai Unió Élőhely Irányelvében is szerepel (92/43EEC 1992).

A Station biologique de Paimpont-nal együttműködésben az MTA ÖBKI Magyar Dunakutató Állomás és a Varangy Akciócsoport Egyesület 2000-ben indí-

totta el elevenszülő gyík kutatóprogramját. A vizsgálat célja, hogy feltérképezze az elevenszülő gyík magyarországi elterjedését, leírja az egyes populációk jellegzetességeit, természetvédelmi helyzetét és rokonsági viszonyait (ez utóbbi célkitűzés megvalósítása egy átfogó, egész Európára kiterjedő nemzetközi együttműködés részét képezi, amely az elevenszülő gyík alfaji tagolódásának genetikai alapjait vizsgálja).

Módszerek

Az elevenszülő gyík magyarországi populációinak vizsgálatát 2000 nyarán kezdtük. 2002 végéig összesen több mint 150 terepnapot töltöttünk korábban ismert hazai élőhelyek ismételt vizsgálatával. Az Országos Kétéltű és Hüllő Ponttérképezés (Puky *et al.* 2001) keretében új lelőhelyek leírására is sor került. Az előfordulás rögzítése mellett lehetőség szerint jellegzetes morfometriai paramétereket is felvettünk (testhossz, farokhossz, elülső végtag hossza, hátulsó végtag hossza, két végtag közötti távolság, fejvért hossza és szélessége, testtömeg).

A szaporodásmód meghatározásához június közepén állományonként két-két nőstényt gyűjtöttünk be, amelyeket a vizsgálat befejezése után az utódokkal együtt az eredeti élőhelyen engedtünk el. A későbbi genetikai vizsgálatok elvégzéséhez a farokvesztés természetes folyamatát felhasználva populációnként öt gyík farokvégét 95%-os alkoholban tartósítottuk. A mitokondriális DNS szekvenálásával meghatároztuk a citokrom b gén szerkezetét (részletesen lásd Surget-Groba *et al.* 2001). A kromoszómavizsgálatokhoz testtömeg grammonként 0,01 ml 0,1 mg/ml koncentrációjú kolhicin oldatot használtunk. A hagyományos festési eljárás mellett (5% Giemsa oldat, semleges pH) a C-sávok vizsgálata (Sumner 1972) és szekvenálása is megtörtént (Odierna *et al.* 2001).

Eredmények

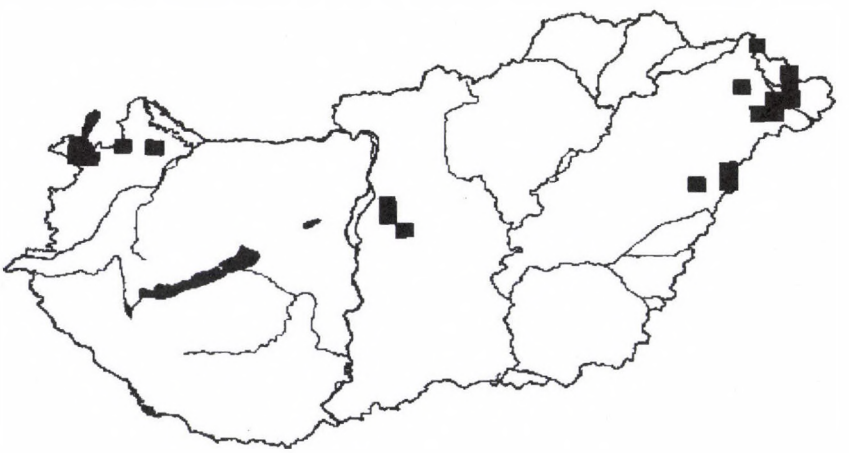
Az elevenszülő gyík magyarországi előfordulását az 1. ábra mutatja. A fajt 2000 és 2002 között mindkét olyan faunajárásból sikerült kimutatni, ahol korábban is élt (Dely 1957). Elsősorban az őszi kaszálások utáni, valamint a tavaszi mintavétel volt sikeres, mert nyáron a nagy meleg és még inkább a magas növényzet miatt sokkal nehezebb volt a *Zootoca vivipara* állományok felmérése. Az állatok leggyakrabban a lekaszált láprétek szegélyében fordultak elő, de emellett a levágott és otthagyott fűcsomók közelében is találtunk egyedeket, ami az irodalmi adatokkal megegyező térbeli eloszlást mutat (Glandt 1991). Az egyedek döntő többsé-

ge a fajra jellemző barna alapszínű volt (Beebee & Griffiths 2000), de Bátorligeten egy teljesen fekete példány is előfordult. A populációk egyedsűrűsége hektáronként 10 és 50 egyed között változott. A kifejlett állatok jelentős részének, több mint 50%-ának volt faroksérülése. Valamennyi vizsgált populáció elevenszülő, a Magyarország különböző részein élő elevenszülő gyík állományok genetikai szerkezete azonban eltér egymástól. A román határ közelében a keleti, *sachalensis* (a hímeknek 36, a nőstényeknek 35 kromoszómája van, a W kromoszóma kétágú), a Tiszától északra a nyugati, *vivipara* (a hímeknek 36, a nőstényeknek 35 kromoszómája van, a W kromoszóma kétágú) alfaj él. A Hanságban egy korábban csak Ausztriából leírt genetikai szerkezetű, „közép-európai" klád él (a hímeknek 36, a nőstényeknek 35 kromoszómája van, a W kromoszóma egyágú).

Az ócsai populáció kromoszómaszerkezet és kromoszómaszám tekintetében is különbözik a többi magyarországi állománytól. A hímeknek és a nőstényeknek is azonos számú, 2n = 36 kromoszómájuk van. A nemek kromoszómaszerkezete eltér, a hímeknek 36 telocentrikus kromoszómájuk, a nőstényeknek 35 akrocentrikus makrokromoszómájuk és egy mikrokromoszómájuk van. Valamennyi autoszóman megfigyelhetők centrometrikus C-sávok, nagy részükön telometrikus C-sávok is vannak. A mikrokromoszóma szinte teljesen heterokromatikus.

Értékelés

Felmérésünk szerint az elevenszülő gyík mindkét olyan hazai faunajárásban előfordult, ahol korábban élt, de a párhuzamosan zajló intenzív hüllő ponttérképe-



1. ábra. Az elevenszülő gyík magyarországi előfordulása (a faj jelenlétét a fekete 10 km × 10 km-es UTM négyzetek jelzik).

zés ellenére sem találtunk nagyszámú új élőhelyet (Puky *et al.* 2001). Böhme (1997) feltételezésével szemben tehát az elterjedési térkép (1. ábra) elsősorban nem a tudományos kutatás alacsony intenzitása, hanem a *Zootoca vivipara* állományok hiánya miatt ábrázol egymástól elkülönülő foltokat. További térképezés várhatóan néhány újabb populáció felfedezését eredményezi (ahogy ez a 2000–2002-es felmérés esetében is történt), a faj országos előfordulása alapján azonban az elevenszülő gyík Magyarországon ritka. Egyedsűrűsége általában kisebb, mint az irodalmi értékek (Strijbosch & Creemers 1988). Egyes korábban ismert populációi, ahogy azt Dely (1957) feltételezte, kipusztultak. Noha európai állománya az elterjedési terület nagy részén stabil (Terhivuo 1993), hazai állományának egy része veszélyeztetett. Védelme elsősorban területvédelemmel, az élőhelyek védetté nyilvánításával, további izolációjának megakadályozásával (Boudjemadi *et al.* 1999) és megfelelő kezelésével biztosítható. Az élőhelyek megőrzése ennél a fajnál is kiemelten fontos, mert az áttelepített felnőtt egyedek mortalitása nagyobb, szaporodási sikere pedig kisebb, mint az eredeti élőhelyükön élő állatoké (Massot *et al.* 1994).

A sejtmag genetikai szerkezete alapján korábban hat elevenszülő gyík alfajt, illetve kládot különítettek el (Odierna *et al.* 2001), amit a mitokondriális DNS vizsgálata is megerősített (Surget-Groba *et al.* 2001). A *pyreneica* alfajként leírt pireneusi tojásrakó állomány (a hímeknek 36, a nőstényeknek 35 kromoszómája van, a W kromoszóma egyágú) földrajzilag izolált az elevenszülő populációktól (Heulin & Guillaume 1989), szemben a szlovéniai állománnyal (Heulin *et al.* 2000, Odierna *et al.* 2001, Surget-Groba *et al.* 2001), amit Mayer és mtsai (2000) *carniolica* alfajként írtak le (mind a hímeknek, mind a nőstényeknek 36 kromoszómájuk van, ami megegyezik az ócsai populáció kromoszómaszámával). A szlovéniai állományhoz rendkívül hasonló genetikai szerkezetű tojásrakó populáció él Északnyugat-Olaszországban is (Ghielmi *et al.* 2001, Heulin *et al.* 2002, Surget-Groba *et al.* 2002).

Az ócsai populáció jellegzetességei valamennyi korábban ismert állománytól különböznek. Szaporodásmódja elevenszülő, kromoszómaszáma és szerkezete alapján azonban a tojásrakó *carniolica* alfajhoz áll közel, mitokondriális DNS-e viszont az elevenszülő *sachalensis* alfajhoz teszi hasonlóvá. Mindennek a faj törzsfejlődésének rekonstrukciója mellett az elevenszülés kialakulásával kapcsolatos elméletek szempontjából is nagy jelentősége van. A korábbi elképzelések (Heulin *et al.* 1993, 1997, Odierna *et al.* 2001, Surget-Grouba *et al.* 2001) genetikai és mitokondriális DNS vizsgálatok alapján (Bea *et al.* 1990, Guillame *et al.* 1997, 2000, Salvidio *et al.* 1990) egyszeri eseménynek tekintették az elevenszülés kialakulását, amit ez a felfedezés jelentősen átalakíthat.

A fenti megállapítások természetvédelmi szempontból is fontosak, hiszen az egyedülálló genetikai állományú populációk eddigi ismereteink szerint csak Magyarországon, kis egyedszámban és rendkívül korlátozott területen élnek. Ennek megfelelően jogszabályi és gyakorlati (például területvédelmi, kezelési) szinten egyaránt indokolt a meglévő állományok fokozott védelme. A szakmai védelem mellett az elevenszülő gyík példája a közvélemény informálására, környezeti tudatformálásra is jól felhasználható.

Magyarországon hosszú időre tekint vissza a fajvédelem gyakorlata, amit a természetvédelem hivatásos szervezetének létrehozása tovább erősített. A nemzetközi tendenciák és jelenkori igények figyelembevételével azonban a 21. század elején a hazai fajvédelmi programok körének kiszélesítése, módszertanának megújítása szükséges, hiszen a természetvédelmi beavatkozások sikere a populáció, illetve a faj szintjén mérhető a legegyértelműbben. Ennek megfelelően számos, a változó testhőmérsékletű gerinceseket és a gerincteleneket is érintő (például monitorozó) program indítása szükséges, a vizsgálati módszertanban pedig a klasszikus terepmódszerek célorientált felülvizsgálata mellett egyre több esetben indokolt laboratóriumi vizsgálatok elvégzése is, hogy a természetvédelmi prioritások kijelölése megfelelő háttér-információk alapján történhessen meg.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönjük Beke István, Erica Donnison, Fülöp Tibor, Kelemen Attila, Máté Rudolf, Molnár Péter és Nagy László terepmunkához nyújtott szíves segítségét. Az angol szöveget Dr. Julian Reynolds (Trinity College, Dublin) ellenőrizte. A terepmunka egy részének végrehajtását a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium a KAC „h" keretéből támogatta.

Irodalomjegyzék

Arrayago, M. J., Bea, A. & Heulin, B. (1996): Hybridization experiment between oviparous and viviparous strains of Lacerta vivipara: a new insight into the evolution of viviparity in reptiles. – *Herpetologica* **52**(3): 333–342.

Bea, A., Guillaume, C., Arrayago, M., Heulin, B. & Pasteur, G. (1990): Phénotypes enzymatiques de Lacerta vivipara: premières données comparatives entre populations ovipares et vivipares de cette espĉce. – *C. R. Acad. Sci.* **310**: 237–243.

Beebee, T. J. C. & Griffiths, R. A. (2000): *Amphibians and reptiles. A natural history of the British herpetofauna.* – The New Naturalist Library, Harper Collins Publishers, London, 270 pp.

Boudjemadi, K., Lecomte, J. & Clobert, J. (1999): Influence of connectivity on demography and dispersal in two contrasting habitats: An experimental approach. – *J. Animal Ecol.* **68**(6): 1207–1224.

Böhme, W. (1997): Lacerta vivipara Jacquin, 1787. – In Gasc, J.-P. *et al.*: *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europea Herpetologica & Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, pp. 268–269.

Dely, O. Gy. (1957): Contributions á l'étude de l'habitat du lézard vivipare (Lacerta vivipara Jacquin) dans la grande plaine hongrois. – *Opusc. Zool.* **2**: 13–20.

Dely, O. Gy. (1983): Hüllők – Reptilia. *Magyarország Állatvilága. Fauna Hungariae. XX.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 120 pp.

ECC 92/43 Directive (1992): Natural habitats directive of wild living fauna and flora. – *Official J. Europ. Communities, No. L.* **206**: 7–50.

Ghielmi, S., Heulin, B., Surget-Groba, Y. & Guillaume, C. P. (2001): Identification de populations ovipares de Lacerta (Zootoca) vivipara en Italie. – *Bull. Soc. Herpetol. Fr.* **98**: 19–29.

Glandt, D. (1991): The vegetation structure preferred by the sand lizard (Lacerta agilis) and the common lizard (Lacerta vivipara) in an experimental outdoor exclosure. – *Acta Biol. Benrodis* **3**(1): 79–86.

Guillaume, C. P., Heulin, B. & Bechkov, V. (1997): Biogeography of Lacerta (Zootoca) vivipara: reproductive mode and enzymes phenotypes in Bulgaria. – *Ecography* **20**: 240–246.

Guillaume, C. P., Heulin, B., Arrayago, M. J., Bea, A. & Brana, F. (2000): Refuge areas and suture zones in the Pyrenean and Cantabrian regions: geographic variation of the female MPI sex-linked alleles among oviparous populations of the lizard Lacerta (Zootoca) vivipara. – *Ecography* **23**: 3–11.

Heulin, B. & Guillaume, C. (1989): Extension géographique des populations ovipares de Lacerta vivipara. – *Rev. d'Ecol., Terre et Vie* **44**(3): 39–45.

Heulin, B., Osenegg, K. & Lebouvier, M. (1991): Timing of embryonic development and birth rates in oviparous and viviparous strains of Lacerta vivipara: testing the predictions of an evolutionary hypothesis. – *Acta Oecol.* **12**(4): 517–528.

Heulin, B., Osenegg, K. & Michel, D. (1994): Survie et incubation des oeufs dans deux populations ovipares de Lacerta vivipara. – *Amphibia–Reptilia* **15**(2): 199–219.

Heulin, B., Ghielmi, S., Vogrin, N., Surget-Groba, Y. & Guillaume, C. (2002): Variation in eggshell characteristics and in intra-uterine egg retention between two oviparous clades of the lizard Lacerta vivipara: insight into the oviparity-viviparity continuum in Squamates. – *J. Morphol.* **252**: 255–262.

Heulin, B., Guillaume, C. P., Vogrin, N., Surget-Groba, Y. & Tadic, Z. (2000): Further evidence of the existence of oviparous populations of Lacerta (Zootoca) vivipara in the NW of the Balkan Peninsula. – *C. R. Acad. Sci.* **323**(5): 461–468.

A környezetvédelmi miniszter 13/2001. (V. 9.) KöM rendelete (2001): A védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről. – *Magyar Közlöny* **53**: 3446–3511.

Kupriyanova, L. A. & Böhme, W. (1997): New data on the distribution of different forms of Zootoca vivipara in eastern and western Europe: chromosomal analysis. – In: Böhme, W., Bischoff, W. & Ziegler, T. (eds): *Herpetologia Bonnensis*. S.E.H., Bonn, pp. 199–206.

Massot, M., Clobert, J., Lecomte, J. & Barbaults, R. (1994): Incumbent advantage in common lizards and their colonising ability. – *J. Animal Ecol.* **63**(2): 431–440.

Mayer, W. & Bischoff, W. (1996): (Beiträge zur taxonomischen Revision der Gattung Lacerta (Reptilia: Lacertidae), Teil 1: Zootoca, Omanosaura, Timon und Teira als eigenständige Gattungen. – *Salamandra* **32**: 163–170.

Mayer, W., Böhme, W., Tiedeman, F. & Bischoff, W. (2000): On oviparous populations of Zootoca vivipara in south-eastern central Europe and their phylogenetic relationships to neighbouring viviparous and south-west European oviparous population. – *Herpetozoa* **13**: 59–69.

Odierna, G., Heulin, B., Guillaume C. P., Vogrin, N., Aprea, G., Capriglione, T., Surget-Groba, Y., & Kupriyanova, L. (2001): Evolutionary and biogeographical implications of the karyological variations in the oviparous and viviparous forms of Lacerta vivipara. – *Ecography* **24**: 332–340.

Puky, M., Schád, P., Sipos, V., Fodor, A., Szövényi, G., Hajdu, Á., Molnár, P., Tartally, A., Gémesi, D., Tompa, F. & Kéri, A. (2001): Intensive herpetofauna mapping in Hungary. – *Biota* **2**: 103–104.

Salvidio, S., Pasteur, G., Heulin, B., Böhme, W., Kupriyanova, L. & Guillaume, C. (1990): Natural selection and geographical variation in a known sex-linked gene of the common lizard in Europe. Implications for chromosomal evolution. – *Heredity* **64**: 131–138.

Strijbosch, H. & Creemers, R. C. M. (1988): Comparative demography of sympatric populations of Lacerta vivipara and Lacerta agilis. – *Oecologia* **76**(1): 20–26.

Sumner, A. T. (1972): A simple technique for demonstrating centromeric heterochromatin. – *Expl. Cell. Res.* **75**: 304–306.

Surget-Groba, Y., Heulin, B., Ghielmi, S., Guillaume, C. P. & Vogrin, N. (2002): Phylogeography and conservation of the populations of Zootoca vivipara carniolica. – *Biol. Conservation* **106**: 365–372.

Surget-Groba, Y., Heulin, B., Guillaume, C. P., Thorpe, R. S., Kupriyanova, L., Vogrin, N., Maslak, R., Mazzotti, S., Venczel, M., Ghira, I., Odierna, G., Leontyeva, O., Monney, J. C. & Smith, N. D. (2001): Intraspecific phylogeography of Lacerta vivipara and the evolution of viviparity. – *Molecular Phylogenetics and Evolution* **18**(3): 449–459.

Terhivuo, J. (1993): Provisional atlas and status of populations for the herpetofauna of Finland in 1982–1992. – *Ann. Zool. Fenn.* **30**(1): 55–69.

Tasks and necessity of species-oriented conservation programmes in Hungary: results and conclusions of the common lizard (*Zootoca vivipara* Mayer & Bischoff, 1996) project

Puky, M.[1], Hajdu, Á.[2], Surget-Groba, Y.[3], Heulin, B.[4] and Odierna, G.[5]

[1]Hungarian Danube Research Station, Institute of Ecology and Botany, HAS
H-2131 Göd, Jávorka S. u. 14, Hungary
[2]Declining Amphibian Population Task Force Hungary, H-1013 Budapest, Pauler u. 19, Hungary
[3]CNRS, UMR 6553, Laboratoire de Parasitologie Pharmaceutique Universite Rennes
Avenue du Professeur Leon Bernard, 35043 Rennes Cedex, France
[4]Station biologique de Paimpont, 35380 Paimpont, France
[5]Department of Evolutionary and Comparative Biology, University of Naples Federico II
Via Mezzocannone 8, I-80134 Naples, Italy

Abstract: The distribution, reproductive mode, karyological structure and mtDNA characteristics of Hungarian *Zootoca vivipara* populations were studied in 2000–2002. Their presence was proved in all regions, where they had previously been known, but several populations disappeared. Populations with altogether four different genotypes were found in the country. The genetic structure of the isolated populations in the middle of the Great Hungarian Plain had never been recorded elsewhere. They are viviparous, both sexes have 36 chromosomes (2n = 36) like the oviparous *carniolica* subspecies, but their mtDNA resembles that of the Eastern viviparous group. Besides its importance in the development of the hypothesis on viviparity, it also has an international conservation importance as legal and practical measures are to be taken to safeguard the long-term survival of these unique, geographically isolated populations with low individual numbers and very limited distribution.

Key words: conservation, distribution, karyological structure, mtDNA, reproductive mode, *Zootoca vivipara*

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 419–427 , 2004

A rákosi vipera védelmének problémás kérdései

Kovács Tibor

1165 Budapest, Hunyadvár u. 43/a
E-mail: gurgulo@freemail.hu

Összefoglaló: A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) egyike Magyarország fokozottan veszélyeztetett fajainak. Hansági populációja egy apró területre korlátozódik, a kiskunsági metapopulációt alkotó egységek pedig szélsőséges mértékben izolálódtak egymástól. A faj fogyatkozását a 80-as évek óta kísérik figyelemmel, de rejtőzködő életmódja miatt még mindig elégtelen mennyiségű információ áll rendelkezésünkre biológiáját, ökológiáját illetően. A 90-es évektől kifejezetten védelmi célzatú tevékenységek is indultak, de ezek hatása még mindig nem érezhető. 2001 novemberében nemzetközi tanácskozást rendeztek Magyarországon az IUCN Conservation Specialist Breeding Group égisze alatt, melyen 10 ország és számos hazai intézmény képviselői vettek részt. A workshop jellegű találkozó az IUCN által kidolgozott Population and Habitat Viability Assessment protokollja szerint zajlott le. Három fő kérdéscsoport került megvitatásra: (1) életmenet és életképesség modellezése, (2) élőhelykezelés, (3) tenyésztési lehetőségek. Az 1. témakör feltárta a populáció fennmaradását leginkább meghatározó demográfiai elemeket, és rávilágított a még hiányzó adatokra. A 2. témakör leginkább kiélezett dilemmája a vipera élőhelyek vízvisszatartási célzatú elárasztásának kérdése volt. A 3. témakörben pro és contra érvek hangzottak el a zárttéri és a félvad tenyésztési módszerek oldaláról. A találkozó eredményeit az IUCN átadta a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztériumnak, és elküldte az érintett nemzeti parkoknak is.

Kulcsszavak: PHVA elemzés, védelem, *Vipera ursinii rakosiensis*

Bevezetés

A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) egyike Magyarország fokozottan veszélyeztetett állatfajainak. Hansági populációja egy apró területre korlátozódik, a kiskunsági állományát alkotó egységek pedig szélsőséges mértékben izolálódtak egymástól.

A faj fogyatkozását az 1980-as évek óta kísérik figyelemmel, de rejtőzködő életmódja miatt még mindig elégtelen információ áll rendelkezésünkre biológiáját, ökológiáját illetően. Az 1990-es évektől kifejezetten védelmi célzatú tevékenységek is indultak, ezek hatása azonban még mindig nem érzékelhető.

Az első komolyabb védelmi javaslat az Európai Herpetológiai Társaság 1985-ös magyarországi látogatását követően született (Corbett 1985, 1989). Ennek nyomán az 1990-es évek elején a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, valamint a Magyar Természettudományi Múzeum közös kutatási és védelmi prog-

ramot dolgozott ki. A jelenleg is tartó munka elemei közt szerepel az egyedszám folyamatos felmérése, élőhely-rehabilitáció, mikroélőhely-preferencia és aktivitási vizsgálat rádiótelemetriás nyomkövetéssel, valamint genetikai analízissel (Újvári & Korsós 1997, 1999, Újvári *et al.* 2000).

Dacára az elszánt erővel folytatott kutatásoknak, az állomány mérete rohamosan csökkent, amit a terepi szakemberek az egy állatra jutó megtalálási idő sokszorosára emelkedésével tudtak látványosan érzékeltetni (Péchy szóbeli közlés). Még nem született meg egy olyan komplex terv, amely átfogó megoldást nyújt a rákosi vipera védelmi kérdéseire, bár az elmúlt két évben számottevő erőfeszítés történtek ennek érdekében.

2001 novemberében nemzetközi tanácskozást rendeztek Magyarországon az IUCN Conservation Specialist Breeding Group égisze alatt, melyen 10 ország és számos hazai intézmény képviselői vettek részt. A műhelymunka jellegű találkozó az IUCN által kidolgozott ún. Populáció és élőhely életképességi becslés (Population and Habitat Viability Assessment) protokollja szerint zajlott le.

A csökkenés okai

A rákosi vipera állományának csökkenése nem új keletű jelenség. Az 1970-es években végleg kipusztult Ausztriából (Kammel 1992), és valószínűleg ez lett a sorsa a Kolozsvár környéki populációinak is a 1990-es évek közepén (Krecsák szóbeli közlés). Ma már nagy vonalakban ismert az a folyamat, melynek során ez a különleges *V. ursinii* alfaj elvesztette életterének nagy részét, bár ennek dinamikája területenként eltérő. Legtisztábban a kiskunsági élőhelyeken lezajlott változásokkal lehet megvilágítani a magas fokú veszélyeztetettséghez vezető út stációit.

Az élőhely átalakulása

A XVII. század végén, a török kiűzését követően pusztai tájkép jellemezte a Kiskunságot (Korsós *et al.* 2001). A homoktalajú buckahátakon száraz gyepeket, legelőket tartottak fenn, míg a buckaközöket vízállások és más vizes élőhelyek különféle típusai töltötték ki (mocsárrétek, turjánosok stb.). Részben politikai, részben gazdasági okok miatt 40–50 évvel később elkezdődött a rideg állattartás visszaszorulása, és az 1800-as évek végére a gabonatermesztés fellendítése végett művelés alá vonták a magasabban fekvő szárazulatokat. A szántóföldek kiterjesztésének következő lépése a buckaközök vizeinek lecsapolása volt, amely egészen a XX. század közepéig elhúzódott. Végül pedig a maradék legelőterületeket az 1980-as években állami dotációra alapozva beszántották, még a gabonatermesztésre legke-

vésbé alkalmas területeken is. A rendszerváltást követő földprivatizáció sem hozott lényegi változást, hiszen a gazdák zömében szántónak vagy faültetvénynek (akác) használták visszakapott földjeiket.

A száraz gyepek és vizenyős területek apró foltjai ma már jószerével csak nemzeti parki területeken találhatók meg, és a rákosi vipera volt kiskunsági metapopulációja teljesen izolálódott egységekre esett szét.

Irtóhadjáratok és illegális gyűjtések

Egészen a XX. század második feléig a hazai viperákat mesterségesen is gerjesztett ellenszenv övezte (Korsós *et al.* 2001), és számos helyen díjjal jutalmazták a levágott viperafejek beszolgáltatóit. Védelmet javasló írások, közlemények csak az 1970-es évek végén bukkantak fel először a hazai sajtóban (Schmidt 1978). A védettség létrejöttével párhuzamosan azonban nagymértékben megszaporodtak az illegális tenyészetek részére gyűjtő akciók, hiszen az állat értéke többszörösére ugrott a feketepiacon. Számos szakértő megközelítő becslését összegezve, a kiskunsági populációkból így kikerült egyedek száma 500 és 2000 között lehetett.

Genetikai leromlás

A Magyar Természettudományi Múzeum és a Szent István Egyetem munkatársai vetették fel először annak lehetőségét, hogy a maradvány populációkban beltenyésztődési folyamat indulhatott el. Liptói és mtsai (1999) kromoszómahibát fedeztek fel rákosi viperából vett mintán. Ezt az inkább sejtéseket felvető tanulmányt Újvári és mtsai (2002) alaposabb kutatásai a viperagenom *mhc* komponensén fejlesztették tovább. A szerzők kimutatták, hogy igen magas fokú homozigócia jellemzi a kiskunsági populációkat, mely nagyon gyors kihaláshoz vezethet.

Katonai tevékenység és tűzesetek

A rákosi vipera egyik legjelentősebb kiskunsági élőhelyén jelenleg is katonai tevékenység folyik. A belövések mellett fordult már elő véletlen gyulladás és szándékos gyújtogatás is a fel nem robbant lőszerekkel. Az ehhez hasonló tűzesetek káros hatásait Újvári és mtsai (1998) kellő részletességgel taglalták.

A PHVA műhely

Az IUCN Conservation Breeding Specialist Group-ja (CBSG) a Fővárosi Állat- és Növénykerttel közösen 2001 novemberében konferenciát szervezett annak

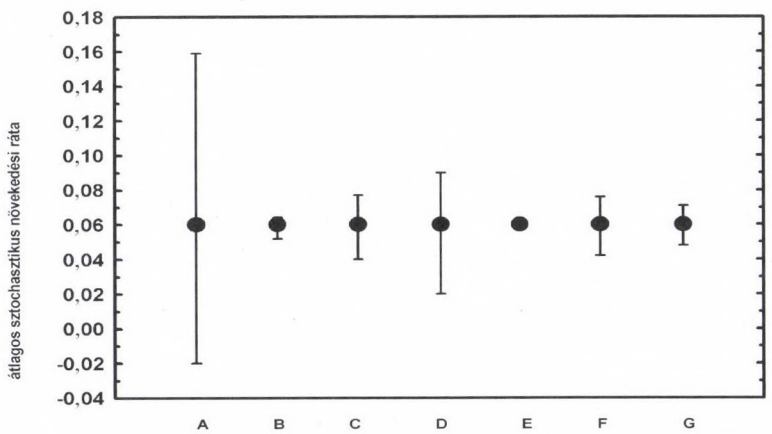
1. táblázat. A populációdinamikai modellezés kiinduló alapparaméterei rákosi viperánál.

paraméter	minimum	maximum
Ivarérés (év)	3	5
Élethossz (év)	9	11
Szaporodó nőstények (%)	45	55
Utódszám	9	13
Szaporodó hímek (%)	45	55
Mortalitás (0–1 év)	45	55
Mortalitás (adult)	27	33

érdekében, hogy a védelmi terv megírásának újabb lendületet adjon. A PHVA (Population and Habitat Viabilty Assessment) eredményeit Kovács és mtsai (2001) jelentés formában adták közre.

Biológiai és populáció életképességi modellezés

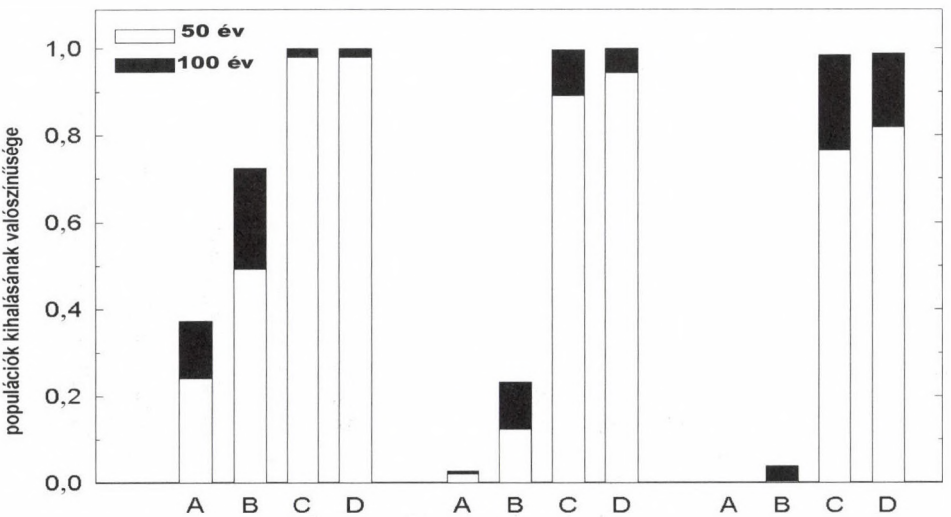
A szekció célja az volt, hogy felépítsen egy számítógépes modellt, amely nagy vonalakban leírja a rákosi vipera populációdinamikáját. A modellezést a Monte Carlo szimulációra épülő Vortex szoftverrel végezték el. A program futtatásához szükséges paramétereket (1. táblázat) adathiány miatt sok esetben közelítő becslésre vagy rokonfajoknál (*Vipera renardi*, *V. u. ursinii*, *V. u. moldavica*) szerzett ismeretekre kellett alapozni. A demográfiai analízis eredményei azt mutatták, hogy a modell populáció – nem meglepő módon – leginkább az ivarérés évére és az utódszámra érzékeny (1. ábra).



1. ábra. Az egyes demográfiai alapparaméterek érzékenysége a modellben. A = ivarérés éve, B = élethossz, C = szaporodó nőstények aránya, D = utódszám, E = szaporodó hímek száma, F = mortalitási ráta a 0–1 éves egyedeknél, G = mortalitási ráta az ivarérett populációban.

Szintén megvizsgálták az időről időre bekövetkező katasztrófák (tűzesetek, áradások) hatását a túlélés valószínűségére nézve. Három különböző méretű alappopulációt tételeztek fel (30, 100 és 500 egyed) különféle katasztrófaeseményeknél 50, illetve 100 év leforgása után. A katasztrófák bekövetkeztének gyakoriságát átlagosan 1/10 évre becsülték (2. ábra). Az eredményekből kitűnik, hogy az elöntések (áradások) lényegesen kisebb kipusztulási valószínűséget idéznek elő, mint a tűzesetek. A kiindulási hipotézisbe beépítették a menekülési lehetőséget elöntés/árvíz esetén. Meglepő eredmény, hogy a kipusztulás valószínűsége 50 éves távlatban nem csökkent számottevően mindkét katasztrófa együttes előfordulása esetén a populáció méretének növelésével sem (30 egyed = 0,98, 100 egyed = 0,95, 500 egyed = 0,82). Száz év elteltével pedig, populációmérettől függetlenül, biztos eltűnést idéz elő a kettős katasztrófahatás, illetve a tűzesetek önmagukban is.

Külön vizsgálták meg a populáció reakcióját évente 3 nőstény és 4 hím eltávolítására. A számok egy szaporítási programhoz szükséges alapállomány mennyiségének felelnek meg. A szimulációt ötéves periódusra, 40 és 30%-os mortalitási rátára, valamint 100 és 30 egyedből álló populációkra végezték el (3. ábra). Az eredmények azt mutatják, hogy a nagyobb populációban, függetlenül a természetes mortalitási rátától, gyakorlatilag alig nőtt meg a kipusztulás kockázata 5 év alatt (maximum 13%). Kisméretű populáció azonban már sokkal érzékenyebben reagál az egyedek eltávolítására, és 40%-os természetes mortalitási rátát véve alapul, már a második évben túllépi az 50%-os valószínűséget.



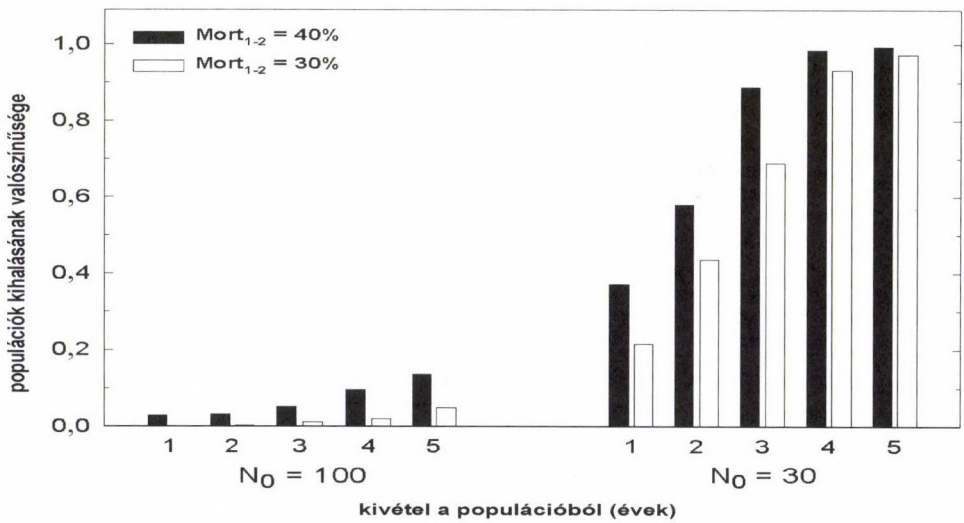
2. ábra. A kipusztulás valószínűsége különböző katasztrófák esetében, eltérő méretű rákosi vipera populációkban. N_0 = populációméret, A = nincs katasztrófa, B = elöntés/árvíz, C = tűzesetek, D = elöntés és tűz együtt.

A fent bemutatott szimulációk nem tökéletesek. A szekció kihangsúlyozta, hogy számos biológiai paraméter tekintetében szinte semmit sem tudunk a rákosi viperáról. Feltétlen szükség van az utódszám pontos ismeretére, a természetben elérhető kor megállapítására, a fiatalkori és ivarérett egyedek mortalitási rátájának feltárására és nem utolsó sorban pontos adatokra az egyes élőhelyek viperáinak egyedszámát és abundanciáját illetően.

Élőhelykezelés

Az élőhelykezelést taglaló szekció szintén számos olyan ökológiai jelleg ismeretének hiányára mutatott rá, amelyek nélkül a védelmi munka kidolgozása lényegesen nehezebb feladatot jelent. Alapkérdésként felvetette azt, hogy ténylegesen beszélhetünk-e populációcsökkenésről. Bár közvetlen bizonyíték nem áll rendelkezésünkre, ismerve az Ausztriában, illetve Romániában a kipusztuláshoz vezető tájátalakítási folyamatot, nincs okunk feltételezni, hogy Magyarországon ez azoktól gyökeresen eltérő lefutású lenne.

A számtalan kérdés közül a két legfontosabb az élőhely kezelésére vonatkozott. (1) Kaszálás: a rétek, legelők füvének eltávolítására ma már szinte kizárólag gépi kaszálást alkalmaznak. A lehetséges technológiák előnyeit és hátrányait így foglalhatjuk össze: (i) Kézi kaszálás: a leginkább környezetkímélő módszer, de a



3. ábra. A kipusztulás valószínűsége meghatározott mennyiségű állatnak a populációból történő kivétele után, N_0 = populációméret.

magángazdák számára teljesen gazdaságtalan. (ii) Modern gépi kaszálás: az alacsonyra állított kaszaéllel gyakorlatilag talajszintig vágják a vegetációt. Közvetlen veszélybe hozza mind az állatot, mind annak búvóhelyeit. (iii) Módosított gépi kaszálás: magasabbra állított kaszákkal természetvédelmi szempontból elfogadható fűmagasságot lehet elérni, azonban kevésbé gazdaságos a tövig nyírásnál. (iv) Legeltetés: természetvédelmi szempontból szintén elfogadható lenne, de a területre jellemző állatállomány átalakításával. A juhok mellett elsődleges szerepet kell kapnia a szürkemarhának. Ez utóbbi magasabban rág és a patája is kevésbé túrja fel a talajfelszínt. (2) Vízvisszatartás: A Kiskunsági Nemzeti Park területén található biotópok fenntartása miatt a vízvisszatartás ma már elismert igény, ugyanis a talajvízszint folyamatos csökkenése gyorsuló kiszáradási folyamathoz vezetett. A szakértő csoporton belül két, egymásnak ellentmondó elképzelés született a rákosi viperának a víz visszatartására adott reakcióját illetően. Az ismeretek hiányában azonban közvetlenül egyik sem bizonyítható.

Az akklimatizációs elmélet hívei szerint a vipera képes tolerálni a magasabb vízszintet, és meg tudná találni azokat az apró kiemelkedéseket, ahol a „vizes évszakot" átvészelheti. Az elképzelés arra a megfigyelésre alapul, amely szerint a felmérések, terepbejárások során megtalált egyedek nagy része is az alacsonyabb fekvésű, nedves réteken került elő.

Egy másik elmélet ezzel szemben azt állítja, hogy a viperák jelenlegi élőhelyhasználata egy roppant előnytelen kényszerhelyzet lehet, és az állatok az aktivitási időszak nagy részét, illetve a telelést a magasabban fekvő szárazulatokon töltenék. Ezek azonban a művelésbe vonás miatt javarészt felszámolódtak.

A rákosi vipera számára optimális élőhelykezelés kialakításához olyan alapkérdésekre kell megtalálni a választ, mint: (i) hol van a rákosi vipera telelőhelye? (ii) Milyen mikroklíma (pl. páratartalom) jellemzi a telelőüregek belsejét és környezetét? (iii) Homogén vagy mozaikos növényzetű élőhelytípus jellemzi az állat élőhelyét?

Szaporítás

Felmerült annak esélye, hogy a rákosi vipera állománya olyan mértékű csökkenést, élőhelye pedig olyan fokú leromlást és feldarabolódást szenvedett el az utóbbi két évtizedben, amelynek visszafordítása rövid távon nem megoldható. Ausztriai példák azt mutatják, hogy a legszigorúbb védelmi intézkedések sem tudják megállítani a kipusztulási folyamatot egy bizonyos egyedszám alatt. A szaporításra két megoldási javaslat született, melyek inkább kiegészíthetik egymást, mintsem ellentmondanának egymásnak. Az egyik egy állatkerti tenyészet 3 nőstény és

4 hím induló létszámmal, a másik egy szabadtéri (Kiskunság) tenyészet 3 hím és 3 nőstény induló létszámmal. A két tenyészeti terv alapkoncepciójának és felépítésének részletes ismertetése megtalálható a PHVA jelentésben, itt csak a legfontosabb előnyök kiemelésére van lehetőség. (1) Az állatkerti tenyészet legfőbb előnyei a könnyű ellenőrzés, a genetikailag optimális párok célzott tenyésztésének lehetősége, terepen nehezen gyűjthető adatokhoz való hozzájutás és a túlélési ráta megnövelése. (2) A szabadtéri tenyészet legfőbb előnyei a minimális hatás a természetes viselkedésre, az újszülöttek jobb alkalmazkodása leendő környezetükhöz, a teljesen természetes táplálékkészlet és a minimális járványveszély.

A szekció foglalkozott még a visszatelepítés kérdéskörével is, és erre vonatkozólag is történtek javaslatok. Azonban ennek részleteiben, egyáltalán végrehajthatóságában nem született megnyugtató egyetértés a tanácskozáson.

Összefoglalás

A rákosi vipera kiskunsági populációit csökkenőnek kell tekintenünk, még ha alkalmanként nagyobb mennyiségű állatot is sikerül megfigyelni. A hatékony védelmi terv kidolgozásához elsősorban a következő kérdésekre kell választ találni: Hogyan szerezhetünk újabb információkat a faj biológiáját, ökológiáját illetően anélkül, hogy érzékelhetően zavarnánk az állatokat? Miképp lehet megállítani a populációkat jellemző alacsony genetikai diverzitás további csökkenését? Milyen körülmények jellemzik az állat telelőüregeit, és ezek pontosan milyen mikroélőhelyen találhatók? Melyik az optimális kaszálási/legeltetési módszer és gazdaságossági szempontból kivitelezhető-e? Mekkora a rákosi vipera akklimatizációs képessége az elárasztott környezetben? Milyen szaporítási módszert érdemes bevezetni?

A hatékony védelmi terv kidolgozásához a továbbiakban is csak a PHVA-hoz hasonló, széles alapon nyugvó szakmai fórumok adhatnak kellő támogatást.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönet illeti mindazokat, akik az elmúlt évtizedben sokat tettek azért, hogy a rákosi viperáról minél több ismerethez jussunk. Írásom elsősorban Újvári Beáta, Korsós Zoltán és Péchy Tamás adatain alapszik, melyeket Tóth Tamás alapos irodalmi áttekintése egészített ki. A PHVA-találkozó nélkül ez a dolgozat nem születhetett volna meg, így külön köszönetemet fejezem ki Persányi Miklósnak és Ulysses Sealnek a kezdeményezésért, Phil Millernek a szimulációs modell felépítéséért, valamint a mintegy 30 fős nemzetközi szakértő csoportnak a hatékony elemző munkáért.

Irodalomjegyzék

Corbett, K. (1985): Identification of critical biotope sites for threatened amphibians and reptiles in Council of Europe member countries. – *WWF yearbook 1985/86*, Project 3167, pp. 206–209.

Corbett, K. (1989): *Conservation of European reptiles and amphibians.* – C. Helm, London, 274 pp.

Kammel, W. (1992): Zur Situation der Wiesenotter, Vipera ursinii rakosiensis in Niederösterreich. – *Herpetozoa* **5**(2/1): 3–11.

Korsós, Z., Kovács, T. & Péchy, T. (2001): A rákosi vipera múltja, jelene, jövője. – Fővárosi Állat- és Növénykert, Budapest, 67 pp.

Kovács, T., Korsós, Z. Rehák, I., Corbett, K. & Miller, P. S. (2001): *Population and habitat viability assessment for the Hungarian Meadow Viper (Vipera ursinii rakosiensis).* – Workshop Report, IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, MN, USA.

Liptói, K., Újvári, B., Korsós, Z. & Hidas, A. (1999): Investigation of the karyotype of Vipera ursinii rakosiens. – *Állattenyésztés és takarmányozás* **48**(1): 90–91.

Schmidt, E. (1978): Veszélyben a parlagi vipera! – *Búvár* **33**: 557–558.

Újvári, B. & Korsós, Z. (1997): Thermoregulation and movements of radiotracked Vipera ursinii rakosiensis in Hungary. – In: Böhme, W., Bischoff, W. & Ziegler, T. (eds): *Herpetologica Bonnenis*. Bonn, pp. 367–372.

Újvári, B. & Korsós, Z. (1999): First observation in situ on the hibernation of the Hungarian Meadow Viper (Vipera ursinii rakosiensis). – In: Miaud, C. & Guyétant, R. (eds): *Current studies in herpetology*. Proc 9th Ord Gen Meet SEH, pp. 435–438.

Újvári, B., Korsós, Z. & Kisbenedek, T. (1998): A tűz, mint veszélyeztető tényező a rákosréti vipera élőhelyén. – *Term.véd. Közlem.* **7**: 151–165.

Újvári, B., Korsós, Z. & Péchy, T. (2000): Life history, population characteristics and conservation of the meadow viper (Vipera ursinii rakosiensis). – *Amphibia–Reptilia* **21**(4): 267–278.

Újvári, B., Madsen, T., Kotenko, T., Olsson, M., Shine, R. & Wittzell, H. (2002): Low genetic diversity threats imminent extinctions for the Hungarian Meadow Viper. –*Biological Conservation* **105**: 127–130.

Problems in the conservation of the Hungarian Meadow Viper

Kovács, T.

H-1165 Budapest, Hunyadvár u. 43/a, Hungary

Abstract: The Hungarian Meadow Viper is one of the most endangered animal species in Hungary. Its population of the Hanság has been restricted to a minute land plot and the units that form the Kiskunság stock are separated from one another today. The decline of the species has been observed since the 1980s, but due to its hidden life the amount of the collected data referring the ecology and biology is not sufficient yet. Although conservation activities started as soon as the early 1990s, the influence of these interventions is not noticeable yet. Under the umbrella of the IUCN Conservation Specialist Breeding Group an international workshop was organised in Hungary with the participation of 10 countries. The topic of the workshop was defined as Population and Habitat Viability Assessment. The sections negotiated the following topics: population biology, habitat management and conservation breeding. The results were published in an IUCN report booklet in 2002.

Key words: conservation, Hungarian Meadow Viper, PHVA workshop, *Vipera ursinii rakosiensis*

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 429–437, 2004

A kékcsőrű réce (*Oxyura leucocephala*) sikertelen visszatelepítéséből levonható tanulságok

Bajomi Bálint

Eötvös Loránd Tudományegyetem Genetikai Tanszék
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C
E-mail: bb@greenfo.hu

Összefoglaló: Külföldi adatok szerint a hosszadalmas és költségigényes visszatelepítési programok közül sok sikertelennek bizonyul. A kékcsőrű réce hazai újrahonosítási kísérletét elemezve igyekeztem feltárni a kudarc okait. Mind a szaporítás, mind a visszatelepítés kapcsán több problematikus pont volt, amelyek összeadódva a program sikertelenségét okozták. A szaporítás során a tojások jelentős része terméketlen volt, továbbá viselkedési problémák és patkányok kártétele miatt romlott a kelési eredmény. A szabadon engedés helyszíne nem volt alkalmas élőhely a kékcsőrű réce számára. A felmerült nehézségekből levonható következtetések ismerete hasznosnak bizonyulhat a jövőbeli visszatelepítési programok tervezésénél.

Kulcsszavak: kékcsőrű réce, magyarországi visszatelepítési program, szaporítás

Bevezetés

Fischer és Lindenmayer (2000) 180 esettanulmányon alapuló felmérésének eredményei szerint a nemzetközi folyóiratokban publikált természetvédelmi célú visszatelepítési programok 23%-a sikeres, 26%-a sikertelen, 51%-ának végső kimenetele pedig még bizonytalan a publikálás időpontjában. Mivel a sikereket nagyobb valószínűséggel publikálják, mint a kudarcokat, még ez a szerénynek mondható, 23%-os eredményességi mutató is valószínűleg a tényleges helyzet túlbecslése. Tehát számos visszatelepítési program esetében kénytelenek nehézségekkel szembenézni a cél érdekében általában nagy áldozatokat hozó természetvédők. Egy sikertelen program elemzése olyan buktatókra hívhatja fel a figyelmet, amelyek más fajok esetében is felmerülhetnek, így ismeretük a jövőbeli visszatelepítések tervezésekor hasznos lehet. A kékcsőrű réce (*Oxyura leucocephala* Scopoli, 1769) 1983 és 1992 közötti magyarországi visszatelepítési kísérletének elindításakor a mainál jóval kevesebb tudásanyag állt rendelkezésre mind a faj ökológiai igényei, mind a természetvédelmi biológia módszerei tekintetében. A visszatelepítési programok lehetséges buktatói, illetve az elkerülésüket lehetővé tevő módszerek kevésbé voltak ismertek a természetvédők számára. Mind a szaporítás, mind a visszatelepítés során felmerültek olyan előre nem látott nehézségek, amelyek össze-

adódva a program kudarcát okozták. A kékcsőrű réce-programról több publikáció is született (Andrési 2002, Haraszthy 1984, 1986, MME *et al.* n.d., Molnár 1987, 1990), ám ezek nem tárják fel részletesen a felmerült nehézségek okait. Tolnai (1991) bővebben foglalkozik a kérdéssel, ugyanakkor érdemes újra megvizsgálni a kérdést az elmúlt évtizedben a kékcsőrű récével, illetve a visszatelepítések általános kérdéseivel kapcsolatban megszaporodott külföldi szakirodalom fényében. Munkám során a program sikertelenségének okait igyekeztem feltárni.

Módszerek

Kutatásaimhoz a Tolnai (1991) által leírt, illetve a program vezetője, Molnár László és az angol tenyésztési központ által rendelkezésemre bocsátott adatokat dolgoztam fel, melyeket összevetettem a külföldi szakirodalommal.

Eredmények

A kékcsőrű réce természetvédelmi helyzete

A kékcsőrű réce globálisan veszélyeztetett faj, az IUCN Vörös listáján az „endangered" kategóriában szerepel (BirdLife International 2001). Állománya a 20. század során drámai csökkenést mutatott: az 1930-as években becsült 100 000 egyedből (Green & Hughes 2001) mára 10 000-nél kevesebb maradt (BirdLife International 2001). Ugyanakkor Spanyolországban a sikeres védelmi intézkedések hatására az 1977-es mélypont (22 egyed) után 2000-ig 4500-ra nőtt a helyi állomány mérete (Green & Hughes 2001). A délnyugat-európai populáció számára jelenleg az egyik legfőbb veszélyeztető tényező az Észak-Amerikából Angliába betelepített, és onnan terjeszkedő feketefejű halcsontfarkú récével (*Oxyura jamaicensis*) való hibridizálódás.

A kékcsőrű réce elterjedési területe (1. ábra) már az állománycsökkenés előtt is fragmentált volt, speciális élőhelyének szórt elhelyezkedése miatt. Az északabbi területeken fészkelő populációk vonulók, míg a délebbiek egész évben helyben maradnak.

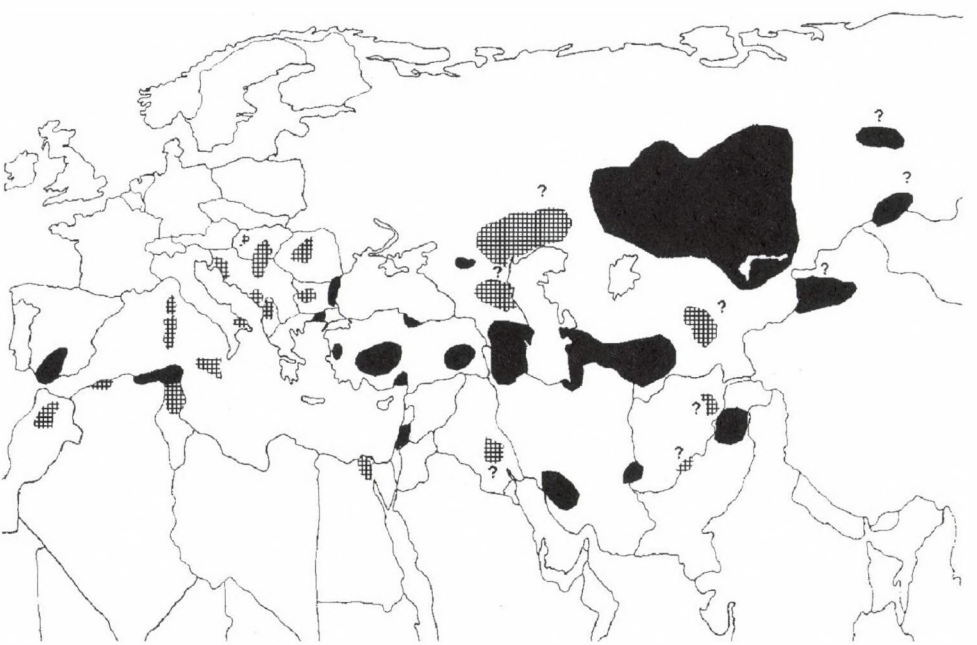
A kékcsőrű réce egykori elterjedési területének peremén található Magyarország, ahol a faj kevés élőhelyen, viszonylag kis egyedszámban fészkelt: erősen ingadozó állománya valószínűleg sose haladta meg a 100 egyedet (Anstey 1989, Schmidt 1967). Hazánkban az utolsó költési adat 1961-ből származik, a fülöpházi Kondor-tóról (Molnár 1987). A populációingadozás, illetve a kipusztulás pontos

okait ez idáig nem tárta fel részletes vizsgálat. Anstey (1989) szerint a magyarországi állomány dinamikáját nagymértékben meghatározták a volt Szovjetunió területén fészkelő fő populáció állományváltozásai. A kipusztulásban közrejátszhatott egyrészt az, hogy az éghajlat szárazabbra fordulása, és a szikes tavak lecsapolása miatt a megfelelő élőhelyek megfogyatkoztak, másrészt a vadászat, illetve kékcsőrű réce tojásainak és preparátumainak gyűjtése is (Anstey 1989, Schmidt 1967).

Visszatelepítési program Magyarországon

Tenyésztés Fülöpházán

A faj zárttéri szaporítását 1968-ban kezdték el az angliai Wildfowl & Wetlands Trust (WWT) Slimbridge-i telepén; a tenyésztés kiindulópontjául 3 pár Pakisztánban befogott kékcsőrű réce szolgált. Ezen állatok leszármazottainak felhasználásával indult el, a világon elsőként, 1983-ban Fülöpházán, majd másodikként 1988-



1. ábra. A kékcsőrű réce 1992-es és múltbéli elterjedése. A négyzetrácsos satírozás a múltbéli elterjedést mutatja; a fekete színnel jelzett területeken 1992-ig fennmaradt az állomány. A kérdőjeleknél az 1992-es helyzet nem ismert (Green & Anstey 1992).

ban az olaszországi Racconigi-ben a kékcsőrű réce szaporítási és visszatelepítési programja (Haraszthy 1984, WWT n. d.). Olaszországban 2000 májusában engedték szabadon az első tíz madarat a Gargano Nemzeti Park területén, emellett Mallorca (Spanyolország) (Green & Hughes 2001) és Korzika szigetén is folynak az újrahonosítási kísérletek (Brunner & Andreotti 2001).

A fülöpházi Madárvártán (Kiskunsági Nemzeti Park) a Magyar Madártani Egyesület (MME) és a WWT együttműködése nyomán 1983-ban indult el a tenyésztelep építése, jelentős társadalmi munkával. A telep 7, összesen 1300 m^2 vízfelületű, gumiszőnyeg aljzatú, oldalról és felülről hálóval fedett medencéből állt. A medencék a telelőépületben folytatódtak, így a récék szabadon ki- és be tudtak úszni (Haraszthy 1984). Annak ellenére, hogy fedett épület állt a madarak rendelkezésére, a teleléskor ezt nem használták ki, inkább a szabad ég alatt tartózkodtak. Ez azzal a nehézséggel járt, hogy még a medencén való állandó vízátáramoltatás mellett is gondot okozott a megfelelő méretű jégmentes vízfelület folyamatos biztosítása (Molnár, személyes közlés). Egy esetleges jövőbeni hasonló szaporítási program esetében a problémát el lehetne kerülni, ha a tenyésztési telepet egy termálvizes forrás közelében építenék fel, ahol olcsón biztosítható a fagypont feletti vízhőmérséklet.

1984 és 1988 között Angliából összesen 162 tojást hoztak Fülöpházára. Ezeket a tenyésztelepen keltetőgépekben keltették ki (Tolnai 1991). 1985-től kezdve a telepen kikelt madarak is szaporodni kezdtek (1. táblázat). A tojások részben keltetőgépbe kerültek, részben a tojók maguk keltették ki őket. Az első évi költés sikertelensége annak tudhatók be, hogy ekkor a récék még csak egyévesek voltak, s az első évi tojások ennél a fajnál terméketlenek (Haraszthy 1986). 1987-től kezdve a récéket a költési idény idejére elkülönítették, egy gácsért és két tojót helyezve azonos rekeszbe. Ezáltal jelentősen csökkent az agresszivitás a populáción belül, ami a költési siker jelentős javulását vonta maga után (Tolnai 1991). A legjobb kelési eredményt 1988-ban regisztrálták (52%), de még ez sem érte el az angol telepen tapasztalt 60%-os (Hughes, személyes közlés 2002) átlagot. Az 1989-es eredmény a korábbinál jóval rosszabb volt, 1990-ben pedig teljesen sikertelen volt a költés. Az 1991-es évről már nem állnak rendelkezésre adatok, mivel a költési időszak előtt a populáció egy részét a budapesti állatkertbe vitték. 1992-ben a megmaradt madarak is Budapestre kerültek, így a hazai szaporítási program véget ért (Molnár, személyes közlés).

1. táblázat. A Fülöpházán született madarak szaporításának eredményei.

Év	1985	1986	1987	1988	1989	1990
Kelési eredmény (%)	0	11	31	52	28	0
Megsérült/elhagyott tojások (%)	0	13	16	0	29	45
Terméketlen/befulladt tojások (%)	100	76	53	48	44	55

Az utolsó kétévi nagymértékű szaporulatcsökkenés mögött főként a megsérült, illetve elhagyott tojások arányának emelkedése áll. (A hiányos adatok miatt a megsérült és a tojók által elhagyott tojásokat nem lehet elkülöníteni). A jelenség három fő okra vezethető vissza. Egyrészt ebben a két évben a madarak nagy része rendellenesen viselkedett: elhagyták fészküket, gyakran több tojó tojt egy fészekbe, illetve a parton szanaszét hagyták tojásaikat, a kikelt fiókákat még önállóvá válásuk előtt magukra hagyták. Ezenkívül 1990-ben ismét együtt hagyták az összes madarat a költési idényre, és az emiatt megnövekedett agresszivitás hátrányosan befolyásolta a költési eredményeket. Ráadásul ezekben az években Fülöpháza térségében patkányinvázió volt, és a patkányok számos tojást elfogyasztottak a tenyésztelepen (Molnár, személyes közlés).

Mivel a rendelkezésre álló adatok nem elegendően részletesek, ma már nem lehetséges megállapítani, hogy a három tényező milyen súllyal szerepelt a szaporulatcsökkenés okai között.

A madarak rendellenes viselkedésének, illetve a terméketlen tojások magas arányának kialakulásában több tényező is szerepet játszhatott: betegség, a nem megfelelő táplálék, illetve a beltenyésztéses leromlás egyaránt okozhat ilyen problémákat.

Az állományt többször is megvizsgálta állatorvos; 1990-ben a táplálék és egy terméketlen tojás gombatoxin-vizsgálata, illetve az ürülékminták toxikológiai vizsgálata negatív eredményre vezetett. Így nem valószínű, hogy a problémákat betegség okozta volna.

A fülöpházi telepen a récék táplálása nagyrészt növényi eredetű táplálékkal történt. Az utóbbi két évtized kutatásai ugyanakkor rávilágítottak, hogy a kékcsőrű réce táplálékának 73%-a állati eredetű, és a korábbi vizsgálatok módszertani okokból kifolyólag túlbecsülték a növényi táplálék jelentőségét (Green & Hughes 2001, Sanchez *et al.* 2000). Fény derült arra is, hogy a faj táplálkozásában fontos szerepe van az árvaszúnyogok (Chironomidae) bentikus lárváinak, és az árvaszúnyoglárvák megfelelő mennyisége kulcsszerepet játszik a récefaj élőhelyválasztásában (Green & Hughes 2001). Fülöpházán a békalencse (*Lemna major* és *L. minor*) szállítmányokkal időnként nagy mennyiségű és változatos, árvaszúnyogokat is tartalmazó állati táplálék került a madarak medencéibe. Ugyanakkor ennek utánpótlását nem sikerült rendszeresen biztosítani, így a récék étrendjéből gyakran hosszabb időszakokra hiányzott az állati táplálék. A telepet 1990-ben meglátogató állatorvos véleménye szerint az élő állati táplálék hiánya közrejátszott a terméketlen tojások magas arányának kialakulásában, és a tojók fehérjetartalékainak kimerülése vezethetett a fészekhagyó magatartáshoz. Az angliai tenyésztelep szakembere szerint a récék számára megállapított étrend megfelelő volt (Hughes, személyes közlés), ugyanakkor ezt az étrendet nem mindig sikerült tartani, beszerzési ne-

hézségek miatt többször változott a récék táplálása. Elképzelhető, hogy a hiányos étrend is hozzájárult a problémák kialakulásához.

A fogságban szaporított állomány az 1968-ban befogott 3 párból származik, fennáll tehát a beltenyésztés veszélye. A tenyésztett madarakat nem jelölték meg (Molnár, személyes közlés), így nem kerülhetett sor a genetikai változatosság megőrzése érdekében kidolgozott módszerek alkalmazására. Ugyanakkor az angliai állomány is ugyanebből az alapító populációból származik, és ott nem tapasztaltak ilyen problémákat (Hughes, személyes közlés 2002). Ennek ellenére lehetséges, hogy a beltenyésztés miatt az ottani 60%-os kelési eredmény is alacsonyabb a természetesnél.

Tehát nem valószínű, hogy betegség okozta a rendellenes viselkedést és a terméketlen tojások magas arányát; a hiányos táplálkozás és a beltenyésztés viszont közrejátszhatott benne. A rendelkezésre álló feljegyzések hiányosságai miatt utólag igen nehéz állást foglalni az okokat illetőleg. Bár a tenyésztés beindításakor biztosítottnak látszott a megfelelő szakmai háttér, az angol szakemberekkel való kapcsolat később megszakadt, így a tenyésztés során a jelentkező problémák okait nem sikerült kielégítően tisztázni.

Visszatelepítés

Két helyszínen, négy alkalommal történtek kékcsőrű réce kiengedések (2. táblázat); az utolsó, 1991-es telepítésről nem állnak rendelkezésre részletes adatok. Az első kiengedés után a madarak mintegy két hónapig maradtak a területen, utána eltűntek; a második kibocsátás után röviddel szintén eltűntek a récék. A harmadik kiengedés után a madarak egy része mintegy három hónapig helyben maradt. Júliusban a szárazság miatt a Kondor-tó vízszintje igen alacsonyra csökkent, ekkor néhány réce valószínűleg barna rétihéják (*Circus aeruginosus*) áldozatául esett: a megfigyelések szerint az alacsony vízszint miatt a récék nem tudtak a víz alá merülni a rétihéják támadásai elől (Péchy és Molnár, személyes közlés). A kiszáradó tóból a megmaradt 7 madarat visszafogták. Ezen egyedek helyben maradásában az is közrejátszott, hogy a kiengedés előtt a tojók egy részének megcsonkították a szárnytollait. Egy hím és 2–3 tojó augusztus elejéig egy vadászat céljá-

2. táblázat. Kékcsőrű réce visszatelepítés Magyarországon. Kiengedések időpontjai és helyszínei.

Időpont	Tojó	Hím	Összesen	Helyszín
1986. VI. 7.	5	5	10	Péteri-tó, Pálmonostora
1987. V. 22.	7	6	13	Péteri-tó, Pálmonostora
1988. IV. 16.	17	12	29	Kondor-tó, Fülöpháza
Összesen	29	23	52	

ból mesterségesen elárasztott területen, a szabadszállási Kurjon-tavon mutatkozott. A vadászati szezon kezdete (augusztus 1.) után nem sokkal viszont eltűntek a vadászattal járó zavarás miatt, de az is elképzelhető, hogy illegálisan lelőtték őket.

Úgy tűnik tehát, hogy a kitelepítési területek nem voltak alkalmasak a kékcsőrű réce számára. A faj korábbi Péteri-tavi költésére nincs szakirodalmi adat, ráadásul ez egy halastó, ahol az emberi tevékenység zavaró hatását sem lehet kizárni. A Kondor-tó pedig a kiengedés előtti években szárazon állt, így feltételezhető, hogy a frissen feltöltődött tóban nem állt rendelkezésre elegendő táplálék a szakirodalom szerint az eutróf, igen produktív élőhelyeket kedvelő (Anstey 1989, Green & Hughes 2001) récék számára.

A visszatelepítés előtt nem végeztek részletes élőhely-alkalmassági vizsgálatokat, és az 1980-as évek elején a faj ökológiai igényeiről is viszonylag kevés információ állt még rendelkezésre. A kékcsőrű réce életmódjának, környezeti igényeinek kutatása az 1990-es években lendült fel, főként spanyol és angol szakemberek közreműködésével. Az újabb eredmények felhasználásával a most futó dél-olaszországi, mallorcai és korzikai visszatelepítési programokat már biztosabb tudományos háttérrel lehetett megtervezni. Így például az olasz visszatelepítés helyszínének kiválasztásakor alapos, 18 környezeti tényezőt figyelembe vevő élőhely-alkalmassági elemzést végeztek el (Gustin *et al.* 2000).

A mallorcai visszatelepítés tapasztalatai azt mutatják, hogy a visszatelepítés eredményesebb, ha a visszatelepítés területén a kiengedés előtt egy röpdében szoktatják új környezetükhöz a madarakat (Brunner & Andreotti 2001). A magyarországi visszatelepítéskor is felmerült ezen módszer alkalmazása, de nem volt rá pénz.

Értékelés

A kapott eredmények több olyan tényezőre rávilágítottak, amelyeket érdemes figyelembe venni a visszatelepítési programok előkészítése során.

A vízimadarak szaporításának tervezésekor figyelemmel kell lenni a teleltetés problémáira; törekedni kell a fajon belüli agresszió minimalizálására.

A pároztatás során alkalmazni kell a beltenyésztéses leromlás elkerülésére kidolgozott módszereket. Ehhez szükség van az egyedek megjelölésére és sorsuk nyilvántartására.

A faj biológiájának, ökológiai kapcsolatainak és igényeinek részletes ismerete mind a szaporításnál, mind a visszavadításnál kulcsfontosságú. A program során folyamatosan biztosítani kell a szakmai tanácsadást, ellenőrzést.

A visszatelepítési program beindítása előtt részletes élőhely-alkalmassági vizsgálatokat kell végezni. A hosszadalmas és költséges programba csak akkor ér-

demes belevágni, ha a faj életfeltételei biztosítottak a helyszínen, ezenkívül etikailag is kifogásolható olyan területen visszatelepítésbe kezdeni, ahol kétséges az állatok túlélése. A programmal kapcsolatban érdemes előre megfogalmazni, hogy mekkora populáció létrehozása a cél, illetve, hogy ehhez hány év alatt hány egyedet szükséges kiengedni.

Az IUCN ajánlása szerint (SSC 1995) a visszatelepítést érdemes vadon befogott egyedekkel végezni, ha a fajnak még létezik viszonylag nagy vad állománya. Miként ez a kékcsőrű réce esetében is megmutatkozott, a fogságban való szaporítás során sok probléma merülhet fel. Viselkedésmódjuk, esetleg genetikai állományuk miatt a szaporításból származó állatok a vad állatoknál nehezebben tudnak új környezeti feltételeik közé beilleszkedni.

A magyarországi visszatelepítés volt az első ilyen irányú próbálkozás a kékcsőrű récével, így nem álltak rendelkezésre korábbi tapasztalatok a faj visszatelepítésével kapcsolatban. Ilyen esetben érdemes más, lehetőleg rokon fajokkal kapcsolatos tapasztalatokat figyelembe venni.

*

Köszönetnyilvánítás – Szeretném megköszönni Molnár Lászlónak, Takács-Sánta Andrásnak, Baz Hughes-nak és Péchy Tamásnak az általuk nyújtott segítséget és tanácsokat.

Irodalomjegyzék

Andrési, P. (2002): Cselekvő természetvédelem. – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Orchis Természetvédelmi Egyesület, Budapest, Ásotthalom, pp. 159–160.

Anstey, S. (1989): *The status and conservation of the White-headed duck Oxyura leucocephala.* – International Waterfowl and Wetlands Research Bureau, Special publication 10, Slimbridge, UK, 111 pp.

BirdLife International (2001): Species factsheet – White-headed duck Oxyura leucocephala. – *BirdLife's online world bird database: the site for bird conservation* http://www.birdlife.net címen. – BirdLife International, Cambridge, UK.

Brunner, A. & Andreotti, A. (2001): White-headed duck reintroduction in Europe. – *IWRB Threatened Waterfowl Species Group Newsletter, 13.*

Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. (2000): An assessment of the published results of animal relocations. – *Biological Conservation* **96**: 1–11.

Green, A. J. & Anstey, S. (1992): The status of the White-headed duck Oxyura leucocephala. – *Bird conservation international* **2**(3): 185–200.

Green, A. J. & Hughes, B. (2001): Oxyura leucocephala – White-headed duck. – *BWP Update* **3**(2): 79–90.

Gustin, M., Rizzi, V. & Gallo-Orsi, U. (2000): White-headed duck reintroduction in Apulia, southern Italy: 1999 update. – *IWRB Threatened Waterfowl Species Group Newsletter, 12.*

Haraszthy, L. (1984): Kékcsőrű réce (Oxyura leucocephala) visszatelepítés. Első rész – előkészületek – a telep építése. – *Madártani tájékoztató* **1**: 191–194.

Haraszthy, L. (1986): Beszámoló az MME kékcsőrű visszatelepítési programjának újabb eseményeiről. Az első téltől a szabadon engedésig. – *Madártani tájékoztató* **2**: 9–11.

MME, WWT, WWF (n.d.): *Reintroduction of the White-headed duck (Oxyura leucocephala).*

Molnár, L. (1987): Tájékoztató az MME kékcsőrű réce (Oxyura leucocephala) telepéről III. – *Madártani tájékoztató* (1–2): 2–6.

Molnár, L. (1990): Kékcsőrű réce program. – *Madártani tájékoztató* (1–2): 3.

Sanchez, M. I., Green, A. J. & Dolz, J. C. (2000): The diets of the White-headed duck Oxyura leucocephala, Ruddy duck O. jamaicensis and their hybrids from Spain. – *Bird Study* **47**(3): 275–284.

Schmidt, E. (1967): Die Ruderente (Oxyura leucocephala) im Karpatenbecken. – *Anz. orn. Ges. Bayern* **8**(2): 123–128.

SSC Re-introduction Specialist Group (1995): *IUCN/SSC guidelines for re-introductions.* – http://www.iucn.org/themes/ssc/pubs/policy/reinte.htm.

Tolnai, K. (1991): *A kékcsőrű réce újrahonosításával kapcsolatos kísérletek.* – Szakdolgozat, Kaposvár.

Wildfowl & Wetlands Trust (WWT) (n.d.): *White-headed duck captive breeding programme.* – http://www.wwt.org.uk/threatsp/pastwwt/whitehead2.htm.

White-headed duck (*Oxyura leucocephala*): lessons from the failed reintroduction program in Hungary

Bajomi, B.

Department of Genetics, Eötvös Loránd University
H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C, Hungary

Abstract: International data indicate that many of the lengthy and costly reintroduction programs are unsuccessful. I analysed the Hungarian White-headed duck (*Oxyura leucocephala*) captive breeding and reintroduction program, which took place between 1983 and 1992, to identify the causes of its failure. Problems arose both with the breeding and the reintroduction. A great part of the eggs were sterile, and hatching success decreased because of behavioural problems and damage caused by rats. The release site was not suitable for the White-headed ducks. The knowledge acquired by this analysis can be useful when planning future reintroduction programs.

Key words: White-headed duck, captive breeding, Hungarian reintroduction program

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 439–447, 2004

Madárfajok előfordulásának modellezése a Fontos Madárélőhelyek és a CORINE Felszínborítás 50 000 alapján – előzetes eredmények

Báldi András[1], Nagy Károly[2] és Hanyus Erik[2]

[1]*MTA–MTM Állatökológiai Kutatócsoport, 1083 Budapest, Ludovika tér 2*
E-mail: baldi@nhmus.hu
[2]*Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 1121 Budapest, Költő u. 21*

Összefoglaló: Munkánkban a Fontos Madárélőhelyek adatbázisát (adott területeken előforduló egyes fajok prezenciája) és a CORINE Felszínborítás 50 000 digitális térképeket használtuk, melyek felbontása 4 ha, vizek esetében pedig 1 ha. Így igen részletgazdag térképi információt szolgáltat a Fontos Madárélőhelyek mintegy másfél millió hektáros területének elemzéséhez. A térképek alapján leírtuk a táj mintázatát a következő mérőszámokkal: az egyes területek mérete, kerülete, a felépítő foltok száma, szegélyek hossza, foltok sűrűsége, szegélyek sűrűsége, felszínborítási típusok száma, diverzitása stb. A táj összetételének mérésére az egyes területeket alkotó felszínborítási típusok területét alkalmaztuk. A táj mintázata és összetétele alapján 17 költő madárfaj előfordulását modelleztük sokváltozós logisztikus regresszióval. A táj mintázatának változóival készült modellek általában jól értelmezhetőek voltak, míg a felszínborítási típusok esetében csak a fajok harmadánál született ökológiailag értelmes modell. Ennek egyik magyarázata lehet, hogy nem a vizsgált élőhelyi tényezők dominálnak e fajok megtelepedésénél, a másik, hogy az élőhelyválasztás más, helyi térskálán valósul meg. Fontos üzenetünk, hogy a természetvédelmi kutatások és kezelések túlnyomó részben lokális jellegét ki kell terjeszteni nagyobb térskálákra, mert számos fajnál csak több térskálán megvalósuló kutatás és kezelés oldhatja meg a fajok fennmaradását.

Kulcsszavak: GIS, tájökológia, térskála

Bevezetés

Magyarországon nagy hagyományai vannak a faunisztikai és egyéb adatgyűjtéseknek. A felhalmozott információk egész országra kiterjedő elemzése azonban még gyerekcipőben jár. Alapvető akadály volt az eltérő céllal és módszerrel történő, eltérően tárolt adatok összefésülésének problémája (Horváth *et al.* 1997). A közelmúltban azonban több olyan egységes országos adatbázis is épült, illetve épül, melyek elemezhetőek, mivel módszereik és céljaik egységesítve lettek. Ezek elemzése természetvédelmi szempontból hasznos lehet, és újszerű nézőpontja révén új eredményeket adhat. Ezzel a tájökológia is egyre inkább bekerül más tudományágak mellé a természetvédelem hazai „fegyvertárába" (Standovár & Primack 2001), a más országokban már meglevő példák mellé (pl. Klopatek & Gardner 1999).

Jelen munkában két országos adatbázis együttes elemzésének kezdeteit mutatjuk be. A Fontos Madárélőhelyek (Important Bird Areas, IBA) program során az értékes madártani területek avifaunáját mérték fel (Nagy 1998), a CORINE Felszínborítás 50 000 (CLC50) pedig az ország nagyrészletességű felszínborítási térképe (általános leírás a CORINE-ról, például Büttner *et al.* 1995-ben). Célunk az volt, hogy olyan élőhelyi és élőhely-szerkezeti tájléptékű jellemzőket keressünk, amiket a CLC50 felszínborítási adatbázisból tudunk származtatni, és amelyek a vizsgált madárfajok jelenlétét prediktálják.

Módszerek

Az elemzésben 17 költő madárfaj és 40 IBA terület (1. ábra) szerepelt. A fajok kiválasztásánál a következő szempontokat vettük figyelembe: (1) megfelelő adatok legyenek; (2) ne legyen se túl sok, se túl kevés a „lakott" IBA területek száma; (3) ritka és gyakori fajok is legyenek közöttük; (4) eltérő tulajdonságú fajok legyenek közöttük.

Ez alapján a következő fajok kerültek az elemzésbe: kendermagos réce (*Anas strepera*), nyílfarkú réce (*Anas acuta*), böjti réce (*Anas querquedula*), üstökösréce (*Netta rufina*), barátréce (*Aythya ferina*), cigányréce (*Aythya nyroca*), fürj (*Coturnix coturnix*), haris (*Crex crex*), nagy goda (*Limosa limosa*), piroslábú cankó (*Tringa totanus*), kék galamb (*Columba oenas*), örvös galamb (*Columba palumbus*),



1. ábra. A Fontos madárélőhelyek (IBA-k) Magyarországon.

vadgerle (*Streptopelia turtur*), mezei pacsirta (*Alauda arvensis*), fekete rigó (*Turdus merula*), énekes rigó (*Turdus philomelos*) és léprigó (*Turdus viscivorus*).

A tájat összetétele és mintázata alapján lehet jellemezni, ahol az előző (jelen esetben) a felszínborítási típusok meglétét és arányát, az utóbbi a felszínborítási típusok fizikai előfordulását jelenti (Forman & Godron 1986). Az IBA területek jellemzőit a CLC50 alapján GIS technikával állapítottuk meg. A CLC50 területi felbontása 4 ha, vizeknél 1 ha, vonalas elem felbontása 50 m. Összesen több mint 90 felszínborítási típus különül el, öt nagy csoportban: mesterséges felszínek (27), mezőgazdasági területek (24), erdők (26), mocsarak (7), és víztestek (9). Ezek között több olyan is van, melyek Magyarországról hiányoznak. A következő független változókat vontuk a vizsgálatba minden IBA területre: terület, kerület, tengerszint feletti átlagos magasság, tengerszint feletti magasság maximumának és minimumának különbsége, térképi hosszúság és szélesség, poligonszám (azaz hány foltból tevődik össze az IBA), az IBA területen megtalálható felszínborítási kategóriák száma, a poligonok kerülete, belső határvonalak hossza, foltsűrűség (foltszám/terület), szegélysűrűség (belső határvonalak hossza/terület), felszínborítási kategóriák diverzitása, egy térszerkezeti index és a legközelebbi IBA terület távolsága. Ezek a legegyszerűbben megérthető, számolható, és legkönnyebben interpretálható térképi mérőszámok (pl. McGarigal & Marks 1994). Mindezek mellett minden egyes felszínborítási típusra minden IBA területre külön-külön a poligonok számát, területét és kerületét is kiszámoltuk.

A független változók mellett a függő változó egy-egy faj előfordulása (1/0) volt az IBA területeken. Ezeknek a változóknak a segítségével minden fajra két logisztikus regressziós modellt (Hosmer & Lemeshow 2000) készítettünk az SPSS 10.0 programcsomaggal (SPSS 1999). Az egyik a táj mintázati változókat, a másik a felszínborítási típusokat vizsgálta. A független változók egyesével kerültek a modellbe a valószínűségi arány (likelihood ratio) statisztika alapján.

Eredmények és értékelésük

A vizsgált IBA területek összesen 69 felszínborítási kategóriát foglaltak magukba. Egy átlagos IBA területe 36 000 ha, kerülete 110 km, belső élőhelyszegélyek hossza 1225 km, 671 felszínborítási foltból áll, amelyek 31 felszínborítási típushoz tartoznak. A kategóriákat, illetve néhány tájékoztató adatot az 1. táblázatban mutatjuk be.

A táj mintázatára vonatkozó logisztikus regressziós modellek változóit a 2. táblázatban ismertetjük. E változók általában jól értelmezhetőek a fajok élőhelyválasztása és előfordulása alapján. Így a preferencia a sík vidékek, azaz az alacso-

1. táblázat. Az egyes felszínborítási kategóriák területének átlaga és maximális nagysága IBA területenként, illetve a teljes területe az összes IBÁ-ra vonatkoztatva (hektárban). Például kikötők összesen 61 hektáron találhatóak az IBA területeken, ebből 36 hektár egyetlen IBA területen (a Balatonon).

Felszínborítási típus	Átlag	Max.	Σ
Mesterséges felszínek			
Összefüggő településszerkezet	1,55	24	62
Út- és vasúthálózat a csatlakozó területekkel	11,72	94	469
Kikötők	1,52	36	61
Városi zöld területek	10,00	85	400
Nem összefüggő településszerkezet, kertek nélküli többemeletes lakóházakkal beépítve	3,00	92	120
Nem összefüggő, családi házas és kertes beépítés	511,88	4131	20475
Erdei környezetben lévő, nem összefüggő beépítés	0,56	18	22
Ipari és kereskedelmi egységek	28,62	366	1145
Agrárlétesítmények	149,80	1037	5992
Oktatási és egészségügyi létesítmények	6,03	96	241
Speciális műszaki létesítmények	14,50	179	580
Repülőterek szilárd burkolatú kifutópályával	0,40	16	16
Füves kifutópályájú repülőterek	7,07	198	283
Külszíni bányák	9,95	99	398
Kőbányák	16,34	169	654
Szilárd-hulladék lerakó helyek	6,32	85	253
Folyékony-hulladék tároló telepek	4,28	60	171
Építési munkahelyek	2,41	22	96
Sportlétesítmények	3,09	53	124
Szabadidő területek	19,31	85	772
Üdülő települések	50,80	625	2032
Mezőgazdasági területek			
Nagytáblás szántóföldek	9358,70	72586	374348
Kistáblás szántóföldek	3025,16	32147	121006
Melegházak	0,86	23	34
Állandóan öntözött szántó területek	41,00	678	1640
Rizsföldek	3,10	124	124
Nagytáblás szőlők	116,48	2755	4659
Kistáblás szőlők	106,96	1635	4279
Gyümölcsfa ültetvények	217,77	6689	8711
Bogyós ültetvények	8,65	158	346
Fűzfa ültetvények	3,13	56	125
Intenzív legelők és erősen degradált gyepek bokrok és fák nélkül	1222,20	9691	48888
Intenzív legelők és erősen degradált gyepek fákkal és bokrokkal	353,84	2699	14154
Komplex művelési szerkezet épületek nélkül	229,01	3389	9161
Komplex művelési szerkezet szórt elhelyezkedésű épületekkel	139,65	2689	5586
Tanyák	23,94	415	958
Mezőgazdasági területek túlsúlyban szántókkal és jelentős természetes vegetációval	64,17	476	2567
Mezőgazdasági területek túlsúlyban intenzív legelőkkel és jelentős természetes vegetációval	42,12	510	1685
Mezőgazdasági területek túlsúlyban szórt megjelenésű természetes vegetációval	23,98	176	959

1. táblázat (folytatás)

Felszínborítási típus	Átlag	Max.	Σ
Mezőgazdasági területek kis tavak jelentős részarányával és szórt természetes vegetáció előfordulásával	0,11	4	4
Mezőgazdasági területek állandó kultúrák jelentős előfordulásával és szórt megjelenésű természetes vegetációval	99,13	2297	3965
Erdők és természetközeli területek			
Zárt lombkoronájú természetes lombhullató erdők nem vizenyős területen	6364,16	48900	254566
Zárt lombkoronájú természetes lombhullató erdők, vizenyős területen	1174,10	26293	46964
Nyílt lombkoronájú természetes lombhullató erdők nem vizenyős területen	140,17	1312	5607
Nyílt lombkoronájú lombhullató természetes erdők, vizenyős területen	293,10	3209	11724
Lombos erdő ültetvények	1147,13	9338	45885
Tűlevelű ültetvények	556,34	9756	22254
Elegyes ültetvények	45,77	563	1831
Természetes gyep fák és cserjék nélkül	4354,64	54125	174185
Természetes gyep fákkal és cserjékkel	460,90	2778	18436
Fiatalos erdők és vágásterületek	561,44	5754	22458
Spontán cserjésedő-erdősödő területek	277,12	1860	11085
Csemetekertek, erdei faiskolák	9,32	168	373
Károsodott erdők	2,26	40	90
Folyópartok	0,94	34	37
Csupasz sziklák	3,69	130	148
Ritkás növényzet homokon vagy löszön	0,77	31	31
Ritkás növényzet kőzetkibúvásokon	1,02	26	41
Ritkás növényzet szikes területeken	189,84	4134	7594
Leégett területek	0,79	26	32
Vizenyős területek			
Édesvizű mocsarak	672,72	4067	26909
Szikes mocsarak	546,75	8060	21870
Tőzeglápok kitermelés alatt	0,76	30	30
Természetes tőzeglápok bokrok és fák szórványos előfordulásával	8,50	139	340
Vizek			
Folyóvizek	384,04	3306	15362
Csatornák	104,76	1308	4190
Állandó vizű természetes tavak	1657,86	57506	66315
Természetes, időszakos szikes tavak	32,32	552	1293
Mesterséges tavak, víztározók	258,21	6335	10328
Halastavak	311,19	3688	12448

nyan fekvő és sík területek iránt a vízi élőhelyhez kötődő fajoknál (pl. récék) sok esetben beépült a modellekbe. A léprigónál, mely elsősorban a középhegységekben fészkel, viszont a „hegyi" jelleg (tengerszint feletti magasság maximumának és minimumának nagy különbsége) az egyetlen és pozitív prediktor lett a modellben. Az országon belüli elterjedés a harisnál és az üstökösrécénél volt az egyetlen

és legfontosabb prediktor, tükrözve az előbbi faj elsősorban északi (Aggtelek, Bodrogzug, Nyírség stb.), az utóbbi elsősorban nyugati elterjedését (Fertő, Kis-Balaton, Velencei-tó stb.).

A táj összetétele már sokkal árnyaltabb összefüggéseket mutatott a madárfajok előfordulásával, jelen korlátozott terjedelemben meg sem próbálunk a részletekbe menni. A felszínborítási típusokat vizsgáló logisztikus regressziós modellek durván a fajok harmadánál voltak értelmezhetőek, harmadánál részben értelmezhetőek, és a harmadánál nem is készült modell, vagy teljesen irreális volt. Ahol ér-

2. táblázat. A vizsgált madárfajok előfordulását a Fontos madárélőhelyeken (IBA) pozitívan, illetve negatívan prediktáló tájmintázati változók a logisztikus regresszióanalízis alapján.

Madárfaj	Az előfordulást pozitívan prediktáló IBA jellemzők	Az előfordulást negatívan prediktáló IBA jellemzők
Kendermagos réce	–	tengerszint feletti magasság
Nyílfarkú réce	–	foltsűrűség, tengerszint feletti magasság maximumának és minimumának különbsége
Böjti réce	felszínborítási típusok száma	tengerszint feletti magasság
Üstökösréce	–	földrajzi hosszúság
Barátréce	tengerszint feletti magasság	tengerszint feletti magasság maximumának és minimumának különbsége
Cigányréce	szegélysűrűség	foltsűrűség, tengerszint feletti magasság
Fürj	élőhelyszegélyek hossza, térszerkezet, távolság, földrajzi szélesség	felszínborítási foltok száma, foltsűrűség, diverzitás
Haris	földrajzi szélesség	–
Nagy goda	szegélysűrűség	foltsűrűség
Piroslábú cankó	felszínborítási típusok száma, térszerkezet, földrajzi hosszúság	foltsűrűség, tengerszint feletti magasság maximumának és minimumának különbsége
Kék galamb	szegélysűrűség, tengerszint feletti magasság maximumának és minimumának különbsége	földrajzi szélesség
Örvös galamb	felszínborítási foltok száma, diverzitás, tengerszint feletti magasság maximumának és minimumának különbsége	kerület
Vadgerle	felszínborítási foltok száma, diverzitás	kerület
Mezei pacsirta	diverzitás, távolság	–
Fekete rigó	szegélysűrűség, földrajzi szélesség	–
Énekes rigó	térszerkezet	–
Léprigó	tengerszint feletti magasság maximumának és minimumának különbsége	

telmezhető modell született, ott az ismert országos előfordulásokkal nagymértékben megegyező élőhelyi preferenciát kaptunk. Ez egyenes következménye annak, hogy a jelen elemzésben szereplő térskála megfelel az országos elterjedés megadásakor használt nevezéktannak, például egy faj a „Dunántúl mocsaraiban fészkel", vagy „középhegységekben költ", vagy a „nagyobb mocsarak, halastavak és tavak költő faja". A CORINE 50 000 felszínborítási típusai pedig ilyen élőhelyi kategóriáknak feleltethetőek meg. Például a kendermagos réce előfordulását a csatorna, szikes tó, víztározó és halastó prediktálta. Hasonló értelmezhető eredmények jöttek kis a nyílfarkú réce, üstökösréce, cigányréce és a kék galamb esetében. A harisnál, nagy godánál, piroslábú cankónál, léprigónál és az énekes rigónál az ökológiailag értelmezhető prediktor változók mellett nem értelmezhetőek (melegházak, sportlétesítmények, külszíni bányák stb.) is bekerültek a modellekbe. A többi fajnál a modellek nem voltak értelmezhetőek, illetve több esetben nem is lehetett a megadott módszerrel modellt készíteni.

A felszínborítási típusok alapján történő modellépítés viszonylag sikertelen volta két okra vezethető vissza: (1) e fajoknál nem az élőhelyi tényezők dominálnak a megtelepedésnél, hanem mások (pl. táplálkozási szokások, költőhely megléte, fajok közötti interakciók stb.); és/vagy (2) lokális térskálán realizálódik az élőhelyválasztás. Épp ezért, eredményünk igen fontos üzenetet hordoz. Jelenleg a természetvédelmi kezeléseknek szinte kizárólag, a természetvédelmi biológiai kutatásoknak pedig nagy része a lokális, helyi térskálára korlátozódik. Elemzésünk szerint viszont számos faj esetében a nagy térléptékű táj mintázati és több faj esetében a táj összetételi változóknak is alapvető jelentőségük lehet a madárfajok megtelepedésében. Tehát ezeknek a fajoknak a természetvédelmi kezelésekor a nagyléptékű élőhelyi és/vagy tájszerkezeti igényeket is figyelembe kell venni. Ez nem ismeretlen az ökológiában, a jól ismert térskálafüggésre utal, azaz arra, hogy egy adott térléptékben megfigyelt jelenség nem feltétlenül azonos más térbeli felbontásnál (pl. Báldi & Kisbenedek 1999, Fuisz & Moskát 1992, Moskát *et al.* 1992, Wiens 1989). Fontos volna tehát a gyakorlatban is alkalmazni és figyelembe venni a térskálafüggést.

Konklúziók

A felhasznált CORINE 50 000 felszínborítási digitális térképek felbecsülhetetlen háttér-információkkal szolgálhatnak a madarak, és más élőlények előfordulásának megértésében. A felszínborítás mellé számos egyéb adatbázis is rendelhető, például a népsűrűség, utak és forgalmuk, ipari létesítmények, vonzáskörzeteik stb., ezek együttes alkalmazásával egy eddig nem használt, de potenciálisan na-

gyon értékes információs adatbázis áll a természetvédelem rendelkezésére. Az itt röviden bemutatott előzetes elemzéseink alapján hasznosságuk nem kérdőjelezhető meg. Az igazán kifinomult elemzések azonban messze túlnyúlnak a korlátozott lehetőségeinken, bár továbbra is arra törekszünk, hogy a fenti két adatbázis minél pontosabb elemzéseit el tudjuk végezni a közeljövőben.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönjük Horváth Ferenc kőkemény és jogos kritikáját, az IBA adatközlőinek segítségét, Büttner György és társai munkáját a CLC50 elemzésében, továbbá a Bolyai Kutatási Ösztöndíj támogatását az egyik szerzőnek (B. A.). A vizsgálatot az OMPO Migratory Birds of the Western Palearctic tette lehetővé.

Irodalomjegyzék

Báldi, A. & Kisbenedek, T. (1999): Species-specific distribution of reed-nesting passerine birds across reed-bed edges: effects of spatial scale and edge type. – *Acta zool. hung.* **45**: 97–114.

Büttner, G., Csató, É. & Maucha, G. (1995): The CORINE Land Cover – Hungary project. – *Proc. Intern. Conf. Environm. Informatics*, Budapest, Hungary, pp. 54–61.

Forman, R. T. T. & Godron, M. (1986): *Landscape ecology*. – Wiley, New York.

Fuisz, T. & Moskát, C. (1992): The importance of scale in studying beetle communities – hierarchical sampling or sampling the hierarchy. – *Acta zool. hung.* **38**: 183–197.

Horváth, F., Rapcsák, T. & Szilágyi, G. (szerk.) (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. I. Informatikai alapozás*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.

Hosmer, D. W. & Lemeshow, S. (2000): *Applied logistic regression.* 2nd ed. – Wiley & Sons, Inc., New York, USA.

Klopatek, J. M. & Gardner, R. H. (1999): *Landscape ecological analysis. Issues and applications*. – Springer Verlag, New York.

McGarigal, K. & Marks, B. J. (1994): *Fragstat. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Version 2.0.* – Forest Science Department, Oregon State University, USA.

Moskát, C., Waliczky, Z. & Báldi, A. (1992): Dispersion and association of some marshland-nesting birds: a matter of scale. – *Acta zool. hung.* **38**: 47–62.

Nagy, Sz. (1998): *Fontos madárélőhelyek*. – MME, Budapest.

SPSS (1999): *SPSS Base 10.0.* – SPSS Inc. Chicago, USA.

Standovár, T. & Primack, R. B. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.

Wiens, J. A. (1989): Spatial scaling in ecology. – *Functional Ecology* **3**: 385–397.

Modelling the occurrence of birds on Important Bird Areas in Hungary using the CORINE Land Cover 50, 000 maps – preliminary results

Báldi, A.[1], Nagy, K.[2] and Hanyus, E.[2]

[1]Animal Ecology Research Group, HAS, Hungarian Natural History Museum
H-1083 Budapest, Ludovika tér 2, Hungary
[2]BirdLife Hungary
H-1121 Budapest, Költő u. 21, Hungary

Abstract: We used bird occurrence data from the Important Bird Areas database, and digitalised land cover data from the CORINE Land Cover 50,000 database. We used the land cover categories, and compiled landscape ecological indices such as area, perimeter, edge density, patch density, number of land cover types, diversity, etc., and used these as independent variables to predict the occurrence of 17 breeding bird species on IBAs. The logistic regression models of the landscape ecological measures performed well, resulting in ecologically meaningful models. The models of the land cover categories, however, resulted in straightforward models only for one-third of the species. This may be a consequence of (1) presence is determined by other factors than habitat selection, or (2) habitat selection is realised at finer, local spatial scales. Our main message is that conservation research and management should increase the range of spatial scales included into the activities, because several species are sensitive to large-scale landscape variations.

Key words: GIS, landscape ecology, spatial resolution

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 449–455, 2004

Eltérő intenzitással kezelt agrárterületek madárközösségeinek összehasonlítása

Báldi András[1], Verhulst, Jort[2] és Kleijn, David[2]

[1]*MTA–MTM Állatökológiai Kutatócsoport, 1083 Budapest, Ludovika tér 2*
E-mail: baldi@nhmus.hu
[2]*Wageningen Egyetem, Wageningen, Hollandia*

Összefoglaló: A mezőgazdasági termelés növekvő intenzitása negatívan hat az élővilágra. Ezt a relációt vizsgáltuk a Hegyalja felhagyott, kistáblás és nagytáblás szőlőseiben, továbbá a Kiskunság felhagyott, extenzíven, illetve intenzíven legeltetett és műtrágyázott gyepeiben. Mindkét agrárrendszerben a művelési intenzitás negatívan hatott a fészkelő madárközösségek diverzitására és összdenzitására. A jellemző fajok denzitása szinte kivétel nélkül a kevéssé intenzíven művelt területeken volt a legnagyobb. Több hasonló vizsgálatot is el kell végezni más területeken és élőlénycsoportokon, és akkor az átalakulóban levő mezőgazdaságunk számára tudományosan alátámasztott irányelveket tudna a természetvédelmi biológia nyújtani.

Kulcsszavak: gyep, madár diverzitás, mezőgazdaság, Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program, szőlő

Bevezetés

A mezőgazdasági termelés intenzitása és az élővilág gazdagsága között igen erős, és negatív az összefüggés: minél intenzívebb a termelés, annál szegényesebb az élővilág (pl. Decaens & Jimenez 2002, Donald *et al.* 2001, Kujawa & Tryjanowski 2000, Siriwardena *et al.* 2000). Nem csoda, hogy az agrárterületek természetbarát, extenzív kezelése világszerte egyre fontosabb és egyre több forráshoz jut. Svájcban például a mezőgazdák bevételének már 70%-a a természetbarát kezelésért juttatott támogatás, az Európai Unióban a mezőgazdasági területek 20% áll valamilyen agrár-környezetvédelmi támogatás alatt. Az EU évente mintegy 450 milliárd forintnyi összeget költ ilyen célra.

Hazánkban a természetbarátnak gondolt, extenzív kezelések kutatása alapvetően fontos érdeke a természetvédelemnek. Egyrészt az ország területének nagy része (66%-a) mezőgazdasági művelés alatt áll, így ezeknek az állapota alapvetően befolyásolja az ország természeti gazdagságát. Másrészt 2002-ben indult a Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program (pl. Ángyán 2001), melynek célja, hogy a természetvédelemnek fontos és kevéssé produktív agrárterületeken az élővilág számára kedvező intenzitású művelés valósuljon meg. Harmadrészt, az EU csatla-

kozással együtt jár az agrárium átalakítása, és ha ehhez szakmai érvekkel alátámasztott álláspontot tud a természetvédelem felmutatni, akkor több reményünk lesz a hazai élővilág megőrzésére (Ángyán *et al.* 2001).

A természetbarátnak gondolt agrárgazdálkodás hatását az élővilágra azonban gyakran nem monitorozzák (bár vannak ellenpéldák: pl. Carey 2001). Például Hollandiában a 80-as évek óta működik a támogatási rendszer, azonban egy vizsgálat kimutatta, hogy a természetbarátnak gondolt kezeléseknek nincsen jelentős hatása az élővilágra (Kleijn *et al.* 2001). Van-e tehát különbség az extenzíven és intenzíven kezelt agrárterületek élővilága között Magyarországon? Célunk e munkával, hogy eltérő intenzitással művelt területek költő madárközösségeit összehasonlítsuk.

Módszerek

Két mintaterület volt. A Hegyalján a nagytáblás, kistáblás és felhagyott szőlőket vizsgáltuk. A vizsgálati területek Tállya, Mád, Tokaj, Olaszliszka, Erdőbénye és Tolcsva községek térségében, azaz végig a Zempléni-hegység nyugati, déli és keleti lábánál jelöltük ki. A nagytáblás és a kistáblás területek között elsősorban tájszerkezeti eltérések voltak, míg az előbbinél nagy homogén területen (>10 ha) csak szőlők voltak, az utóbbinál kis parcellák voltak (kb. 1–3 ha), közöttük fasorok, présházak, fák, kutak, utak stb., tehát jóval heterogénebb volt a táj. A kezelési intenzitás, például a permetezés, a helyben kapott információk szerint nem különbözött nagymértékben e két kategória között. A felhagyott szőlőknél a tőkék már nagyrészt eltűntek, és magas fű borította a földet, melyből a szőlőkarók álltak ki.

A Kiskunságban négyféle terület madárvilágát vizsgáltuk Apaj, Kunpeszér és Szabadszállás térségében: 20 éve nem legeltetett rétek, 5 éve extenzíven legeltetett rétek (1 tehén/2,5 ha), intenzíven legeltetett rétek (1 tehén/1 ha), és műtrágyázott kaszáló. Van tehát egy felhagyott kategória, majd egyre intenzívebb gyepterület használati kategóriák az extenzív legeltetéstől a műtrágyázott kaszálóig. Mindegyik területen tízperces pontszámlálást alkalmaztunk, 100 m-es sugarú körben. Minden akusztikusan vagy vizuálisan észlelt madarat feljegyeztünk. 2002 áprilisában és májusában végeztük el a számlálást a kora reggeli órákban, pontosabban a napfelkelte + 4 órányi idő időintervallumban. Csak jó időjárási viszonyok mellett számláltunk, mikor szél, illetve nagyobb eső nem befolyásolta a detektabilitást (Moskát 1986, Moskát & Waliczky 1988).

A madárközösségek közösségi paramétereit a Divord programmal hasonlítottuk össze (Tóthmérész 1997). Ehhez a szőlő 3 és a gyep 4 kezelési típusa pontjainak pontszám alapján standardizált abundancia értékeit használtuk. A standardi-

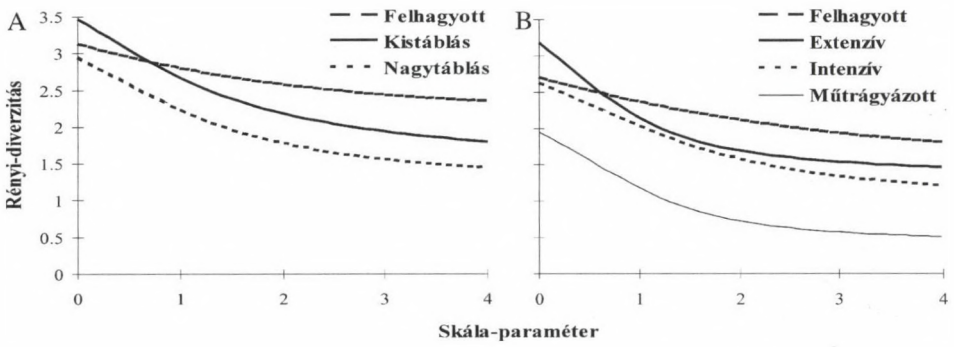
zált fajszámot „rarefaction" módszerrel számoltuk (Moskát 1988). A madárfajok élőhelyi kötődéseit Haraszthy (1998) alapján állapítottuk meg.

Eredmények és értékelésük

Eredményeink szerint a nagytáblás szőlőművelés madárközössége szegényebb volt a másik kétféle szőlőművelésnél előforduló közösségeknél, mely utóbbi kettőnél már nem volt egyértelmű a diverzitási rendezés (azaz a görbék metszik egymást) (1. ábra). A kiskunsági gyepeknél a műtrágyázott gyep messze a legszegényesebb közösséggel rendelkezett, utána az intenzíven legeltetett mintaterület következett. Ezek felett volt, és metszette egymást a felhagyott és az extenzíven legeltetett közösségek diverzitási görbéje, tehát e kettő között egyértelmű diverzitási sorrendet felállítani nem lehetett (1. ábra).

A standardizált fajszám a felhagyott és kistáblás területeken lényegében azonos volt, a nagytáblás pontokon viszont kisebbnek adódott. Jóval jelentősebbek a denzitásbeli eltérések, a nagytáblás területen a denzitás csak fele a másik két területen számlált madárközösségekének (1. táblázat). A kiskunságbeli gyepeknél a standardizált fajszám a felhagyott területen volt a legnagyobb, némileg kisebb az extenzív és intenzív területeken, és legkisebb a műtrágyázott gyepekben (2. táblázat). A legnagyobb különbségek a denzitásban adódtak itt is, hatszoros különbség van a műtrágyázott és a felhagyott területek között.

A szőlőkben megfigyelt fajok denzitásviszonyai általában az adott faj habitatszelekcióját tükrözték (3. táblázat). A füves területekhez kötődő fajok denzitása a felhagyott táblákban volt a legnagyobb (pl. mezei pacsirta *Alauda arvensis*, sordély *Miliaria calandra*), a bokrokhoz és fákhoz kötődő fajok denzitása a kistáblás



1. ábra. A mintaterületek madárközösségeinek diverzitási rendezése. A = hegyaljai (szőlő) és B = kiskunsági (gyep) .

1. táblázat. A pontszámlálási pontok száma, valamint a közösségszerkezeti paraméterek a hegyaljai (szőlők) mintaterületen.

Hegyalja	Pontszám	Összfajszám	Standardizált összfajszám	Összdenzitás (madár/10 ha)
Felhagyott	12	23	23,0	27,85
Kistáblás	22	32	23,61	35,16
Nagytáblás	22	19	18,72	15,92

2. táblázat. A pontszámlálási pontok száma, valamint a közösségszerkezeti paraméterek a kiskunsági (gyepek) mintaterületen.

Kiskunság	Pontszám	Összfajszám	Standardizált összfajszám	Összdenzitás (madár/10 ha)
Felhagyott	4	15	10,87	47,75
Extenzív	23	24	8,73	28,79
Intenzív	24	14	8,98	13,66
Műtrágyázott	9	7	7,0	8,84

szőlőkben volt nagy (pl. erdei pinty *Fringilla coelebs*, mezei veréb *Passer montanus*, zöldike *Carduelis chloris*). Érdekes a nagytáblás szőlők madárközössége, a tövisszúró gébics *Lanius collurio*, mezei veréb, csicsörke *Serinus serinus* és a kenderike *Carduelis cannabina* fordult elő nagyobb denzitással, sőt az utóbbi fajnak itt volt a legnagyobb a denzitása.

A Kiskunság négyféle gyepében a madárfajok denzitásai között még jelentősebb volt az eltérés (4. táblázat). A bokros, fás élőhelyet igénylő fajok legnagyobb

3. táblázat. A megfigyelt madárfajok közül a gyakoribbak denzitása 10 hektáron a hegyaljai (szőlő) mintaterületen.

Hegyalja	Felhagyott	Kistáblás	Nagytáblás
Alauda arvensis	1,33	0,14	0,58
Phoenicurus ochruros	0,27	1,30	0,14
Saxicola torquata	1,59	0,29	0,43
Turdus merula	2,12	1,45	0,29
Turdus philomelos	1,06	1,74	0,29
Sylvia nisoria	3,45	0,43	0,00
Lanius collurio	2,92	3,18	1,16
Passer montanus	0,53	8,83	1,88
Fringilla coelebs	0,27	1,74	0,00
Serinus serinus	1,59	4,77	2,89
Carduelis chloris	1,06	1,88	0,58
Carduelis cannabina	1,86	3,47	5,21
Emberiza citrinella	1,59	0,43	0,14
Miliaria calandra	3,98	0,29	0,14

denzitással a felhagyott, már bokrokkal tűzdelt területen fordultak elő (széncinege *Parus major*, tövisszúró gébics, zöldike, kenderike, sordély). A gyepek madarai elsősorban az extenzíven legeltetett, némileg kisebb denzitással az intenzíven legeltetett gyepekben fordultak elő (pl. mezei pacsirta, parlagi pityer *Anthus campestris*). Az extenzív gyepek nedvesebb foltjaiban további fajok is megjelentek (pl. bíbic *Vanellus vanellus*, nagy goda *Limosa limosa*, foltos nádiposzáta *Acrocephalus schoenobaenus*). Érdekes, hogy a műtrágyázott területen ugyan nagyon kevés egyed és faj fordult elő, de a mezei pacsirta denzitása magas volt.

Az eltérő denzitásoknak sokféle oka lehet, így fontos volna feltárni a táplálékviszonyokat, fészekalj-predációt és egyéb, a fészkelőhely-választásra vonatkozó faktorokat (pl. Fuisz 2002).

A mezei pacsirta, a sordély, a tövisszúró gébics olyan fajok, melyek az EU nagy részén már kipusztulóban vannak, elsősorban a mezőgazdasági művelési intenzifikáció miatt (Donald *et al.* 2001). Magyarországon e fajok még igen gyakoriak (Szép & Nagy 2002), és a jelen vizsgálatokban is nagy denzitással fordultak elő. Ugyanakkor az agrártermelés intenzitása alapvetően befolyásolja gyakoriságukat, így jelen vizsgálatunkat figyelmeztetésnek is tekinthetjük: amennyiben az intenzifikáció előrehalad, nálunk is eltűnnek e fajok.

4. táblázat. A megfigyelt madárfajok közül a gyakoribbak denzitása 10 hektáron a kiskunsági (gyep) mintaterületeken.

Kiskunság	Felhagyott	Extenzív	Intenzív	Műtrágyázott
Coturnix coturnix	2,39	0,14	0,13	0,35
Phasianus colchicus	0,80	0,42	0,00	0,35
Vanellus vanellus	0,00	0,69	0,27	0,00
Limosa limosa	0,00	0,69	0,00	0,00
Numenius arquata	0,00	0,55	0,00	0,00
Tringa totanus	0,00	0,14	0,00	0,00
Streptopelia turtur	0,00	0,00	0,93	0,00
Alauda arvensis	0,80	8,58	5,44	6,01
Anthus campestris	0,00	0,00	0,27	0,00
Motacilla flava	3,98	7,06	1,06	0,71
Saxicola rubetra	3,18	4,57	1,59	0,00
Saxicola torquata	3,18	0,00	0,00	0,00
Acrocephalus schoenobaenus	0,00	0,97	0,00	0,00
Parus major	5,57	0,00	0,00	0,00
Lanius collurio	4,77	0,14	0,00	0,00
Carduelis chloris	3,98	0,00	0,00	0,00
Carduelis cannabina	3,98	0,00	0,00	0,00
Miliaria calandra	11,94	2,08	0,53	0,71

Ezek az eredmények alátámasztják azt a reményt, hogy az extenzív kezelés elősegíti az élővilág gazdagságának megőrzését, illetve helyreállítását. Nem szabad azonban elfelejteni, hogy a vizsgálatunk egy évre, és két igen eltérő élőhelyre vonatkozik, és csak a költő énekesmadarakat vizsgáltuk. Emiatt általánosíthatósága egyelőre korlátozott. Hasonló vizsgálatok más élőhelyeken és más organizmusokon nagyon szükségesek volnának a Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program sikeres megvalósításához.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönjük a lektor észrevételeit, a KNP kutatási engedélyét és Németh Zoltán terepi és tolmács segítségét, továbbá a területek ismerőinek a tanácsokat és a terepi segítséget. A munka az EU 5. keretprogramja EASY projektjének tanulmánya; Báldi Andrást a Bolyai Kutatási Ösztöndíj támogatta.

Irodalomjegyzék

Ángyán, J. (2001): *Az európai agrármodell, a magyar útkeresés és a környezetgazdálkodás.* – Agroinform Kiadóház, Budapest.

Ángyán, J., Podmaniczky, L., Szabó, M. & Madarassy, A. (2001): *Az Érzékeny Természeti Területek (ÉTT) rendszere.* – SzIE KGI, KöM TvH, ELTE, Budapest.

Carey, P. D. (2001): Schemes are monitored and effective in the UK. – *Nature* **414**: 687.

Decaens, T. & Jimenez, J. J. (2002): Earthworm communities under an agricultural intensification gradient in Colombia. – *Plant and Soil* **240**: 133–143.

Donald, P. F., Green, R. E. & Heath, M. F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. – *Proc. Roy. Soc. London, Ser. B, Biol. Sci.* **268**: 25–29.

Fuisz, T. I. (2002): A tövisszúró gébics (*Lanius collurio*) fészkelőhely-választását, szaporodási sikerét és térhasználatát befolyásoló tényezők. – In: *Szupraindividuális biológiai kutatások.* – MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 73–85.

Haraszthy, L. (szerk.) (1998): *Magyarország madarai.* – Mezőgazda Kiadó, Budapest.

Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R. & Gilissen, N. (2001): Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. – *Nature* **413**: 723–725.

Kujawa, K. & Tryjanowski, P. (2000): Relationships between the abundance of breeding birds in Western Poland and the structure of agricultural landscape. – *Acta zool. hung.* **46**: 103–114.

Moskát, C. (1986): Madárszámlálási módszerek hatékonyságának vizsgálata a Pilis-hegységben. – *Állatt. Közlem.* **73**: 51–59.

Moskát, C. (1988): Diverzitás és rarefaction. – *Aquila* **95**: 97–104.

Moskát, C. & Waliczky, Z. (1988): Madárpopulációk nyomon követése pontszámlálással. A Magyar Madártani Egyesület új madárszámlálási programja. – *Madártani Tájékoztató* **12**: 118–120.

Siriwardena, G. M., Crick, H. Q. P., Baillie, S. R. & Wilson, J. D. (2000): Agricultural land-use and the spatial distribution of granivorous lowland farmland birds. – *Ecography* **23**: 702–719.

Szép, T. & Nagy, K. (2002): *Mindennapi Madaraink Monitoringja* (MMM) 1999–2000. – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.

Tóthmérész, B. (1997): *Diverzitási rendezések.* – Scientia, Budapest.

Comparing bird communities on agricultural lands with different management intensity

Báldi, A.[1], Verhulst, J.[2] and Kleijn, D.[2]

[1]Animal Ecology Research Group, HAS, Hungarian Natural History Museum
H-1083 Budapest, Ludovika tér 2, Hungary
[2]Wageningen University, Wageningen, The Netherlands

Abstract: The literature shows that there is a well-established negative relationship between biodiversity and the intensity of farmland management. We evaluated this relationship in abandoned, small parcel and large parcel vineyards at Hegyalja (E Hungary), and abandoned, extensively, intensively grazed and fertilised grasslands in Kiskunság (Central Hungary). The intensity of management had negative impact on the diversity and total density of breeding bird communities in both areas. The characteristic species (e.g. skylark and corn bunting for grasslands) preferred in almost all cases the less intensively managed, but not abandoned farmlands. These results highlight the need for more similar studies that should provide scientifically sound guidelines for the changing agriculture of Hungary.

Key words: agriculture, bird diversity, grassland, National Agro-environmental Program, vineyard

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 457–464, 2004

Vörös vércse (*Falco tinnunculus*) telepítési kísérletek a Bakony térségében

Barta Zoltán[1] és Béres László[2]

[1]*Bakonyi Természettudományi Múzeum, 8420 Zirc, Rákóczi tér 1*
E-mail: btmz@bakonymuseum.koznet.hu
[2]*Észak-dunántúli Áramszolgáltató Rt, 8000 Székesfehérvár, Királysor 1/a*

Összefoglaló: A 4000 km² kiterjedésű Bakony hegység térségében a Magyarországon ma még általánosan elterjedtnek tartott vörös vércse állománya napjainkra erősen visszaszorult. Az egyedszámcsökkenéshez vezető okok egyike a fészkelési lehetőségek beszűkülése volt. 2001-ben kezdett munkánk során a faj által korábban lakott élőhelyeken – elsősorban Várpalota térségében – költőládák kihelyezésével lehetővé kívántuk tenni az 1990-es évek közepén itt élt állomány visszatelepülését, ill. célul tűztük ki a még fellelhető szórványpopulációk közötti „fészkelési folyosók" kialakítását. Tevékenységünk nyomán eddig 33 költőpár telepedett meg a Várpalota–Veszprém közötti területen, közülük 16 pár (49%) a már 2001 tavaszán is kinn lévő odúkban kezdett költésbe, további 17 pár (51%) pedig újonnan telepedett meg későbbi (2001 őszi) kihelyezésű költőládákban (25%-uk a kialakított „folyosókban"). A költőpárok 129 fiókát röpítettek.

Kulcsszavak: Bakony, „csökkenő egyedszámú fajok" kategória, *Falco tinnunculus*, költésbiológia, telepítés költőládával, természetvédelem, vörös vércse

Bevezetés

Hazánkban a sólyomalkatúak (Falconiformes) rendjébe tartozó vörös vércse a csökkenő egyedszámú fajok kategóriájába tartozik (Haraszthy 1998). Magyarországi állományát napjainkban 3–4000 párra becsülik (Magyar *et al.* 1998).

A Bakony területén a vörös vércse az 1960-as évekig a leggyakoribb fészkelő ragadozó madárfaj volt. Irodalmi adatokból tudjuk, hogy például a Keleti-Bakonyban 1943–1960 között állománya meghaladta a 40–50 párt (Tapfer 1976). Ugyanígy elterjedt madárként ismerték a Keszthelyi-hegységben, de a Balaton-felvidéken is (Keve 1970, Keve & Tapfer 1978). A hegység „szívének" mondható Magas-Bakonyból ugyan nem rendelkezünk publikált adatokkal, azonban szóbeli közlésekből tudjuk, hogy az 1950-es években itt is gyakori volt.

A Dunántúlon – így a Bakonyban is – a faj napjainkra erősen visszaszorult. Az állomány csökkenéséhez vezető okok egyikével, a fészkelési lehetőségek beszűkülésével magunk is találkoztunk az elmúlt évek során: a várpalotai szénbányászat 1990-es években bekövetkezett felszámolását követően az itt lévő csillepálya

azon tartóoszlopait is elbontották, amelyek üregeiben évről-évre nagyszámú védett, odúlakó madárfaj költött. A szóban forgó időszakban (1995 májusában) állományfelmérést végeztünk a még bontás előtt álló oszlopokon (22 db). Ekkor 16 pár vörös vércse, 8 pár csóka (*Corvus monedula*) és 1 pár gyöngybagoly (*Tyto alba*) fészkelését állapítottuk meg a területen. Az oszlopok elbontását követően a kiterjedt, nyílt, füves térségben nagyszámú madár maradt fészkelési lehetőség nélkül, s tűnt el a térségből.

1999 áprilisában kísérleti jelleggel 4 db nagy méretű költőládát helyeztünk ki az érintett terület néhány villanyoszlopára. 1999 nyarán – annak ellenére, hogy a ládák kihelyezésének időszakában a vörös vércséknél a költés már beindult – mind a négy odúban eredményes költést tapasztaltunk. 2000 nyarán szintén eredményes költéseket regisztráltunk itt (4 fészkelő pártól 21 fióka repült ki).

A bakonyi vörös vércse populáció védelme érdekében a következő feladatok megvalósítását tűztük ki célul: (1) a faj bakonyi állományának felmérését (2001–2003), (2) költésbiológiai adatok gyűjtését (2001–2003), (3) a potenciális élőhelyek dokumentálását (2001–2003), (4) költőládák telepítésével a faj fészkelési körülményeinek javítását Várpalota–Veszprém térségében (2001–2003).

A vörös vércsék telepítését két térségben céloztuk meg. (1) A Várpalota körzetében fekvő területen, ahol nagyobb mennyiségű (30 db) költőláda kihelyezésével kívántuk biztosítani az 1995 előtti állományszint elérését. Erre a napjainkban is gazdag táplálékbázissal rendelkező élőhely megfelelő alapot nyújtott. (2) A Várpalotától Veszprémig húzódó mintegy 20 km hosszú, s a Keleti-Bakony hegylábi régiójától a Balaton-felvidék északi vonulatáig terjedő, több km szélességű dolomitkopárokon, melyek szintén jó táplálékbázissal rendelkeznek, viszont a fészkelési viszonyok itt is kedvezőtlenek. Ebben a térségben a vörös vércsék csak néhány olyan nagyfeszültségű rácsos szerkezetű vasoszlopon tudnak költeni, ahol a dolmányos varjak (*Corvus corone cornix*) előzőleg már fészket raktak (1. táblázat). A varjak kis egyedszáma, illetve a kedvezőtlen időjárási körülmények okozta gyakori fészekpusztulások következtében azonban ezek a fészkelési lehetőségek gyakran csak időlegesen adottak a vörös vércsék számára. Ugyanakkor ez a táplálékállatokban (pl. fürge gyík (*Lacerta agilis*), mezei pocok (*Microtus arvalis*)) gazdag és az év nagy részén (a katonai hadgyakorlatok idejét leszámítva) háborítatlan élő-

1. táblázat. A kutatási/telepítési időszak során ismertté vált vörös vércse fészkek előfordulási helyeik szerinti megoszlása 2001 és 2002-ben.

Nagyfeszültségű villanyoszlopon (varjúfészekben)		Térvilágítási vasoszlopon		Fán (varjúfészekben)		Költőládában			
						Fán		Villanyoszlopon	
2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002
9	13	0	1	3	2	2	9	9	24

hely mintegy „folyosóként" szolgálhat a várpalotai térségben visszatelepülésre lehetőséget kapó, s idővel megerősödő peremi állomány egyedeinek nyugati irányba, a hegység belseje felé történő terjeszkedésre. Erre a területre további (max. 20 db) költőláda telepítését terveztük.

Telepítési tervünk kidolgozásakor feltételeztük, hogy amennyiben a faj megtelepülése a két régióban sikeres lesz, úgy kapcsolat jöhet létre a Déli-Bakony peremén (Nemesvámos és Tótvázsony) ma még meglévő populációval, s ez a térségben található vörös vércse állomány megerősödéséhez vezethet.

Módszerek

A költőládák kihelyezése

A telepítési kísérlet alapjául szolgáló költőládák összeállítását és folyamatos kihelyezését 2001. március 16-án kezdtük el. A vörös vércsék fészkelésére alkalmas költőládatípus kiválasztásánál Andrési (1996) leírása szolgáltatta a mintát számunkra. Mivel a típust túl zártnak tartottuk ahhoz, hogy a vörös vércsék megtelepülése esetén a fészkelő madarak költését a talajról is nyomon tudjuk követni (pl. állványos távcsövön keresztül történő megfigyelés során), ezért alacsonyabb bejárati peremű (azaz homlokdeszkájú), ill. álló téglalap formátumú (és szintén keskeny bejárati peremű) odúkat is készítettünk, ill. helyeztünk ki az arra alkalmasnak ítélt területekre.

Az odúk telepítésének helyszínéül szolgáló élőhelyeket részben korábban szerzett ismereteink (ld. várpalotai terület), részben a 2001. év folyamán végzett terepvizsgálataink alapján választottuk ki. A költőládákat elsősorban villanyoszlopokra (középfeszültségű beton: 34 db, nagyfeszültségű rácsos szerkezetű vasoszlopok: 10 db) helyeztük ki. Ahol ilyen műtárgy nem állt rendelkezésünkre, ott idősebb fákra (pl. fekete nyár (*Populus deltoides*), feketefenyő (*Pinus nigra*) stb.) történt a kitelepítésük (9 db). Az általában 10–15 m közötti magasságba kitett odúk tájolását úgy végeztük, hogy bejáratuk az uralkodó széliránnyal (Ny-i, ÉNy-i, É-i) ellentétes oldal felé (többnyire D-i, kisebb részben K-i irányba) nyíljon.

A költőládák kihelyezésének időzítését úgy végeztük, hogy azok a költési időszak kezdetére már a madarak rendelkezésére álljanak. Hazai irodalmi adatok alapján Magyarországon a faj költése április közepe és május közepe között kezdődik meg (Haraszthy 1998). Tapfer (1981) szerint térségünkben (Keleti-Bakony és peremterületei) április végénél–május elejénél előbb nincsenek tojásai. Ezen ismeretek alapján a költőládák kitelepítését még a költési időszak előtt megkezdtük, így 2001. április 1-jére 17 db mesterséges odút helyeztünk ki (Várpalota környéké-

re 11 db-ot, Tótvázsony-Barnag határában 6 db-ot). Ezt követően 2001 májusában 1 odút, a költési időszak befejeztével pedig további 35 odút helyeztünk ki (Várpalota környékére 29 db-ot, Veszprém, Kádárta és Gyulafirátót térségébe 7 db-ot).

A költésbiológiai adatok gyűjtése

A kihelyezett költőládáknál és körzetükben 2001-ben február 25. és szeptember 30. között 46, 2002-ben pedig március 10. és augusztus 18. között 50 napon végeztünk faunisztikai és költésbiológiai vizsgálatokat.

Kutatásaink során az odúk elfoglalásától a fiókák kirepüléséig több ezer adatot rögzítettünk. Vizsgáltuk a hím és tojó madár jelenlétét, viselkedését és rögzítettük, hogy a megfigyelt madár jelölt volt-e. Vizsgáltuk továbbá a tojások számát, méretét, súlyát, a fiókák számát, korát, súlyát és a kirepülési sikert. Mivel a feszültség alatt álló oszlopokon lévő költőládák fészekaljainak paramétereit az ellenőrzés nehézsége miatt csak részben ismertük, így ezeket a fészkeket az elemzésekből kizártuk. A fészekaljak tojásainak méreteit digitális tolómérővel állapítottuk meg, a fiókák súlymérésénél pedig 300 grammos rugós erőmérőt használtunk. A fiókák egy részénél alumínium-, illetve színes gyűrűs jelölést is alkalmaztunk, hogy a későbbiekben ennek segítségével a faj egyedeinek területhűségére, revírfoglalására stb. is adatokat nyerhessünk.

A faunisztikai adatgyűjtéseknél, a szülőpárok korának meghatározásánál, ill. a madarak jelöltségének megfigyelésénél 10–12 × 50-es, illetve 8–20 × 50-es kézi távcsöveket, valamint 20–60 × 80-as állványos távcsövet használtunk.

Az egyes előfordulásokról – az élőhelyekről készített fotódokumentációk mellett – 1 : 10 000-es méretarányú térképi dokumentációt is készítettünk a későbbi időszak ismételt felvételezéseinek megkönnyítése céljából.

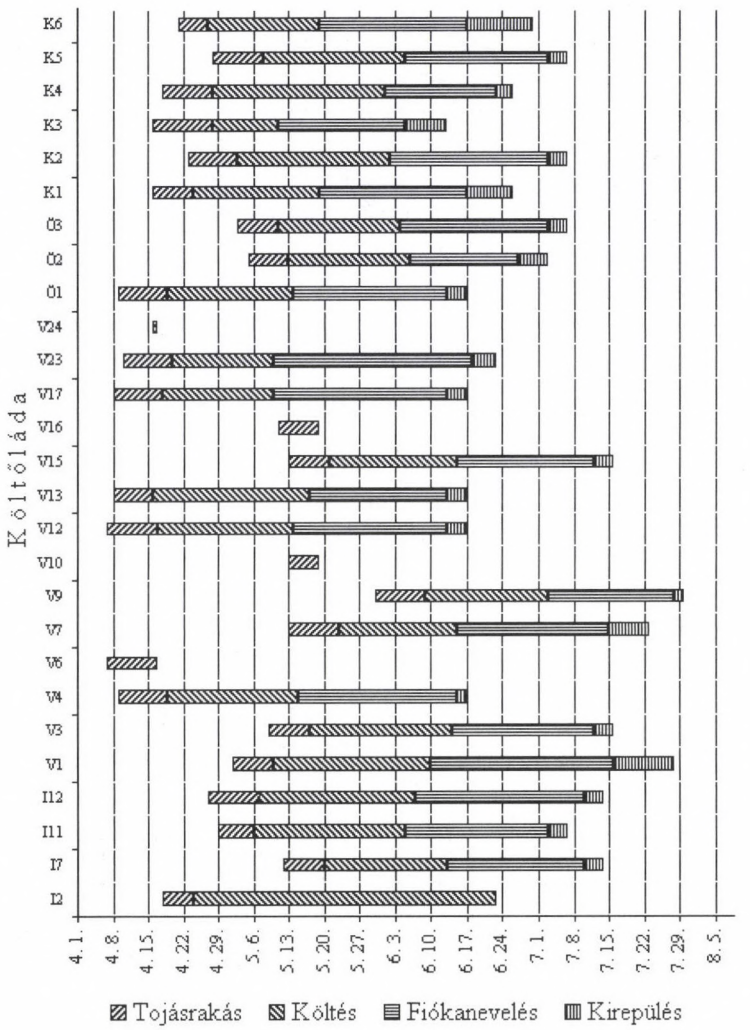
Eredmények

Telepítési kísérlet

Projektünk első évében (2001) a Várpalota körzetében található 23 db költőládából 11 db-ot (38%) foglaltak el a vörös vércsék, s 9 db odúban (31%) sikeres költés is lezajlott. A fészkelési időszak tartama (10 költőpár alapján) 2001-ben a következőképpen alakult: a költés/fiókanevelés április 17.–július 24. között zajlott le, míg a tojásrakás időszaka április 17.–május 26. közé esett. A költőpárok 53 db tojást raktak le (4,8 db/fészekalj), s ebből 36 fióka (67,7%) sikeres kirepülését regisztráltuk (3,3 pld/fészekalj). A tojások méretére vonatkozóan 9 fészekalj (44 db

tojás) esetében végeztünk vizsgálatot. A tojások átlagos hosszúsága 38,93 mm, átlagos szélessége 31,09 mm volt.

2002-ben már 33 költőpár (100%) telepedett meg a Várpalota–Veszprém közötti területen: közülük 16 pár (49%) a már 2001-ben is kinn lévő odúkban kezdett fészkelésbe, míg 17 pár (51%) újonnan jelent meg a térségben – 25%-uk a kialakított „folyosókban". 2002-ben a költés és fiókanevelés április 07.–július 28. között zajlott le, míg a tojásrakás időszaka április 07.–június 03. közé esett (1. ábra). A



1. ábra. A fészkelési időszak tartamának alakulása 2002-ben az Inota–Várpalota–Öskü–Kádárta térségében lévő vörös vércse populáció vizsgálata alapján.

vizsgált fészekaljakban a költőpárok 164 db tojást raktak le (5,0 db/fészekalj), ebből 129 fióka (77,4%) röpült ki (3,9 db/fészekalj) (2. ábra). A tojások méretét 22 fészekalj 119 db tojása alapján vizsgáltuk. Az átlagos hosszúság 38,57 mm, az átlagos szélesség 30,94 mm volt. A vizsgált költőládáknál korábbi jelölésű egyedeket nem figyeltünk meg.

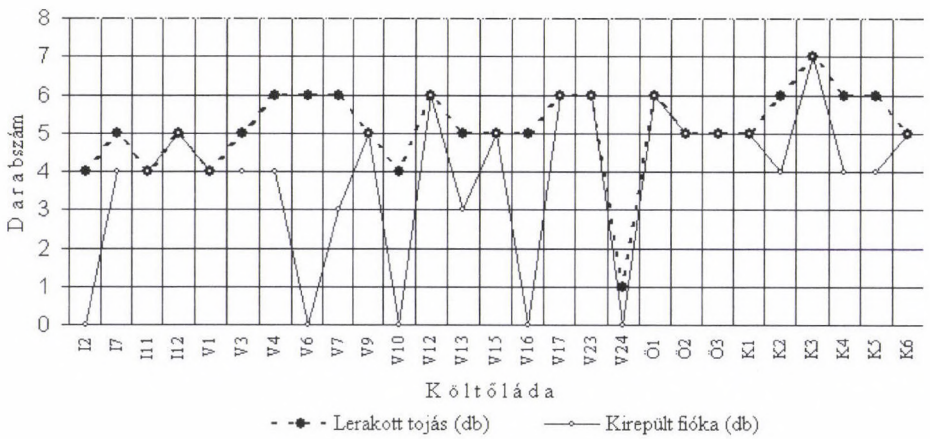
Állományfelmérés

A vörös vércsét hazánkban ma általánosan elterjedt madárfajnak tartják, annak ellenére, hogy állományának területi megoszlása nagy „szóródást" mutat és pontosan nem is ismert. Mivel projektünk távlati célkitűzéseinek megvalósításához ismernünk kell a Bakonyban fellelhető állomány területi elhelyezkedését, ezért a faj előfordulásának felmérése céljából a 2001. évben számos élőhelyen végeztünk faunisztikai kutatásokat.

Kiemelt vizsgálati területnek a Keleti-Bakonyt és Veszprém térségét (Kádárta–Gyulafirátót–Márkó) tekintettük, emellett a Balaton-felvidéken és a Déli-Bakonyban végeztünk alkalmanként további kutatásokat.

A Keleti-Bakonyban csak Csetény község határában állapítottuk meg a faj előfordulását, de fészkelését nem tudtuk igazolni. A Tapfer (1981) által korábban leírt, s 2001-ben általunk kutatásba vont területeken a vörös vércsét sehol sem találtuk meg.

Veszprém térségében jelentősnek mondható állományt találtunk Kádártánál (legalább 8 pár). Felmérésünk szerint itt a költőpárok többsége (legalább 5 pár) nagyfeszültségű rácsos szerkezetű vasoszlopokon költ dolmányos varjak gally-



2. ábra. A lerakott tojások és kirepült fiókák számának alakulása 2002-ben az Inota–Várpalota–Öskü–Kádárta térségében lévő vörös vércse populációban vizsgált 27 db költőláda alapján.

fészkeiben. A Balaton-felvidék és a Déli-Bakony kutatott területein csak Nemesvámos–Tótvázsony térségében került elő egy kisebb – itt már korábban is ismert – populáció.

Értékelés

Bár átfogóbb elemzésekre csak több évet érintő és nagyobb mennyiségű mintavételi anyag kiértékelése nyújthat módot, azért a rendelkezésünkre álló eredmények alapján a következőket mégis megállapíthatjuk. A kialakított „folyosókban" javultak a már meglévő állományok fészkelési körülményei, valamint a költések eredményessége. A „folyosókba" kihelyezett költőládák révén új párok települtek be. A munka első két évében sikerült az 1995. évi várpalotai populáció 94%-át visszatelepíteni. Ennek alapján megállapítható, hogy a költőládák kihelyezésével sikerült javítani a vörös vércsék fészkelési lehetőségeit, megjegyezzük, hogy a költőládák több ízben is rongálás áldozatául estek. A Tótvázsony–Barnag térségébe, vezeték nélküli beton villanyoszlopokra kihelyezett költőládák többségét (5 db-ot) megsemmisítve találtuk, az oszlopokat kidöntötték, a költőládákat összetörték. Az Öskü határába kihelyezett 4 költőládánk közül egyet hasonló módon oszlopostól kidöntöttek.

Vizsgálataink során pontos adatokat nyertünk az egyes költőpárok szaporodási ciklusára, illetve fészekaljaik jellemzőire (tojás- és fiókaszám, mortalitás stb.) vonatkozóan. Fényképfelvételeken és topográfiai térképeken dokumentáltuk a vörös vércsék által jelenleg lakott bakonyi élőhelyek állapotát. A Keleti- és Déli-Bakony térségéből újabb faunisztikai adatokat nyertünk a faj mai elterjedésére, gyakoriságára és állománynagyságára vonatkozóan. A vörös vércse fészkelési ciklusának és költésbiológiájának pontosabb ismeretében hatékonyabb természetvédelmi beavatkozásokra nyílhat mód a faj védelme érdekében.

*

Köszönetnyilvánítás – A telepítési program a KAC (023047–01/2000 számú) és a Bakonyi Természettudományi Múzeum támogatásával valósulhatott meg. Köszönetet mondunk Simon Károlynak (Veszprém) és Széplaki Imrének (Veszprém) a 2001. évi telepítések és ellenőrzések során nyújtott segítségükért, s rajtuk kívül mindazoknak, akik munkánkat valamilyen módon segítették.

Irodalomjegyzék

Andrési, P. (1996): *Cselekvő természetvédelem.* – JGYTF Kiadó, Szeged, 212 pp.
Haraszthy, L. (szerk.) (1998): *Magyarország madarai.* – Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 98–99.

Keve, A. (1970): A Keszthelyi-hegység és a Kisbakony madárvilága. – *A Bakony természettudományi kutatásának eredményei*, Veszprém, **6**: 1–100.

Keve, A. & Tapfer, D. (1978): A Balaton-felvidék madárvilága. – *A Bakony természettudományi kutatásának eredményei*, Zirc, **11**: 1–63.

Magyar, G., Hadarics, T., Waliczky, Z., Schmidt, E., Nagy, T. & Bankovics, A. (1998): *Nomenclator avium Hungariae. Magyarország madarainak névjegyzéke.* – Madártani Intézet, MME, Winter Fair, Budapest–Szeged, 202 pp.

Tapfer, D. (1976): Ragadozómadarak és baglyok elterjedése a Bakonyban napjainkban és védelmük alapvető szempontjai. – In: Tóth, S. (szerk): *Ankét a Bakony madárvilágának szervezett védelmére* (Zirc, 1976. október 4.) Bakonyi Természettudományi Múzeum, Zirc, 34 p. I. m. 10–15 pp.

Tapfer, D. (1981): A vörösvércse (Falco tinnunculus L.) a Keleti-Bakonyban (1944–1979). – *A Veszprém megyei Múzeumok Közleményei*, Veszprém, **16**: 245–248.

Attempt for settling the kestrel (*Falco tinnunculus*) in the Bakony area

Barta, Z.[1] and Béres, L.[2]

[1]Natural History Museum of Bakony Mountains, H-8420 Zirc, Rákóczi tér 1, Hungary
[2]ÉDÁSZ Rt., H-8000 Székesfehérvár, Királysor 1/a, Hungary

Abstract: The population of the Kestrel (*Falco tinnunculus*), which is considered widespread in Hungary, has considerably decreased in number in the 4000 km^2 area of the Bakony mountains. One possible cause of the decline might be the lack of nesting possibilities in the area. In the course of our project, which has been started in 2001, we have placed nest boxes to the Kestrel's original habitat, mostly near Várpalota, in an attempt to resettle the population that had nested in the area in the nineties, and to create "nesting corridors" between the sparse populations of the area. As a result of our efforts by now 33 pairs have settled between Várpalota and Veszprém. 16 pairs out of this 33 (49%) started breeding in the nest boxes in the summer of 2001, while the other 17 pairs (51%) settled later in the boxes that had been placed in the autumn of the same year (25% in the "nesting corridors"). The breeding pairs fledged 129 nestlings successfully.

Key words: Bakony mountains, breeding biology, *Falco tinnunculus,* Kestrel, nature conservation, "species decreasing in number", settling with nesting box

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 465–472, 2004

Énekesmadarak monitorozása az Ócsai Tájvédelmi Körzetben

Csörgő Tibor[1], Karcza Zsolt[2] és Halmos Gergő[3]

[1]*ELTE, Állatszervezettani Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány sétány 1/C*
E-mail: csorgo@cerberus.elte.hu
[2]*KGI, Természetvédelmi Igazgatóság, 1092 Budapest, Kinizsi u. 30–36*
E-mail: karcza.zsolt@freemail.hu
[3]*MME, Gyűrűzőközpont,1121, Budapest, Költő u. 21*
E-mail: halmos.gergo@mme.hu

Összefoglalás: A Duna–Ipoly Nemzeti Parkhoz tartozó Ócsai Tájvédelmi Körzetben 1983-tól folynak madártani kutatások. Ezek egyik célja, az énekesmadarak állományváltozásának nyomon követése, monitorozása. A területre jellemző különböző élőhelyeken – a vízben álló nádastól a beerdősült területekig – választottunk ki fogóhelyeket. Ezeken 1984-től július 15. és szeptember 15. közötti időszakban állandó számú és változatlan helyzetű függönyhálókkal 70 fajba tartozó 79 155 madarat fogtunk be. Értékeltük a fajszám, egyedszám, diverzitás kiegyenlítettség évenkénti változásait, valamint az első évet alapul véve a fajösszetétel hasonlóságát. A területre jellemző és gyakori két faj a nádasokhoz kötődő cserregő nádiposzáta és a bokros-fás élőhelyeket kedvelő barátka esetében külön is vizsgáltuk az évi egyedszám és relatív részesedés alakulását. Az ingadozó évi egyedszám mellett a fajszám, a diverzitás és kiegyenlítettség értékek meglehetősen magasak, jól jellemzik a terület vegetációs heterogenitását. Szignifikáns trendet egyik sem mutat, amiből a terület változatlanságára lehetne következtetni. Ennek ellenére a vizsgálati időszak alatt jelentős fajösszetételbeli változások következtek be, a trend többször is változott. A hasonlósági értékek 1990-ig folyamatosan csökkentek, 1997-ig emelkedtek, majd az utóbbi években ismét csökkenő tendenciát mutattak. A két külön is vizsgált faj egyedszáma és relatív részesedése ellentétesen változott. Vizsgálatunkat a költési időszak után, a nyár végi diszperzió, és az őszi vonulás során végeztük, így az eredmények nem a helyi költés sikerességére utalnak, sokkal inkább a terület állapotát tükrözik. A változások okait minden bizonnyal helyi háttérváltozókban, elsősorban a láp évente különböző vízviszonyaiban és az ebből következő táplálékbázis eltéréseiben kell keresni, mivel hasonló vizsgálat a Balaton-part homogénebb struktúrájú, stabilabb vízborítású vegetációjában – ugyanebben a periódusban – nem mutatott hasonló eredményeket.

Kulcsszavak: diverzitás, énekesmadarak, monitoring, Renkonen hasonlóság

Bevezetés

Mind Európában, mind Észak-Amerikában számos faj egyedszáma változott jelentősen az utóbbi évtizedekben. Néhányé növekedett, de a többségé csökkent. Az énekesmadarak közül főleg a hosszú távú vonulók és a talajon fészkelők mutattak erős csökkenést. Az okok összetettek és egymás hatását erősíthetik is. A legva-

lószínűbbek a fészkelő és telelő területen bekövetkező élőhelyvesztés, a fragmentáció, a növekvő predációs nyomás vagy költésparazita fajok állománynövekedése, klímaváltozás (Bauer & Heine 1992, Berthold *et al.* 1986, Böhning-Gaese *et al.* 1993, Böhning-Gaese & Bauer 1996, Coppedge *et al.* 2001, Haapala & Saurola 1989, Haila *et al.* 1980, Holmes & Sherry 2001, Lack 1989, Marchant 1992, Peach *et al.* 1991, Peach & Baillie 1992, Peterjohn & Sauer 1994, Sillet *et al.* 2000, Yahner 1993, Wilcove & Terborgh 1984, 1992).

A tendenciák nyomon követésére és a konkrét okok feltárására világszerte számos monitoring programot indítottak, amelyek a legkülönbözőbb módszerekkel dolgoznak, pl. számolással a Winter Bird Census, Spring Counts (Tiainen 1985), és a Monitoring of Finnish Land Birds (Vaisanen & Routasuo 1991), Breeding Bird Survey, Christmas Bird Count az USA-ban (O'Connor 1991), gyűrűzéssel a Mettnau–Reit–Illmitz Program Németországban és Ausztriában (Berthold *et al.* 1986), a Finnish Constant Effort Sites (Haapala & Saurola 1992), a Constant Effort Sites Nagy-Britanniában (Peach & Baillie 1992) vagy a Canadian Migration Monitoring Network (Dunn 1996, Dunn *et al.* 1997).

A legtöbb programban a környezeti tényezőknek egy-egy fajra vagy kisebb fajcsoportra gyakorolt hatását vizsgálják, bár a komplexebb okok feltárására a nagyobb fajközösségek sokkal alkalmasabbak (Tiainen 1985). Az általánosítások alapfeltétele, hogy a vizsgálatban minél több mintaterület legyen, mert egy-egy területen különböző helyi tényezők is befolyásolhatják az állományok alakulását. Ha az adatbázis csak egy viszonylag kis területről származik – mint jelen munka esetében is – az értékelés csak lokális szempontú lehet (Böhning-Gaese 1995). Jelen dolgozatunkban egy ilyen vizsgálatról számolunk be.

Módszerek

Az adatokat a Duna–Ipoly Nemzeti Parkhoz tartozó Ócsai Tájvédelmi Körzetben gyűjtöttük az Ócsai Madárvárta Egyesület Madárvártáján (47°19'É, 19°13'K) 1984–2001 között. A vizsgálati terület egy jégkorszaki maradványláp rendkívül heterogén vegetációjú szegélye, ahol a legkülönbözőbb, elsődleges és másodlagos szukcessziós folyamatok eredményeképpen kialakult növényzet található. A fogóhelyeket a területre legjellemzőbb vegetációkban választottuk ki, így a hálók vízben álló nádasban, száraz aljzatú nádasban, fűzbokrosban, bodzásban és nyárerdő foltban álltak. Összesen 47 db, 12 méteres japán típusú függönyhálót használtunk. A hálók száma és helye a vizsgálati időszak alatt állandó volt. A 18 év során 70 fajba tartozó 79 155 énekesmadarat fogtunk be július 15. és szeptember 15. között. Az adatbázisból kizártuk a füstifecskét (*Hirundo rustica*) a parti fecskét (*Riparia*

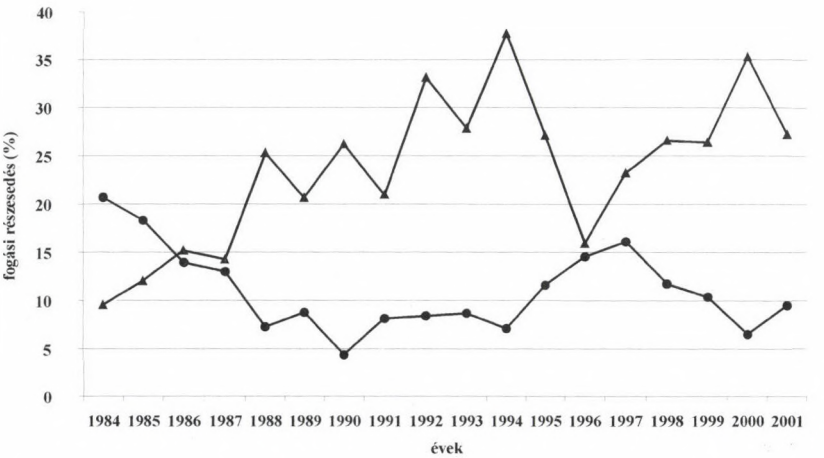
riparia) és a két verébfajt (*Passer montanus*, *P. domesticus*), mivel ezek alkalomszerűen nagy tömegben éjszakáznak a nádasokban, és egy-egy ilyen nagyobb csapat befogása nagyon torzította volna az értékelést. A 18 év adatai alapján vizsgáltuk a fajszám és egyedszám évi alakulását. Két típusfajt – a nádasokhoz kötődő cserregő nádiposzátát (*Acrocephalus scirpaceus*) és a bokrosokat preferáló barátkát (*Sylvia atricapilla*) – kiválasztva külön is elemeztük a fogási részesedésük alakulását.

A közösség változásait a Shannon-diverzitás, kiegyenlítettség és Renkonen hasonlósági indexek segítségével elemeztük. Ez utóbbihoz az 1984-es évet vettük alapul.

Eredmények

A vizsgált periódusban évente ingadozó fajszámok mellett nagyon különböző egyedszámú madarat fogtunk. A minimum fajszám (44) és minimum egyedszám (2684) is az első évben, a maximum fajszám (59) 1990-ben, a maximum egyedszám (7527) 1993-ban volt. Tendenciózus változás sem a fajszám, sem az egyedszám esetében nem megfigyelhető (1. táblázat). A 18 év során összesen 70 énekesmadárfajt fogtunk, de ezek közül csak 35 faj fordult elő minden évben. A legszámosabb két faj a cserregő nádiposzáta és a barátka volt. Ezek együttes átlagos részesedése az összbefogás 35%-át, az 1–10% közötti részesedésű fajok a további 57,4%-ot adták, és csak 7,6% volt az 1%-nál kisebb részesedésű fajok aránya.

A két típusfaj egyedszáma és relatív részesedése ellentétesen változott. Amikor a cserregő nádiposzáta egyedszáma és részesedése nőtt, a barátkáé csökkent és fordítva (1. ábra).



1. ábra. A cserregő nádiposzáta (*Acrocephalus scirpaceus*) (▲) és a barátka (*Sylvia atricapilla*) (●) fogási részesedése a vizsgálati periódusban.

A minimális diverzitás (2,68) 1984-ben, a minimális kiegyenlítettség (0,68) 1994-ben, míg a maximális diverzitás (3,13) 1991-ben, a maximális kiegyenlítettség (0,80) 1987-ben volt. Tendenciózus változás e két indexnél sem figyelhető meg (1. táblázat).

A hasonlósági indexek 1990-ig meredeken – 0,51-ig – csökkentek, majd 1997-ig emelkedtek. Ez évben az 1984-es évhez képest már ismét 0,71 volt az érték. Az ezt követő 4 évben a tendencia ismét csökkenő, a hasonlósági index 2001-ben ismét csak 0,55 volt (2. ábra).

Értékelés

Az énekesmadarak speciálisan érzékenyek a környezeti változókra, mivel nagyon mozgékonyak és rövid a generációs idejük, így gyorsan képesek válaszolni

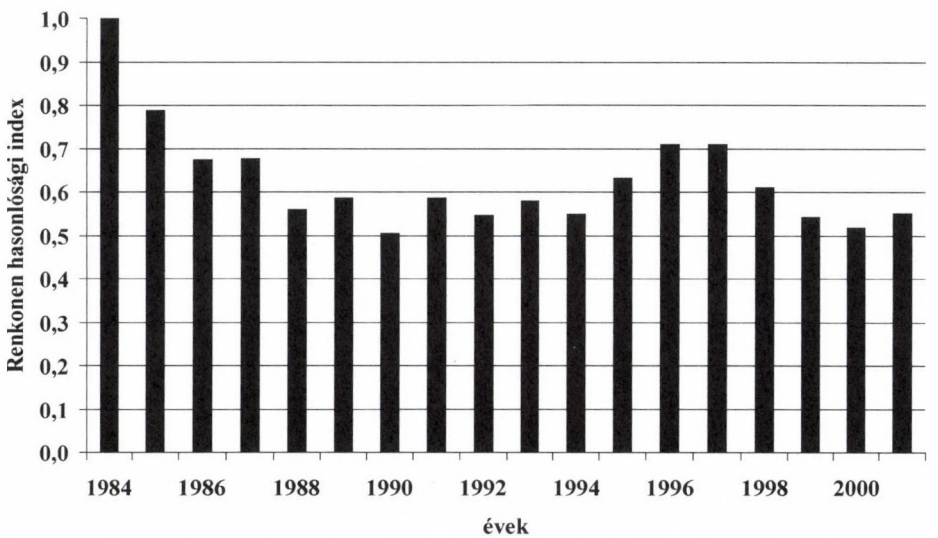
1. táblázat. A vizsgálat során befogott énekesmadarak fajszáma, egyedszáma, diverzitása és kiegyenlítettségi értékei.

Évek	fajszám	egyedszám	diverzitás	kiegyenlítettség
1984	44	2684	2,68	0,71
1985	47	2347	2,92	0,76
1986	51	4003	2,78	0,71
1987	48	2874	3,09	0,80
1988	55	4544	3,08	0,77
1989	57	5399	3,08	0,76
1990	59	6220	2,96	0,73
1991	51	3180	3,13	0,80
1992	50	3140	2,78	0,71
1993	56	7527	2,87	0,71
1994	55	4909	2,75	0,69
1995	54	4828	2,93	0,73
1996	52	4492	3,04	0,77
1997	53	4521	2,88	0,72
1998	52	4484	2,92	0,74
1999	50	3492	2,92	0,75
2000	52	5765	2,76	0,70
2001	49	4746	2,86	0,74
Összesen	70	79155		
Meredekség	–	–	–0,0029	–0,0013
R^2	–	–	0,0136	0,0444

a környezet változásaira mind térben, mind időben (Böhning-Gaese *et al.* 1994, McIntyre 1995). Modellvizsgálatok azt mutatják, hogy egy monitoring vizsgálathoz minimum 15–30 év szükséges, hogy kiderüljenek a kapcsolatok a főbb tényezők között (Gerrodette 1987, Rodenhouse 1992). Sajnos a legtöbb vizsgálat sokkal rövidebb intervallumú, és az évről évre bekövetkező populációs változások nem mutatják még a valódi, hosszú távú trendeket, csak a populációk egyedszámának természetesnek tekinthető ingadozását. További nehézség, hogy ugyanazon fajok sem mutatnak mindig ugyanolyan irányú változásokat egymáshoz közeli területeken sem (Böhning-Gaese *et al.* 1994, Böhning-Gaese 1995, Holmes & Sherry 2001), ezért az általánosításhoz több területen párhuzamosan végzett vizsgálatok szükségesek.

Vizsgálatunk az időintervallum feltételnek eleget tesz, de csak egyetlen, viszonylag kicsi és speciális területen dolgoztunk, így megállapításaink nem általánosíthatók. (Az énekesmadarak populációinak nagyobb földrajzi léptékre érvényes trendjeit itt azért sem lehet vizsgálni, mert a Kárpát-medencében fészkelő fajok többségének populációi elkülönültek az észak- és nyugat-európaiaktól, és még az átvonulók többsége sem nagyobb távolságokról származnak (Csörgő *et al.* 1991, Csörgő & Ujhelyi 1991, Csörgő & Lövei 1994).

Az Ócsai Tájvédelmi Körzet vizes élőhelyeinek nincs felszíni vízbefolyása. A vízutánpótlást – a területre hulló csapadékon kívül – csak az északkeleti irányból csordogáló rétegvíz jelenti. Ugyanakkor a 70-es évek közepéig a területen zajló tőzegbányászat során kialakított csatornákon a vízelvezetés 1991-ig – a szabályozó



2. ábra. Az 1984-es évhez viszonyított Renkonen hasonlósági értékek.

zsilip megépítéséig – akadálytalan volt. Mindezek – a 80-as évek második felének száraz éveivel együtt – arra vezettek, hogy a láp északi része, ahol vizsgálatunkat végeztük, gyakorlatilag kiszáradt. Ez a nádasok visszaszorulásával, a megmaradók minőségi romlásával, eltartóképességük csökkenésével járt, ugyanakkor a bokrosok – bodzások és füzesek – terjedtek. A folyamatnak az időjárás csapadékosabbá válása, és a csatornák vízlevezetésének szabályozása vetett véget, sőt a tendencia visszafordult (Csörgő *et al.* 1995, 1998, 2000). Sajnos az utóbbi években ismét kedvezőtlen irányú változások mutatkoznak. Ez a terület vízellátottságában mutatkozó változást tükrözik a hasonlósági index változásai. A szárazabb periódusokban a vizes élőhelyeket preferáló fajok szorulnak vissza, a bokorlakók száma és aránya nő, csapadékosabb időszakokban pedig fordítva. A vízháztartás változása miatt bekövetkező vegetációs változásokat tisztán mutatja a két, tipikusnak tekinthető példafaj állományának ellentétes irányú alakulása.

A vizsgálatból két alapvető következtetést vonhatunk le.

(1) A területek minősítésére általánosan elterjedt diverzitás index önmagában nem alkalmas egy terület változásának jellemzésére. Folyamatosan magas diverzitás értékek mellett a vizsgált perióduson belül többször is komoly, a fajösszetételben megmutatkozó változások zajlottak le a területen anélkül, hogy ez a diverzitásban megmutatkozott volna.

(2) Az énekesmadarak állományában megfigyelt változások valószínűsíthetően helyi tényezőkre vezethetők vissza, nem a különböző fajok populációinak nagyobb területi léptékű változásait, hanem csak a tájvédelmi körzetben bekövetkező változásokat tükrözik. Ezt valószínűsíti, hogy hasonló állományváltozások nem játszódtak le a Balaton-part stabilabb vízborítású, homogénebb vegetációjában ugyanebben az időszakban (Csörgő *et al.* 2000).

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönetünket fejezzük ki mindazoknak, akik a 18 év során az adatgyűjtésben részt vettek, és munkánkat támogatták (Earthwatch Institute Boston, Független Ökológiai Központ, Fővárosi Önkormányzat, Henkel Magyarország Kft., Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Magyar Természetvédők Szövetsége, Pest Megyei Önkormányzat, Pro Renovanda Culturae Hungariae Alapítvány, Regionális Környezetvédelmi Központ, Soros Alapítvány).

Irodalomjegyzék

Bauer, H.-G. & Heine, G. (1992): Die Entwicklung der Brutvogelbestande am Bodensee: Vergleich halbquantitativer Rasterkartierungen 1980/81 und 1990/91. – *J. Ornithologie* **133**: 1–22.

Berthold, P., Fliege, G., Querner, U. & Winkler, H. (1986): Die Bestandsentwicklung von Kleinvögeln in Mitteleuropa: Analyse von Fangzahlen. – *J. Ornithologie* **127**: 397–437.

Böhning-Gaese, K. (1995): Population dynamics in migratory avian communities at differentspatial and temporal scale. – *J. Ornithologie* **136**: 149–158.

Böhning-Gaese, K. & Bauer, H.-G. (1996): Changes in species abundance, distribution and diversity in a Central European bird community. – *Conservation Biology* **10**: 175–187.

Böhning-Gaese, K., Taper, M. L. & Brown, J. H. (1993): Are declines in North American insectivorous songbirds due to causes on the breeding range? – *Conservation Biology* **7**: 76–86.

Böhning-Gaese, K., Taper, M. L. & Brown, J. H. (1994): Avian community dynamics are discordant in space and time. – *Oikos* **70**: 121–126.

Coppedge, B. R., Engle, D. M., Masters, R. E. & Gregory, M. S. (2001): Avian response to landscape change in fragmented southern Great Plains grasslands. – *Ecol. Application* **11**(1): 47–59.

Csörgő, T., Karcza, Zs. & Palkó, S. (1995): Monitoring of Passerines. – 7th European Ecological Congress, Budapest.

Csörgő, T., Karcza, Zs. & Palkó, S. (1998): Énekesmadár-közösségek monitoringja. – MME IV. Tudományos Ülése, Nyíregyháza, pp. 17–27.

Csörgő, T., Karcza, Zs. & Palkó, S. (2000): Usage of long-term birdringing database for monitoring. – In: Field, R., Warren, R. J., Okarma, H. & Sievert, P. R. (eds): *Wildlife, land and people: priorities for the 21st century*. Proceeding of the Second International Wildlife Management Congress The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA, pp. 383–385.

Csörgő, T. & Lövei, G. (1994): The importance of the Carpathian basin in European passerine migration. – XXI. International Ornithological Congress, Bécs.

Csörgő, T., Miklay, Gy. & Czeglédi, Zs. (1991): Honnan származnak az ősszel átvonuló csilp-csalp füzikék (Phylloscopus collybita)? – MME III. Tudományos Ülése, Szombathely, pp. 123–131.

Csörgő, T. & Ujhelyi, P. (1991): A nádiposzáta fajok (Acrocephalus spp.) eltérő vonulási stratégiája a külföldi megkerülések tükrében. – MME III. Tudományos Ülése, Szombathely, pp. 111–122.

Dunn, E. H. (1996): The Canadian Migration Monitoring Network. – *Ring* **17**: 31–37.

Dunn, E. H., Hussell, D. J. T. & Adams, R. J. (1997): Monitoring songbirds population change with autumn mist netting. – *J. Wildlife Manage.* **62**(2): 389–396.

Haapala, J. & Saurola, P. (1989): Constant Effort Site Scheme in Finland in 1987–1988. – *Lintumies* **24**: 76–77.

Haapala, J. & Saurola, P. (1992): Summary: Constant effort sites scheme in Finland in 1988–1991. – *Lintumies* **27**: 61–65.

Haila, Y., Jarvinen, O. & Vaisanen, R. A. (1980): Effects of changing forest structure on long-term trends in bird populations in S-Finland. – *Ornis Scandinavica* **11**: 12–22.

Holmes, R. T. & Sherry, T. W. (2001): Thirty-year bird population trends in an unfragmented temperated deciduous forest: Importance of habitat change. – *Auk* **118**(3): 589–609.

Gerrodette, T. (1987): A power analysis for detecting trends. – *Ecology* **68**: 1364–1372.

Lack, C. P. (1989): Overall and regional trends in warbler populations of British farmland over 25 years. – *Ann. Zool. Fennici* **26**: 219–225.

Marchant, J. H. (1992): Recent trends in breeding populations of some common trans-Saharan migrant birds in northern Europe. – *Ibis* **134**(suppl. 1): 113–119.

McIntyre, N. E. (1995): Effects of forest patch size on avian diversity. – *Landscape Ecology* **10**(2): 85–99.

O'Connor, R. J. (1991): Long-term bird population studies in the United States. – *Ibis* **133**: 36–48.

Peach, W. & Baillie, S. (1992): Population changes on Constant Effort Sites 1990–1991. – *BTO News* **179**: 12–13.

Peach, W., Baillie, S. & Underhill, L. (1991): Survival of British sedge warblers (Acrocephalus schoenobaenus) in relation to West African rainfall. – *Ibis* **133**: 300–305.

Peterjohn, B. G. & Sauer, J. R. (1994): Population trends of woodland birds from the North American Breeding bird survey. – *Wildlife Society Bulletin* **22**: 155–164.
Rodenhouse, N. L. (1992): Potential effects of climatic change on a neotropical migrant landbird. – *Conservation Biology* **6**(2): 263–272.
Tiainen, J. (1985): Monitoring bird populations in Finland. – *Ornis Fennica* **62**: 80–89.
Sillett, T. S., Holmes, R. T. & Sherry, T. W. (2000): Impacts of a global climate cycle on population dynamics of a migratory songbird. – *Science* **288**: 2040–2042.
Vaisanen, R. A. & Routasuo, P. (1991): Monitoring of Finnish land birds in 1986–90 in the light of a new population index and climatic indices. – *Lintumies* **26**: 170–184.
Wilcove, D. S. & Terborgh, J. W. (1984): Patterns of population decline in birds. – *American Birds* **38**: 10–13.
Yahner, R. H. (1993): Effects of long-term forest clean-cutting on wintering and breeding bird. – *Wilson Bulletin* **105**: 239–255.

Monitoring of Passerines in the Landscape Protection Area of Ócsa

Csörgő, T.[1], Karcza, Zs.[2], Halmos, G.[3]

[1]Department of Anatomy, Eötvös L. University, H-1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1/C, Hungary
[2]KGI, Conservation Management Office, H-1092 Budapest, Kinizsi u. 30–36, Hungary
[3]MME, Birdlife Hungary, H-1121 Budapest, Költő u. 21, Hungary

Abstract: Long-term ornithological studies have been running since 1983 in the Landscape Protection Area of Ócsa, which belongs to the Duna–Ipoly National Park. One of the main aims is to monitor the passerine community of the area. The capture places were chosen at the typical habitat types of the study area: from wet reed-bed to forested areas. A total of 79 155 birds of 70 species were captured at this places with the same number of mist-nets operated between 15 July and 15 September every year from 1984. The between year changes of species number, capture number and evenness of diversity and the similarity of species composition were analysed. The yearly capture number and proportion of two species, which are typical to the study area – the Reed warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) and the Blackcap (*Sylvia atricapilla*) – were analysed separately. Beside the yearly fluctuation of the species number, capture numbers, diversity and evenness values are considerably high and show the heterogeneity of vegetation in the study area. The changes of these values do not show significant trends, from which we could conclude that the habitat does not change. Even so during the study period there were notable changes in the species composition with the direction of the trend changing several times. The Renkonen's similarity indexvalues were decreasing till 1990, after which they increased till 1997 and in the last few year showed an increasing tendency again. The proportion of the two separately studied species was changing in opposite directions. The study was conducted in the late summer dispersion and the autumn migration period, so the results do not show the efficiency of the local breeding, but show the stage of the study area. The causes of the changes definitely have to be linked with the local environmental variables – principally the state of the peat bogs water level and the consequent nutriment base variation, because a similar study conducted at the coastal areas of lake Balaton in a more homogeneously structured vegetation with a more stable water level did not show similar results in the same period.

Key words: diversity, monitoring, Passerines, Renkonen's similarity index

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 473–480, 2004

Az erdőtelepítés hatása a tövisszúró gébics (*Lanius collurio*) fészkelési sikerére és denzitására

Fuisz Tibor István[1] és Zölei Anikó[2]

[1]*MTA–MTM Állatökológiai Kutatócsoport*
1083 Budapest, Ludovika tér 2, E-mail: fuisz@zoo.zoo.nhmus.hu
[2]*MTM Emlősgyűjtemény, 1083 Budapest, Ludovika tér 2*

Összefoglaló: Vizsgálatunkban a Nagykovácsi határában végrehajtott erdőtelepítés hatását az erdőtelepítések melletti sövényekben, illetve az erdőtelepítés által nem érintett térrészeken fészkelő tövisszúró gébicsek költési sikerének és denzitásának összehasonlításával végeztük el. 1995-ben, az erdőtelepítés előtt, a sövényekben és a nem sövényekben fészkelő gébicsek denzitása és tojásszáma között nem tapasztaltunk szignifikáns különbségeket. Ezzel szemben 2001-ben a fészkek közti távolság szignifikánsan nagyobb volt az erdőtelepítés mellett, mint a nem erdőtelepítések melletti fészkek esetében, és az erdőtelepítés melletti fészkekben a fészekaljak is szignifikánsan kisebbek voltak. 2001-ben a nem erdőtelepítés mellett fészkelő párok 50%-a repített fiókákat, ezzel szemben az erdőtelepítés mellett fészkelők mindössze 14%-a volt sikeres. 1995-ben a sövényekben fészkelő párok sikere 55% volt, míg a nem sövényekben fészkelő pároké 78%, de ez a különbség nem bizonyult szignifikánsnak.

Kulcsszavak: denzitás csökkenés, erdőtelepítés, költési siker, *Lanius collurio*, töviszúró gébics

Bevezetés

Az élőlények megjelenése és eloszlása az egyes élőhelyeken nem véletlenszerű, és ennek a véletlentől eltérő mintázatnak a kialakulását a természetes szelekció folytán fellépő adaptáció hozza létre. A madarak – mobilitásuknak és széles elterjedtségüknek köszönhetően – az élővilágban egyedülálló módon hozhatják meg az élőhelyválasztással kapcsolatos döntéseiket, és a fajok közötti habitatszelekciós különbségeket a fajok eltérő morfológiájával és élettanával magyarázzák (Cody 1985). Az élőhelyválasztás folyamata számos morfológiai és viselkedésbeli tulajdonsággal együtt változva alakul az evolúció során, és hatással van az egyed túlélésére és szaporodási sikerére is (Jones 2001). Az élőhelyválasztást befolyásolják a faj filogenetikai múltja során létrejött adaptációs mechanizmusok, a táplálék elérhetősége (James 1971), fajon belüli (Chamberlain & Fuller 1999) és a fajok közötti kapcsolatok (pl. versengés, predáció) (Wiens 1985).

Az adaptációs múlt folyamán kialakult, az élőhelyhez történő élettani, morfológiai adaptációknak össze kell kapcsolódni olyan aktív viselkedési mechanizmusokkal, amelyek lehetővé teszik ezeknek az optimális élőhelyeknek a megkere-

sését, azonosítását és választását (Wiens 1969). A legmegfelelőbb élőhelyek aktív kiválasztásakor elsősorban a környezet kulcsingerei jelzik egy adott hely előnyeit az állatok számára (Lack 1937).

Az egyed által aktuálisan használt élőhely az élőlényben rögzült „habitatszelekciós templát" módosításával, leszűkítésével alakul ki (Wiens 1985, Luck 2002). Az élőhelyválasztás mechanizmusai különböző léptékű skálákon működnek, és az egyes léptékek sokszor a döntés hierarchikus szintjei is (Cody 1985). A legnagyobb térlépték a biogeográfiai skála – ezen történik a klimatikus öv „kiválasztása", ez leginkább az egyed filogenetikai jellemzői által meghatározott. A következő a regionális (a biomokra vonatkozó) és a makrohabitat (a habitattípusra vonatkozó) skála. A legfinomabb felbontásban pedig a mikrohabitat – a fészek közvetlen környezete – jellemezhető fizikai, kémiai és biológiai változókkal (Bergin 1992, Jones 2001).

Vizsgálatunkban a tövisszúró gébics mikrohabitat szintű döntéseit vizsgáltuk, illetve az élőhelyválasztás terén hozott döntések költési sikerre gyakorolt hatását kívántuk elemezni. Az erdőtelepítés hatásának felmérésére az erdőtelepítés előtti állapotban, 1995-ben végzett felméréseinkben tapasztalt fészkelési siker paramétereket és tövisszúró gébics denzitásokat összevetettük a 2001-ben mért paraméterekkel. 1995-ben a vizsgálati területen haladó dűlőutakat sövények szegélyezték. Ezeket a sövényeket mindkét oldalról ugyanolyan felbokrosodó kaszálórétek övezték, mint a terület többi részén található, nem sövényekben létesített fészkeket körülvevő rétek. Tehát az 1995-ös állapotban a sövények és a kiterjedt bokros részek táplálékkínálatában valószínűleg nem lehetett alapvető különbség.

Az 1998-ban kezdődő erdőtelepítési munkálatok során a sövények melletti természetes részeket beszántották, és facsemetékkel ültették be. Az ültetvényeket 2001-ben tisztították, ezért a korábbi természetes mátrix helyett a sövényeket egy rosszabb minőségű terület övezte. Az ültetvények alacsonyabb táplálékkínálatát a vizsgálat évében tálcsapdákkal (Fuisz 2003) és kisemlős csapdázással sikerült kimutatnunk, ezért feltételeztük, hogy az erdőtelepítéseket szegélyező sövények kevésbé vonzó fészkelőhelyek, mint a természetes növényzetű térrészek.

Alapfeltevésünk az volt, hogy a gébicsek denzitásában és a fészkelésisiker-paraméterekben az erdőtelepítést megelőző időszakban nem volt különbség a sövényekben, illetve a bokros térrészeken fészkelő gébicseknél, mivel akkor mindkét fészkelőhely azonos táplálkozási feltételeket nyújtott.

A következő predikciókat teszteltük: (1) Az erdőtelepítés hatására a mellettük fészkelő tövisszúró gébicsek esetében megnőtt a fészkek közti távolság. (Azaz az erdőtelepítés előtt nem volt különbség a sövényekben és a természetes térrészeken a gébicspárok fészkei közti távolságban, az erdőtelepítés után azonban eltért a két élőhelyen a gébicsek fészkei közti távolság.) (2) Az erdőtelepítés hatására

csökken a tövisszúró gébicsek fészekalj mérete. (Azaz az erdőtelepítés előtt nem volt különbség a sövényekben és a természetes térrészeken a gébicspárok fészekaljméretében, az erdőtelepítés után azonban eltért a két élőhelyen a gébicsek fészekaljmérete.) (3) Az erdőtelepítések körül fészkelő párok esetében csökken a kirepülési siker. (Azaz az erdőtelepítés előtt nem volt különbség a sövényekben és a természetes térrészeken a fiókát reptető és nem reptető gébicspárok arányában, az erdőtelepítés után azonban eltért a két élőhelyen a sikeresen fiókát reptető párok aránya.)

Módszerek

Az ismertetett kutatásokat a Nagykovácsi határában élő tövisszúró gébics populáción végeztük. A megközelítőleg 4 km^2-es vizsgálati terület Nagykovácsi község határában (Budapesttől mintegy 13 km-re), a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság területén, a Budai Tájvédelmi Körzeten belül található. A területen – mint a Budai-hegység fátlan társulásain belül mindenhol – a nyílt, az északi kitettségű lejtőkön a zárt dolomitsziklagyep (*Seseli leucospermo-Festucetum pallentis*) és a lejtőssztyeprét (*Chrysopogono-Caricetum humilis*) uralkodó fajai voltak jellemzőek (Kisbenedek & Báldi 2000), ma az ezek helyén kialakult (*Calamagrostis epigeios*, *Brachypodium sylvaticum*, *Agropyron repens* és *Festuca pratensis* által dominált) magaskórós társulásban (Báldi & Kisbenedek 1997) a korábban honos uralkodó és kulcsfajok már csak elvétve találhatók meg.

1998-tól az addig füves-bokros növényzettel borított réten erdőtelepítési munkálatokat kezdtek (telepítés, ápolás, a sorközök kaszálása és kapálás). Az erdőtelepítés elsődleges célja a Nagykovácsi község környékén található még szabad területek lakóparkká alakításának meggátolása volt. Az erdőtelepítések ugyanis magasabb természetvédelmi besorolással rendelkeznek, mint a korábbi gyümölcsösök és kaszálórétek.

1995-ben és 2001-ben a réten az erdőtelepítések mellett, valamint a rét érintetlen, összefüggő bokrosokkal borított részein felkutattuk a tövisszúró gébicsek fészkeit a költési szezon elején. Két kategóriát különböztettünk meg: sövény, illetve a természetes növényzetű kiterjedt bokros. Sövényfészeknek azokat a fészkeket tekintettük, amelyeket legalább egy oldalról erdőtelepítés határolt. Minden fészeknél feljegyeztük a fészekaljméretet, lehetőség szerint a kotlás kezdetét (első tojás lerakásának ideje), a kelés idejét (első fióka kelési dátuma), a kikelt és a kirepült (minden 14 napos kort elért) fiókák számát, valamint a legközelebbi használt fészek távolságát. Sikeres fészekként regisztráltunk minden olyan fészket, amelyből legalább egy fióka megérte a kirepülési kort, sikertelen költésként pedig azokat,

amelyekben a tojók legalább az első tojás lerakásáig eljutottak, de fiókát nem repítettek. Az adatok kiértékelése Statistica 5.0 program segítségével történt. Az adatok analízise nem-paraméteres tesztekkel történt (Zar 1996): sövényben és természetes bokros területen elhelyezkedő, illetve a sikeres és sikertelen fészekbokrok összehasonlításakor Mann–Whitney U-tesztet, a sikerességi mutatóknál Fisher-tesztet alkalmaztunk (Martin & Bateson 2000, Précsényi *et al.* 1995).

Eredmények

2001-ben a természetes bokros területen a fészkek távolsága kisebb volt, mint a sövényben található fészkeké (Mann–Whitney U-teszt, $n_{bokros} = 11$, $n_{sövény} = 9$, $U = 23$, $p = 0{,}0165$) (1. táblázat). 1995-ben a két élőhelytípusban a gébicsfészkek közti távolságok a sövényekben és a természetes növényzetű élőhelyen közel egyenlő volt, a különbség nem szignifikáns (Mann–Whitney U-teszt, $n_{bokros} = 7$, $n_{sövény} = 13$, $U = 16{,}5$, $p = 0{,}153$) (1. táblázat).

2001-ben a sövény-fészkekben jelentősen kisebb volt az átlagos fészekaljméret (Mann–Whitney U-teszt, $n_{bokros} = 18$, $n_{sövény} = 11$, $U = 74{,}5$ $p = 0{,}004$) (1. táblázat). Az 1995-ös adatok nem különböztek a sövényben, illetve a kiterjedt bokrosban elhelyezkedő fészkek között (Mann–Whitney U-teszt, $n_{bokros} = 11$, $n_{sövény} = 12$, $U = 66{,}5$, $p = 0{,}311$).

2001-ben a két fészkelőhelytípus között a sikeres költések arányában jelentős különbség mutatkozott, a természetes területen költő párok 50%-a (13 a 26-ból), a sövényben költő pároknak azonban csak 14%-a repített fiókákat (mindössze két pár a 14-ből, Fisher egzakt teszt, $df = 1$, $p = 0{,}04$). 1995-ben az arányok 78% (10 a 13-ból), illetve 55% (12 a 22-ből) voltak a természetes bokros, illetve a sövény-fészkekben költő párok esetében. A különbség ebben az esetben nem szignifikáns (Fisher egzakt teszt, $df = 1$, $p = 0{,}13$).

A 2001-es év rendkívül viharos, csapadékos időszakokkal volt terhes. Számos fészekaljban a fiókák nem élték túl a többnapos táplálékhiányt jelentő esőzéseket. Erre különösen azoknál a fészkeknél került sor, ahol a fiókák még nem érték el a tíznapos kort.

1. táblázat. Az 1995-ös és 2001-es denzitás- és fészekaljméret-adatok összehasonlítása. A táblázatban a mediánok láthatók, zárójelben szerepelnek az alsó és felső kvartilis értékek.

	1995		2001	
	Sövény	Kiterjedt bokros	Sövény	Kiterjedt bokros
Legközelebbi fészek távolsága (m)	59,75 (51; 64)	61 (58; 74,5)	86 (62,5; 165)	53 (49; 62)
Tojásszám	6 (5; 6)	6 (5; 6)	5 (4,25; 6)	6 (5; 6)

2. táblázat. Fészkelési siker alakulása a természetes térrészeken és a telepítések mellett 2001-ben.

	Sövény (n)	Sövény (%)	Természetes (n)	Természetes (%)
Sikeres, fiókát repít	2	14,3	13	50,0
Fiókás korban viharban elpusztult	2	14,3	4	15,4
Fiókás korban predált	3	21,4	1	3,8
Tojásos korban predált	2	14,3	2	7,7
Tojásos korban elhagyott	4	28,6	4	15,4
Tojásos korban ledőlt fészek	–	–	1	3,8
Üresen talált fészkek	1	7,7	1	3,8

A két élőhelyen a fészkelési sikeresség paramétereit a 2. táblázat mutatja be. Feltűnő, hogy a természetes élőhelyen és a telepítések melletti fészkekben észlelt siker háromszoros eltérést mutat. A telepítések mellett fészkelő gébicsek kisebb sikeréért elsősorban a számottevően nagyobb predációs nyomás felelős (mind tojásos korban, mind fióka korban a természetes élőhelyhez viszonyítva több mint kétszeres a predáció), valamint kétszer magasabb az elhagyott fészekaljak aránya is. Érdemes megjegyezni, hogy az erdőtelepítés határán sikeresen fiókát röptető mindkét fészek olyan dűlőutat kísérő bokorsorban fészkelt, ahol a földút egyik felén természetes növényzet, a másik oldalon pedig 3 éves erdőtelepítés volt található. Ezeknek a sikeres madaraknak a territórium egy része legalább a természetes élőhelyre esett.

Megvitatás

A gazdagabb táplálékkínálatot ígérő természetes területek, valamint az erdőtelepítések mellett húzódó sövények egyaránt tartalmaztak fészkelésre alkalmas bokrokat. Az erdőtelepítések megkezdése előtti években ezekben a sövényekben nagyszámú gébics fészkelését, és magas költéssiker arányokat észleltünk. Kézenfekvőnek tűnt az a lehetőség, hogy az erdőtelepítés előtti állapotot a természetes, zavarás előtti helyzetként értékeljük, és ezzel hasonlítsuk össze a mai, erősen zavart élőhelyen mérhető populációdenzitást, valamint a gébicsek fészkelési sikerét leíró paramétereket.

A két élőhelytípus összehasonlításával kimutattuk, hogy a vizsgálati területen a tövisszúró gébicsek magasabb sűrűségben költöttek a természetközeli, kiterjedt bokros területen, mint az erdőtelepítéseket szegélyező, lineárisan elhelyezkedő, sövényekben található bokrokban. Erre a jelenségre többféle magyarázat adható. Az irodalomban számos példa lelhető fel különböző fajok „szegély-kerülésére"

vonatkozóan (Andrén 1995, Heske *et al.* 1999, Matyjasiak 1995, Thogmartin 1999, Rodríguez *et al.* 2001). A sövény tipikus szegély- vagy folyosó-élőhely, ennek következtében itt sokkal nagyobb a predációs nyomás. Emellett a jó táplálkozóhely (a bokrok közötti füves terület) közelsége az, ami a kiterjedt bokros terület attraktivitását növeli. A sövényben elhelyezkedő fészkeket vagy földút vagy erdőtelepítés határolja, így a madaraknak messzebbre kell repülniük táplálékért, és több időt kell vadászattal tölteniük. Az irodalomban találunk példát más madárfajok hasonló viselkedésére, mind magevők, mind rovarevők szívesebben táplálkoznak a füves területeken (Brickle *et al.* 2000, Fuisz & Kisbenedek 2001, Marcus *et al.* 2000, Schifferli *et al.* 1999), de ennek ellenkezőjére is (Bassin 1995).

A vizsgált tövisszúró gébics populáció esetében az élelemkínálat és a predáció eltérő mértéke adhat magyarázatot a természetes területen előforduló magasabb költőpársűrűségre, nagyobb fészekaljméretre és magasabb költési sikerre. Az erdőtelepítések hátrányos volta mellett szól az is, hogy ugyanezen a területen az 1995-ben végzett vizsgálat adatai alapján nem mutatható ki különbség sem a fészkek denzitásában, sem a fészekaljméretben vagy a sikeresség mértékében a sövény és a kiterjedt bokros között. Ekkor ugyanis még nem voltak erdőtelepítések, a sövények mindkét oldalán hasonló bozótos terület helyezkedett el. A 2001-es fészkelésisiker-adatok az alacsonyabb denzitás mellett a sövényekben magasabb fészekelhagyásra és jelentősen magasabb fészekpredációra utaltak. A sövényben fészkelő alacsony számú gébics miatt ezeket a jelenségeket statisztikailag nem vizsgáltuk.

A Pilisi Parkerdő Gazdaság a budapesti agglomerációhoz tartozó Nagykovácsi környékén épp azért kezdett erdőtelepítésbe, hogy magasabb védelmi besorolást biztosítson a terület számára. A rét tetemes részén fennmaradó bokrosodó kaszálórétek megfelelő fészkelési és táplálkozó területet nyújtanak az itt költő tövisszúró gébics populációnak, azonban az erdőtelepítések az első négy évben minden bizonnyal kisebb értékű élőhelyet kínálnak a gébicseknek. Az erdőtelepítés melletti sövényekben megtelepedő gébicsek alacsonyabb száma jelzi, hogy a habitatszelekcióban fontos szerepet játszó környezeti kulcsingerek alapján a gébicsek kevésbé vonzónak ítélik ezt az élőhelyet, mint a rét természetes növényzetű részeit. A sövényekben tapasztalt alacsonyabb fészkelési siker alátámasztja ennek a gébicsek által végzetté „élőhelyfelmérésnek" a helyességét. A gébicsek sok szerző által hangsúlyozott bioindikátor szerepét a Nagykovácsiban költő gébicsek erdőtelepítésre adott válaszai alátámasztják.

*

Köszönetnyilvánítás – A 2001-es terepi munka költségeit a KAC pályázat fedezte, az 1995-ös adatfelvételt az F 016724 sz. ifjúsági OTKA pályázat tette lehetővé.

Irodalomjegyzék

Andrén, H. (1995): Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. – In: Hansson, L., Fahrig, L. & Merriam, G. (eds): *Mosaic landscapes and ecological processes.* Chapman & Hall, London.

Báldi, A. & Kisbenedek, T. (1997): Orthopteran assemblages as indicators of grassland naturalness in Hungary. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* **66**: 121–129.

Bassin, P. (1995): Status and trends of shrikes in Switzerland with special reference to the Great Grey Shrike. – In: Yosef, R. & Lohrer, F. E. (eds): *Shrikes of the world I.: Biology and conservation.* Proceedings of the Western Foundation of Vertebrate Zoology 6(1).

Bergin, T. M. (1992): Habitat selection by the Western Kingbird in Western Nebraska: a hierarchical analysis. – *The Condor* **94**: 903–911.

Brickle, N. W., Harper, D. G. C., Aebischer, N. J. & Cockayne, S. H. (2000): Effects of agricultural intensification on the breeding success of Corn Buntings Miliaria calandra. – *J. Appl. Ecol.* **37**: 742–755.

Chamberlain, D. E. & Fuller, R. J. (1999): Density-dependent habitat distribution in birds: issues of scale, habitat definition and habitat availability. – *J. Avian Biol.* **30**: 427–436.

Cody, M. L. (1985): An introduction to habitat selection in birds. – In: Cody, M. L. (ed.): *Habitat selection in birds.* Academic Press, London.

Fuisz T. I. (2003): A tövisszúró gébics (Lanius collurio) tojásfelismerése és a gébicsfajok (Lanius spp.) habitat-szelekcióját befolyásoló tényezők vizsgálata. – PhD értekezés, ELTE, Budapest.

Fuisz, T. I. & Kisbenedek, T. (2001): Táplálékkínálat és forráskihasználás vizsgálata a tövisszúró gébicsen. – In: Borhidi, A. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Ökológia az ezredfordulón II.* MTA, Budapest, pp. 83–91.

Heske, E. J., Robinson, S. K. & Brawn, J. D. (1999): Predator activity and predation on songbird nests on forest-field edges in East-central Illinois. – *Landscape Ecology* **14**: 345–354.

James, F. C. (1971): Ordinations of habitat relationships among breeding birds. – *Wilson Bulletin* **83**: 215–236.

Jones, J. (2001): Habitat selection studies in avian ecology: a critical review. – *The Auk* **118**(2): 55–562.

Kisbenedek, T. & Báldi, A. (2000): What factors govern orthopteran community structure and species prevalence? – In: Lockwood, J. A. (ed.): *Grasshoppers and grassland health.* Kluwer Academic Publishers.

Lack, D. (1937): The psychological factor in bird distribution. – *British Birds* **31**: 130–136.

Luck, G. W. (2002): The habitat requirements of the rufous treecreeper (Climacteris rufa). 1. Preferential habitat use demonstrated at multiple spatial scales. – *Biological Conservation* **105**: 383–394.

Marcus, J. F., Palmer W. E. & Bromley, P. T. (2000): The effects of farm field borders on overwintering sparrow densities. – *Wilson Bulletin* **112**(4): 517–523.

Martin, P. & Bateson, P. (2000): *Measuring behaviour.* – Cambridge University Press, Cambridge, 222 pp.

Matyjasiak, P. (1995): Breeding ecology of the Red-backed Shrike (Lanius collurio) in Poland. – In: Yosef, R. & Lohrer, F. E. (eds): *Shrikes of the world I.: Biology and conservation.* Proceedings of the Western Foundation of Vertebrate Zoology 6(1).

Précsényi, I., Barta, Z., Karsai, I. & Székely (szerk.) (1995): Alapvető kutatástervezési, statisztikai és projectértékelési módszerek a szupraindividuális biológiában. – KLTE, Viselkedésökológiai Kutatócsoport, Debrecen, 163 pp.

Rodríguez, A., Andrén, H. & Jansson, G. (2001): Habitat-mediated predation risk and decision making of small birds at forest edges. – *Oikos* **95**: 383–396.
Schifferli, L. *et al.* (1999): Distribution and habitat use of bird species on Swiss farmland in relation to agricultural intensification. – *Vogelwelt* **120**(Suppl.): 151–161.
Thogmartin, L. (1999): Landscape attributes and nest-site selection in Wild Turkeys. – *The Auk* **116**(4): 912–923.
Wiens, J. A. (1969): *An approach to the study of ecological relationships among grassland birds.* – Ornithological Monographs. No. 8. The American Ornithologists Union.
Wiens, J. A. (1985): Habitat selection in variable environments: Shrub-steppe birds. – In: Cody, M. L. (ed.): *Habitat selection in birds.* Academic Press, London.
Zar, J. H. (1996): *Biostatistical analysis.* – Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.

The effects of forest plantation on the density and breeding success of Red-backed Shrikes (*Lanius collurio*)

Fuisz, T. I.[1] and Zölei, A.[2]

[1]Animal Ecology Research Group, Hungarian Academy of Sciences
Hungarian Natural History Museum, H-1083 Budapest, Ludovika tér 2, Hungary
[2]Wageningen University, Wageningen, The Netherlands

Abstract: We studied the effects of forest plantation on Red-backed Shrikes nesting around Nagykovácsi, Hungary, by comparing density and nesting success of pairs breeding in natural bushy pastures and in hedges around forest plantations. In 1995, prior to forest plantation, the density and clutch size of shrikes nesting in the bushy areas and in hedges around plantations were not different statistically. In 2001, pairs nesting around the new plantations were more dispersed and had lower clutch sizes, than those nesting in the bushy parts of the study area. In 2001 50% of the pairs nesting in the natural areas fledged young, while only 14% of the pairs nesting around plantations fledged young. In 1995 the success of hedge nesting pairs was 55%, whereas that of pairs nesting in the bushy pastures was 78%, but this difference was not significant.

Key words: breeding success, density decline, forest plantation, *Lanius collurio*, Red-backed Shrike

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 481–489, 2004

A gyurgyalag (*Merops apiaster*) monitorozása és védelmi helyzete Magyarországon, 1997–2001

Gyurácz József[1], Nagy Károly[2], Bagdi Antal[2], Hadarics Tibor[2] és Ragats Zsófia[1]

[1]*Berzsenyi Dániel Főiskola, Állattani Tanszék*
9700 Szombathely, Károlyi G. tér 4, E-mail: gyjozsi@deimos.bdtf.hu
[2]*Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Monitoring Központ*
4401 Nyíregyháza 1, Pf. 286

Összefoglaló: Az MME helyi csoportjai más természetvédelmi szervezetekkel együttműködve 1997-ben indították el az „Országos gyurgyalag-védelmi programot" a Környezetvédelmi Minisztérium (Környezetvédelmi Alap Célelőirányzat) támogatásával. A program célja volt: (1) A hazai költő populáció nagyságának és eloszlásának egységes szempontok szerint történő felmérése. (2) A költést és a költőhelyeket veszélyeztető tényezők feltárása. (3) A fészekaljak és a költőhelyek pusztulásának mérséklése. (4) A lakosság természetvédelmi szemléletformálása. Felméréseink az egyes években 5000–27 000 km^2 nagyságú területre terjedtek ki. A vizsgált területen 1997-ben 335 költőhelyen összesen 4113 pár, 1998-ban 644 költőhelyen 6357 pár, 1999-ben 694 költőhelyen 5500 pár, 2000-ben 376 költőhelyen 4126 pár, 2001-ben 567 költőtelepen 3092 pár gyurgyalag költött. A költőtelepek jellemzését és a veszélyeztető tényezők leírását az 1998. és az 1999. évi eredmények alapján végeztük el. 1998–99-ben a költőhelyek 90 százalékánál az egyes helyeken kevesebb, mint 20 pár gyurgyalag költött. Az ilyen kis telepeken költött a felmért állomány kétharmada. 1998-ban lakott költőhelyek 41%-a bezárt homok-, kavicsbányában, 23%-a működő homok-, kavicsbányában, 36%-a más módon kialakult függőleges földfalban alakult ki.

Kulcsszavak: gyurgyalag, madárvédelem, *Merops apiaster*, monitorozás

Bevezetés

A gyurgyalag (*Merops apiaster* Linnaeus, 1758) a Nyugat-Palearktisz madárvilágának színpompás, trópusokat idéző tagja. A gyurgyalagfélék (Meropidae) családjának 24 faja közül Európában csak a gyurgyalag költ, elsősorban meredek folyópartokba, természetes lösz- és homokfalakba, újabban antropogén eredetű homok- és kavicsbányák falába vájja fészkelőüregeit (Cramp 1985, Fry 1984). A gyurgyalag későn érkező, korán költöző madarunk. Tavasszal április végén, május elején érkezik, a fiókaetetés időszaka júniustól augusztus elejéig tart. Szeptember elején kisebb-nagyobb vonuló csapatai országszerte megfigyelhetők. A hazai madarak telelőterülete Kelet- és Dél-Afrikában van (Cramp 1985).

A gyurgyalag áreája Észak-Afrikától a Pireneusi-félszigeten, Dél-Európán, a Kárpát-medencén, Kelet-Európán, Kis- és Közép-Ázsián át Kasmírig terjed

(Snow & Perrins 1998). Néhány kis populáció Dél-Afrikában is ismert (Fry 1984). Elterjedésének északi határát a 21 °C-os júliusi izoterma jelöli ki, de a 17 °C-os izotermáig is felhatol (Krištín & Petrov 1997). Kelet-Európában elterjedési területe a füves puszták északi határáig tart, de annál legfeljebb 100 km-rel északabbra is fészkel. Európában az 1920-as és 1930-as évekből, illetve az 1940-es évek második feléből vannak északi, az 1960-as évekből nyugati irányú terjeszkedésére utaló adatok. Ezen áreaváltozások következtében megjelent fészkelőként Csehországban, Németországban és Lengyelországban, sőt alkalmi fészkeléseit még északabbra, Észak-Franciaországban, Hollandiában, Dániában és Nagy-Britanniában is feljegyezték (Cramp 1985, Fry 1984).

Egykoron hazánkban ritka madár lehetett, hiszen néhány páros szórványos költései is publicitást kaptak (Gyovai 1979, Keve 1978, 1981, Szalczer 1982, Varga 1982). A gyurgyalag 1954 óta védett, 1982 óta fokozottan védett faj, jelenleg szerepel a Berni és Bonni Egyezmény II. függelékében.

Egy 1984-ben elvégzett felmérésben 203 telepen 1761 pár vált ismertté (Haraszthy, *in litt.*), a beérkezett jelentőlapokat azonban részletesen nem dolgozták fel, csupán a párok számát összesítették, de ezt sem publikálták. A hazai költő állomány nagyságára vonatkozó ellentmondó adatok, valamint az utóbbi évtizedben a gyurgyalag házi méh fogyasztásából és fészkelőhely választásából származó természetvédelmi konfliktusok miatt szükségessé vált egy átfogó monitorozó és védelmi program beindítása (Gyurácz & Nagy 2001). A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME) 1997-ben induló állományfelmérő és védelmi programjának célja: (1) A hazai költő populáció nagyságának és eloszlásának egységes szempontok szerint történő felmérése. (2) A költést és a költőhelyeket veszélyeztető tényezők feltárása. (3) A fészekaljak és a költőhelyek pusztulásának mérséklése. (4) A lakosság természetvédelmi szemléletformálása. A gyurgyalag állományfelmérését a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer is a minimális programba javasolja (Báldi *et al.* 1997).

Módszerek

Az anyaggödörként vagy anyagbányaként nyilvántartott helyek jegyzékét a megyei földhivatalok bocsátották a rendelkezésünkre. Ennek alapján 2,5 km × 2,5 km-es UTM négyzetenként szervezték az MME helyi csoportjainak koordinátorai a felmérést. A terepi munkálatainkat a fiókaetetés időszakában, az MME Ritka és telepesen költő madárfajok fészkelő állományának monitoring programja (RTM) (Waliczky & Szép 1993) ajánlása szerint június 15. és augusztus 15. között végez-

tük, egy-egy telepet lehetőleg kétszer felkeresve. Munkálataink során a lehető legkisebb zavarásra törekedtünk.

A költő gyurgyalagpárok számát az etető madarak száma és a lakott üregek alapján becsültük. A lyukak lakottságát több jelenség is bizonyíthatja: a lakott üregek bejárata „bakhát" formára van kitaposva, ami az etetési időszak előrehaladtával egyre kifejezettebbé válik, továbbá az üreg alján lévő finom homokban jól láthatók a madarak lábnyomai. A pókhálós bejárat üres lyukra utal, az ürülékes bejáró veréblakhelyet jelez. A lakott üregek bejáratánál hallgatózva a fiókák hangját és mocorgását is jól lehet hallani.

A költőpárok becsült számát, a költőtelep pontos helyét és jellegét, a költést veszélyeztető tényezőket a felmérők erre a célra szerkesztett egységes adatlapon rögzítették. A kitöltött adatlapokat az MME Monitoring Központja gyűjtötte össze, és az adatokat számítógépes adatbázisban rögzítette. Az adatokat Excel 97 programmal dolgoztuk fel. A térképeket ArcView 3.1 szoftverrel rajzoltuk.

Eredmények

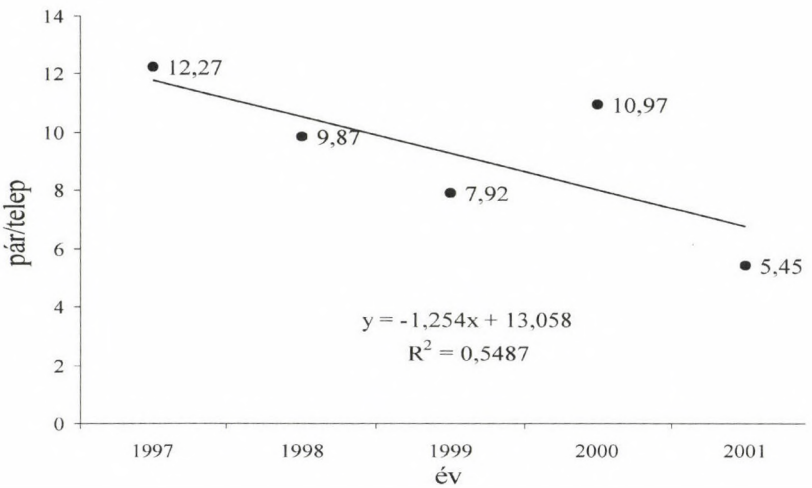
Az egyes években felmért UTM négyzetek számát, a terület nagyságát, a felmért telepek mennyiségét és a költőpárok becsült számát az 1. táblázat tartalmazza. A költőpárok egy telepre számított átlaga csökkenő tendenciát mutat a vizsgált időszakban (1. ábra).

1998-ban a költőhelyek több mint 70%-ánál az egyes helyeken kevesebb, mint 10 pár gyurgyalag költött. Ötven vagy több párból álló költőtelepeket, amelyek az összes felmért telep 1–3 százalékát alkotják, és ahol a felmért fészkelő párok 10%-a költött, az alábbi tájakon figyeltünk meg: Zalai-dombság, Külső-Somogy, Gerecse, Velencei-hegység, Mezőföld, Gödöllői-dombság, Tápió-vidék, Bükkalja, Taktaköz, Körös-vidék (2. ábra).

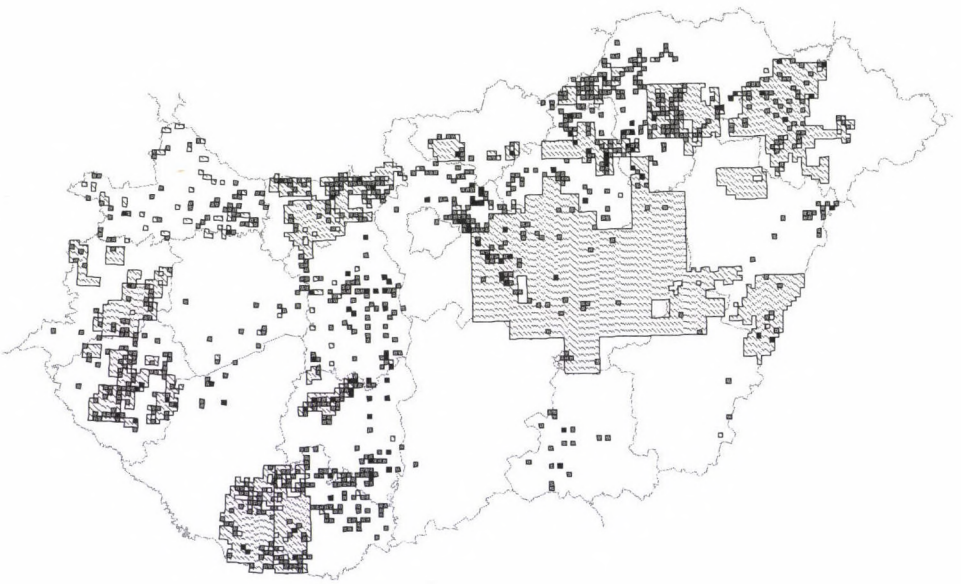
1998-ban lakott költőhelyek 41%-a bezárt homok-, kavicsbányában, 23%-a működő homok-, kavicsbányában, 36%-a más módon létrejött függőleges földfalban alakult ki. 1999-ben kevesebb volt a bezárt bányákban költők aránya (30%).

1. táblázat. A felmért terület, telepek és fészkelő párok száma évenként.

Év	2,5 km × 2,5 km-es UTM négyzet	km^2	telep	pár
1997	2730	17062,5	335	4113
1998	4273	26706,2	644	6357
1999	3111	19443,7	694	5500
2000	840	5250	376	4126
2001	467	2919	567	3092



1. ábra. Az egy telepre számított fészkelő párok átlaga évenként.



2. ábra. A gyurgyalag telepek magyarországi eloszlása a vizsgált területeken (1997–2001). A fekete négyzetek a 20 párnál nagyobb, a szürke négyzetek az 1–20 pár közötti, a ferdén vonalazott terület pedig a 0 párt tartalmazó telepeket jelentik az 1997–2001-es időszakra számolt átlagok alapján.

A költést veszélyeztető tényezők közül a földfalak gyomosodása (25%), a függőleges földfalak ledőlése (17%), a költési időszakban végzett bányászat (16%) és a közvetlen emberi zavarás (pl. lövészet, turizmus) (15%) a leggyakoribb. A többi évben is hasonló arányokat tapasztaltunk a veszélyeztető tényezők megoszlásában. A fészekaljak elpusztulását a költőtelepek 14%-ánál tapasztaltuk. A felmért költőtelepek 6%-a van védett területen.

Értékelés

A gyurgyalag európai állományát (a Törökországban fészkelőkkel együtt) az 1980-as évek végén 86–380 ezer pár közöttire (Fry 1994), az 1990-es évek végén – részben korábbi adatokra támaszkodva – 92–390 ezer pár közöttire becsülték (Heath *et al.* 2000). Az állomány eloszlása nem egyenletes, a madarak 44%-a a Pireneusi-félszigeten, 23–23%-a a Balkán-félszigeten és Kelet-Európában fészkel (Krištín & Petrov 1997).

A környező országok közül Ausztriában csak Burgenlandban és Alsó-Ausztriában költ (Dvorak *et al.* 1993). Állománya 1995–97 között 250–360 pár körüli volt (Heath *et al.* 2000), 2000-ben Burgenland északi részén 81 pár, Alsó-Ausztriában 102 pár fészkelését állapították meg (Knogler *in litt.*). Szlovákiában legalább 700–1000 páros folyamatosan emelkedő állományt tartanak számon (Murin *et al.* 1994). Romániában a déli és a keleti részeken mindenütt, Erdélyben csak helyenként gyakori (Munteanu 1998), 10–20 ezer páros állományt feltételeznek (Heath *et al.* 2000).

A hazai állomány első felmérését 1949-ben végezték, ekkor 59 telepen 1271 párat vettek számba, ebből 986 pár a Dunántúlon fészkelt (Szíjj 1955). 1955-ben kb. 2000 párra becsülték az állományt (Tapfer 1957). Az addig ismert fészkelőhelyeken 1977-ben felmért párok számát Blotzheim és Bauer (1980) Sterbetzre hivatkozva 1350 párban adta meg. E felmérések valószínűleg nem voltak teljesek, így a valós állomány ezeknek a 2–3-szorosa lehetett (Fry 1984). A jelenlegi felmérésben vizsgált területeken költő gyurgyalagpárok becsült száma alapján a teljes hazai állomány nagyságát lényegesen nagyobbra, mintegy 15 000–20 000 párra becsülhetjük ellentétben a legújabb hazai és külföldi publikált adatokkal (Bankovics 2000, Hagemeijer & Blair 1997, Magyar *et al.* 1998). Az állománynak a 20. század második felében tapasztalt növekedését elősegíthette az intenzív lakásépítés következtében egyre nagyobb számú és elterjedtebb homokbányák és egyéb anyagnyerőhelyek. A bányák függőleges földfala kiváló fészkelési lehetőséget biztosít a gyurgyalagok számára. A madarak zavartalan költési feltételeket elsősorban a bezárt, nem működő homokbányákban találnak. A korábbi felmérés során

még létező több száz párból álló telepek ma már nem jellemzőek. A kis kiterjedésű, növényzet által nem borított földfelületeken egy-egy pár is megtelepszik. A telepek túlnyomó többségén kevesebb, mint húsz pár költ, a hazai populáció klasszikus metapopulációs szerkezetet mutat. A néhány ötven pár feletti telepeken a hazai állomány jelentős része koncentrálódik, ezek védelmi szempontból is fontosak. A gyurgyalagok fészkelőhely-választásával több hazai tanulmány is foglalkozik, a földfalak nagyságának, kitettségének és a lakott területektől való távolságának is szerepe lehet a madarak fészkelőhely-foglalásában (Gyovai 1993, Gyurácz & Szanyi 1994, Nagy 1996).

A gyurgyalag hazai állományának fölrajzi eloszlását elsősorban a homokos, löszös alapkőzet határozza meg. Magyarországon 1940 előtt csak a Duna–Dráva–Balaton háromszögben fészkelt (Keve 1949, Radványi 1939), az ezt követő időszakban északi és nyugati irányban terjeszkedett, amit éghajlati változásokkal magyaráznak (Keve & Udvardy 1951). A fészkelő állomány több nagyobb gócpontban összpontosult (Szíjj 1955): a Dél-Dunántúlon Tolnában (Lokcsánszky 1935, Radványi 1939) és Baranyában, valamint Fejér megyében (Halmosi 1978, Tapfer 1978) voltak jelentős telepek. Nagy telepek alakultak ki még Tokaj környékén (Mercsák & Mercsák 1980) és Hegyalján (Radványi 1950, 1964), valamint a Szamos mentén (Sőregi 1955, Fintha 1968). A jelenleg felmért területen belül a legnagyobb és legsűrűbb állományokat a Mezőföldön, a Nagykunságon, a Zalai-dombságon és a Taktaközben találjuk.

A költőhelyek megszűnését okozó tényezők közül egyes természetes folyamatokat, mint például a másodlagos szukcessziót, aktív védelmi beavatkozásokkal, a növényzet eltávolításával lehet ellensúlyozni. A bányászat okozta fészekaljpusztulásokat a bányák üzemeltetőivel folytatott egyeztető tárgyalások révén, a bányászat térbeli és időbeli korlátozásával és átütemezésével tudjuk csökkenteni. A nem működő homokbányák tájrendezési terveinek készítésekor érvényt kell szerezni a madárvédelmi szempontoknak, melynek eredményeként biztosítani lehet továbbra is függőleges, növényzet nélküli földfalakat a gyurgyalagok számára. A helyi önkormányzatokkal együttműködve a települések határában lévő gyurgyalagtelepeket helyi védelem alá lehet helyeztetni. A szándékos emberi pusztítást, melyet általában a telep közelében lakó méhész követ el, a helyi méhésztársadalommal folytatott, a faj jelentőségét és viselkedését elemző megbeszélésekkel, illetve megelőzési javaslatok (pl. ragadozó madár röpkép alkalmazása, kaptárak 1–2 kilométerre történő elhelyezése a legközelebbi gyurgyalagteleptől) ajánlásával lehet mérsékelni.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönjük az MME helyi koordinátorainak a felmérő és védelmi munkák megszervezését. Név szerint a következő személyeknek: Bank László, Bartha Zoltán, Boldogh

Sándor, Bukor Zoltán, Fenyvesi László, Jacsó Krisztián, dr. Kiss Ernő, Lovászi Péter, Magai Ferenc, Mille János, Molnár Zoltán, Szelle Ernő, Sipos Roland, Szakál László, Szénási Valentin, Szitta Tamás, Urbán Sándor. Köszönjük mindenkinek a tevékenységét, akik adatszolgáltatással segítették munkánkat. Köszönjük a Központi Környezetvédelmi Alap és a Környezetvédelmi Alap Célelőirányzat támogatását.

Irodalomjegyzék

Báldi, A., Moskát, Cs. & Szép, T. (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer* IX. *Madarak.* – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 81 pp.

Bankovics, A. (2000): Gyurgyalag – Merops apiaster. – In: Haraszthy, L. (szerk.): *Magyarország madarai.* 2., javított kiadás. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 232–233.

Cramp, S. (ed.) (1985): *The birds of the western Palearctic. Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa.* IV. *Terns to Woodpeckers.* – Oxford University Press, Oxford, pp. 748–763.

Dvorak, M., Ranner, A. & Berg, H.-M. (1993): *Atlas der Brutvögel Österreichs. Ergebnisse der Brutvogelkartierung 1981–1985 der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde.* – Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien, pp. 244–245.

Fintha, I. (1968): Megfigyelések a Szamos menti gyurgyalagok (Merops apiaster) fészkelési viszonyairól és táplálkozásáról. Beobachtungen über den Bienenfresser (Merops apiaster), seine Brutverhältnisse, seine Nahrung an der Szamos. – *Aquila* **75**: 93–109.

Fry, C. H. (1984): *The Bee-eaters.* – T. & A. D. Poyser, Calton, 304 pp.

Fry, C. H. (1994): Bee-eater Merops apiaster. – In: Tucker, G. M. & Heath, M. F. (eds): *Birds in Europe. Their conservation status.* – BirdLife International, Cambridge, pp. 338–339.

Gyovai, F. (1979): Gyurgyalag- és partifecske-telepek állománybecslése Hódmezővásárhely határában. – *Madártani Tájékoztató* 1979. (október–december), pp. 30–31.

Gyovai, F. (1993): Egy dél-alföldi gyurgyalag (Merops apiaster) populáció kor-struktúrája, költés és táplálkozásvizsgálata. Age structure, breeding and foraging biology of Bee-eaters (Merops apiaster) in Hungary. – *Ornis Hungarica* **3**(1): 23–32.

Gyurácz, J. & Nagy, K. (2001): Assessment of the Bee-eater Merops apiaster nesting population and its protection status in Hungary, 1997–2000. – In: *Bird Numbers 2001. Monitoring for nature conservation. 15th International Conference of the EBCC, 26th–31th March, Nyíregyháza–Hungary. Abstracts.* Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, [Budapest], p. 99.

Gyurácz, J. & Szanyi, K. (1994): A Vas megyében költő gyurgyalag (Merops apiaster) állomány eloszlása és egyedszáma. Number and distribution of Bee-eater (Merops apiaster) population breeding in sand-pits in county Vas. – *Aquila* **101**: 123–132.

Hagemeijer, E. J. M. & Blair, M. J. (eds) (1997): *The EBCC atlas of European breeding birds: Their distribution and abundance.* – T. & A. D. Poyser, London, pp. 432–433.

Halmosi, J. (1978): Gyurgyalagok (Merops apiaster) megtelepedése a székesfehérvári homokbányáknál. – *Madártani Tájékoztató* (szeptember–október), p. 18.

Heath, M., Borggreve, C. & Peet, N. (eds) (2000): *European bird populations. Estimates and trends.* – BirdLife International, Cambridge, 72 pp.

Keve, A. (1949): Rozmnoženi vlhy evropské (Merops apiaster) v Maďarsku. Augmentation du nombre des Guepiers d'Europe en Hongrie. – *Sylvia* **9–10**(4): 97–98.

Keve, A. (1978): Adatok a Tapolcai-medence madárvilágához. Angaben zur Kenntnis der Vogelwelt des Tapolcaer Beckens. – *A Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei (Természettudomány)* **13**: 61–75.

Keve, A. (1981): Madártani adatok a Déli-Bakonyból, valamint a Bakonyaljáról. Fragmente zur Ornis des Südlichen-Bakony-Gebirges und seinen westlichen Ausläufer. – *A Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei (Természettudomány)* **16**: 233–243.

Keve, A. & Udvardy, M. D. F. (1951): Increase and decrease of the breeding range of some birds in Hungary. – In: Hörstadius, S. (ed.): *Proceedings of the Xth International Ornithological Congress, Uppsala, June 1950.* Almqvist & Wiksell, Uppsala, pp. 468–476.

Krištín, A. & Petrov, T. (1997): Merops apiaster Bee-eater. – In: Hagemeijer, W. J. M. & Blair, M. J. (eds): *The EBCC atlas of European breeding birds. Their distribution and abundance.* – T. & A. D. Poyser, London, pp. 432–433.

Lokcsánszky, A. (1935): A tolnamegyei gyurgyalagtelepek. Die Bienenfresser-Kolonien des Komitates Tolna. – *Aquila* **38–41**: 179–186.

Magyar, G., Hadarics, T., Waliczky, Z., Schmidt, A., Nagy, T. & Bankovics, A. (1998): *Nomenclator avium Hungariae. Magyarország madarainak névjegyzéke. An annotated list of the birds of Hungary.* KTM Természetvédelmi Hivatal Madártani Intézete – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület – Winter Fair, Budapest – Szeged, 90 pp.

Mercsák J. L.-né & Mercsák J. L. (1980): A tokaji Nagykopasz madárvilága. – *Madártani Tájékoztató* (január–március), pp. 15–17.

Munteanu, D. (1998): *The status of birds in Romania.* – Romanian Ornithological Society, Cluj-Napoca, 37 pp.

Murin, B., Krištín, A., Darolová, A., Danko, Š. & Kropil, R. (1994): Početnosť hniezdnych populácii vtákov na Slovensku. Breeding bird population sizes in Slovakia. – *Sylvia* **30**: 97–105.

Nagy, K. (1996): A gyurgyalag-populáció vizsgálata a Felső-Tisza mentén. – Tudományos Diákköri dolgozat, BDTF, Nyíregyháza, 58 pp.

Radványi, O. (1939): Gyurgyalag fészkelése Simontornyán. Nisten von Merops apiaster L. in Simontornya. – *Aquila* **42–45**: 674–675, 697.

Radványi, O. (1950): Madártani jegyzetek a Hegyalja vidékéről. Ornithological records from the environs of Hegyalja. – *Aquila* **51–54**: 171, 194.

Radványi, O. (1964): Megfigyelések gyurgyalag telepeken. Observations on the Bee-eater. – *Aquila* **69–70**: 267.

Snow, D. W. & Perrins, C. M. (1998): *The birds of the western Palearctic. Concise edition based on The Handbook of the Birds of Europe, the Middle East, and North Africa.* Volume 1. *Non-Passerines.* – Oxford University Press, Oxford, pp. 966–969.

Sőregi, J. (1955): Darujárás Nádudvaron, gyurgyalag a Bodrogközben. A great number of Cranes at Nádudvar, Bee-eaters near the River Bodrog. – *Aquila* **59–62**: 381, 438.

Szalczer, A. (1982): Gyurgyalag (Merops apiaster) földi fészkelése Hajós környékén. Bee-eater (Merops apiaster) nesting in ground-holes near Hajós. – *Aquila* **88**: 131, 135.

Szíjj, J. (1955): A gyurgyalag 1949. évi fészkelő telepei hazánkban. The colonies of the Bee-eater in Hungary in the Year 1949. – *Aquila* **59–62**: 185–190.

Tapfer, D. (1957): Über die Verbreitung und Brutbiologie des Bienenfressers in Ungarn. – *Der Falke* **4**(1): 3–5.

Tapfer, D. (1978): A gyurgyalag (Merops apiaster L.) a Keleti-Bakonyban. Bienenfresser (Merops apiaster L.) im Ost-Bakony-Gebirge. – *A Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei (Természettudomány)* **13**: 77–80.

Varga, F. (1982): Gyurgyalagok (Merops apiaster) költése a Medves hegység déli és keleti nyúlványai között. – *Madártani Tájékoztató* (április–szeptember), pp. 162–163.

Waliczky, Z. & Szép, T. (1993): Ritka és telepesen költő madárfajok fészkelőállományának monitoring programja (RTM). – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 26 pp.

Protection status and monitoring of the Bee-eater (*Merops apiaster*) in Hungary, 1997–2001

Gyurácz, J.[1], Nagy, K.[2], Bagdi, A.[2], Hadarics, T.[2] and Ragats, Zs.[1]

[1]Department of Zoology, Berzsenyi Dániel University
H-9700 Szombathely, Károlyi G. tér 4, Hungary
[2]Monitoring Centre, Bird Life Hungary
H-4401 Nyíregyháza 1, P. O. Box 286, Hungary

Abstract: Local groups of BirdLife Hungary started the "National Bee-eater Protection Programme" in 1997 with support from the Central Environmental Protection Fund. The goals of the programme are: (1) to assess the dimensions of the breeding population and its distribution based on uniform viewpoints, (2) to explore the factors jeopardising the breeding habitats as well as the nesting places, (3) to decrease the deterioration of the nests and nesting places, and (4) to influence the public attitude to nature protection. The Bee-eater population was assessed in 2,730 2.5 km × 2.5 km UTM squares (17,062.5 km^2) in 1997, in 4,273 squares (26,706.2 km^2) in 1998, in 3,111 squares (19,443.75 km^2) in 1999, in 840 squares (5,250 km^2) in 2000, and in 567 squares (3,543.75 km^2) in 2001. There were 4,113 breeding pairs (bp) at 335 nesting places in 1997, 6,357 bp at 644 nesting places in 1998, 5,500 bp at 694 nesting places in 1999, 4,126 bp at 376 nesting places in 2000, and 3,092 bp at 567 nesting places in 2001. In 1998, 41% of the colonies were found in former sand- and gravel-pits. The most frequent factors endangering nesting include weed invasion on vertical banks and the collapse of vertical banks.

Key words: Bee-eater, bird conservation, *Merops apiaster*, monitoring

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 491–499, 2004

A gyöngybagoly (*Tyto alba*) költési paramétereinek és táplálék-összetételének vizsgálata a költőhelyek tájmintázatának elemzése alapján

Horváth Győző, Molnár Dániel, Nagy Tibor, Baksza Ildikó és Németh Tamás

Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Biológiai Intézet
Zootaxonómiai és Szünzoológiai Tanszék
H-7624 Pécs, Ifjúság u. 6, E-mail: horvath@ttk.pte.hu

Összefoglaló: Tizenkét baranyai gyöngybagoly költőhely 2000-es köpetvizsgálataiból származó kisemlős adatait hasonlítottuk össze a területek foltmintázata alapján, valamint vizsgáltuk a táplálék- és a foltösszetétel hatását a gyöngybagoly költési paramétereire. Az egyedszámokat 100 köpetre standardizáltuk, és az így kapott értéket minden településnél átlagoltuk. Vizsgáltuk a táplálékban jellemző egyes zsákmányfajok arányát a különböző folttípusok függvényében. A güzü egér (*Mus spicilegus*), a teljes *Mus* genus, a mezei pocok (*Microtus arvalis*), a *Crocidura* fajok, és a mogyorós pele (*Muscardinus avellanarius*) esetében kaptunk elfogadható eredményt. Továbbá azt vártuk, hogy a költőhelyek foltmintázatának a költési paraméterekre kifejtett feltételezett hatása közvetve, a táplálékkínálaton keresztül érvényesül. A vadászat szempontjából legalkalmasabb nyílt gyepek arányában is értékeltük a kelési és szaporodási sikert, mindkét esetben logaritmikus korrelációt kaptunk. Az átlagos biomassza függvényében szintén a kelési és szaporodási siker esetén volt szignifikáns korreláció. A gyöngybagoly által leginkább preferált zsákmányfaj, a *M. arvalis* arányát vizsgálva csak a fészekaljméretre kaptunk pozitív logaritmikus összefüggést.

Kulcsszavak: kisemlősök, költési paraméterek, köpetvizsgálat, tájmintázat, *Tyto alba*

Bevezetés

Számos tanulmány foglalkozott a gyöngybagoly költési szokásaival, költés-biológiájával és ökológiájával (Mikkola 1983, Taylor 1994), Magyarországon főként táplálkozás-ökológiáját kutatták (pl. Andrési & Sódor 1986, Horváth 1998, Horváth *et al.* 2002, Kalivoda 1993, 1994, Schmidt 1973).

A gyöngybagoly köpeteinek elemzése alapján végzett indirekt monitorozás információt ad egy település, mint költőhely körüli mozaikos vadászterület kisemlős faunájáról, a kisemlős közösségek összetételéről és szerkezetéről. Ebben a megközelítésben alapvető kérdés, hogy a különböző költőhelyek tájmintázata kimutatható hatással van-e a kisemlős közösség összetételére, vagyis a táplálék-összetételt, a baglyok predációs sikerét mennyiben határozza meg a vadászterületek mintázata, foltösszetétele. Tehát szükséges annak vizsgálata, hogy a köpetvizsgálatok eredményei mennyiben jelzik a költőhelyek körüli környezet, az élőhelyegyüttesek mi-

nőségét. A baglyok vonatkozásában viszont az a kérdés, hogy az élőhelyegyüttesek által meghatározott táplálékkínálat miként hat a költési paraméterekre, a szaporodási sikerre.

Korábbi tanulmányainkban elemeztük a köpetekben előforduló gyakoribb és ritkább kisemlősök relatív gyakoriságának szezonális különbségeit. Ezek az elemzések azt mutatták, hogy egy átlagos évben a gyöngybagoly tavaszi táplálékösszetétele a legdiverzebb, ősszel viszont csökken ez a diverzitás, mivel általában a legnagyobb mennyiségben előforduló mezei pockot, *Microtus arvalis* preferálja és e gyakori faj csökkenti a minta diverzitás értékét (Horváth & Jeney 1998). Ugyanakkor irodalmi adatokból ismert tény, hogy a mezei pocok gradációk során a faj aránya megemelkedik a gyöngybagoly táplálék-összetételében (Bohnsack 1966, de Bruijn 1979), amely táplálékbázisra építve a gyöngybagoly sikeres másodköltésben, akár az első költéshez viszonyított nagyobb fészekaljmérettel, illetve kelési és szaporodási sikerrel növelheti rátermettségét. A kisemlősök faunisztikai szempontú indirekt monitorozásának eredményességét azonban rontja a mezei pocok táplálékban található nagyobb aránya. A kialakuló denzitásfüggő szelektív vadászat eredményeképpen a köpetminták adatai nem reprezentálják a különböző foltösszetételű vadászterületek tényleges kisemlős faunáját.

Jelen munkában azt vizsgáltuk, hogy a foltelemzés alapján kvantitatíve is elkülöníthető élőhelyegyüttesek között kimutatható-e különbség a kisemlős közösségekben, illetve mindez hogyan hat a gyöngybagoly szaporodási sikerére.

Módszerek

Dél-Baranyában 12 gyöngybagoly költőhelyet választottunk ki (Baranyahídvég, Csarnóta, Drávafok, Drávaiványi, Drávaszerdahely, Gordisa, Matty, Nagycsány, Palkonya, Páprád, Siklósbodony, Túrony), melyek 2000-ben gyűjtött köpetmintáinak egyedszámadatait 100 köpetre standardizáltuk (az egyedszámot elosztottuk a köpetszámmal és megszoroztuk 100-zal), és az így kapott értékeket minden településnél a minták száma alapján átlagoltuk. A falvakról 2500 m magasságból légi fotók készültek, a lefotózott terület középpontjába kerültek a templomok, a baglyok fészkelőhelyei. A fotók alapján így 1600 m × 1600 m-es terület mozaikosságát értékeltük. A különböző élőhelyeknek megfelelő foltokat egy saját fejlesztésű vektorizáló programmal rajzoltuk meg, majd a tájökológiai elemzést a HAMS (Habitat Analysis and Modeling System) (Roseberry & Hao 1995) szoftverrel végeztük el. Regresszióanalízissel vizsgáltuk a következő összefüggéseket: (1) Egyes folttípusok (pl. szántó, parlag, száraz és mocsaras gyep) vs. a rájuk jellemző kisemlős fajok előfordulási aránya. (2) A költőhelyek foltösszetétele és a

költési paraméterek vonatkozásában, (i) foltdiverzitás vs. kelési siker, (ii) foltdiverzitás vs. szaporodási siker, (iii) az alkalmas vadászterületek, mint pl. szántók és parlagok, nyílt gyepek aránya vs. kelési és szaporodási siker. (3) A költőpárok táplálék-összetétele és költési paraméterei összefüggésében, (i) átlagos biomassza vs. kelési siker, (ii) átlagos biomassza vs. szaporodási siker, (iii) mezei pocok arány vs. fészekaljméret.

Eredmények

2000-ben a 12 költőhelyről 47 köpetmintát gyűjtöttünk, és 1191 köpetet dolgoztunk fel, amelyből 23 kisemlős taxont mutattunk ki. A mintákból összesen 2578 egyedet határoztunk meg (1. táblázat). A rovarevők (Insectivora) rendjén belül a cickányfélék (Soricidae) családjának hat faját és egy genusát különítettük el, melyek összesen 721,21 standard egyedszámmal jelentek meg. A rágcsálók rendjéből 11 fajt és 3 genust mutattunk ki, ezek összes standard egyedszáma 2008,61, melyből az Arvicolinae alcsalád 717,81, a Murinae alcsalád 1290,8 standard egyedszám értékkel volt jelen a teljes mintában.

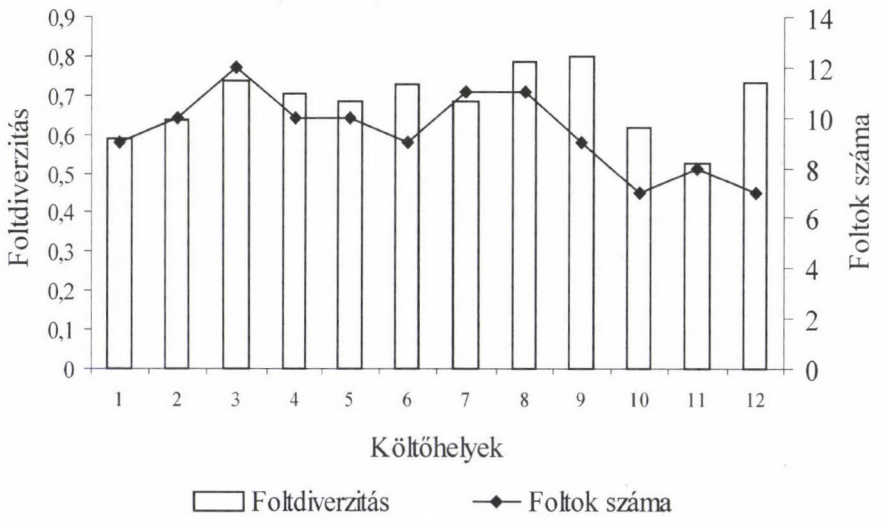
A folttípusok közül a legnagyobb arányt a szántó mutatta, amely a költőhelyek többségénél az összterület közel felét tette ki. Négy településen ez az érték meghaladta az 50%-ot, ami hozzájárult az e költőhelyeken számított alacsony foltdiverzitás értékekhez. A legmagasabb foltdiverzitást Palkonyán és Nagycsányban regisztráltuk. A Drávafok településen leírt legnagyobb foltszámhoz nem társult kiugróan magas diverzitás, mert a szántó aránya még itt is elég nagy volt. A

1. táblázat. A kiválasztott 12 település UTM-kódja, minta-, köpet- és összegyedszáma.

Költőhely	UTM-kód	Mintaszám	Köpetszám	Összegyedszám
1. Baranyahídvég	BR 68	6	116	240
2. Csarnóta	BR 88	4	100	214
3. Drávafok	YL 18	9	110	258
4. Drávaiványi	YL 18	2	12	48
5. Drávaszerdahely	BR 77	1	33	68
6. Gordisa	BR 87	1	20	32
7. Matty	BR 87	3	122	302
8. Nagycsány	YL 28	3	99	264
9. Palkonya	BR 98	5	99	219
10. Páprád	BR 68	7	174	271
11. Siklósbodony	BR 78	2	131	288
12. Túrony	BR 88	4	175	374

foltok száma Túrony költőhely környékén volt a legkisebb, viszont a foltdiverzitás itt viszonylag nagy, amiben szerepet játszik a szántóterület kisebb mérete, valamint az erdőfoltok számottevőbb aránya, amely itt az összes többi vizsgált vadászterületénél nagyobb (27,6%) volt (1. ábra).

A regressziós vizsgálatok közül elsőként a táplálékban jellemző egyes zsákmányfajok arányát a különböző növényzeti folttípusok függvényében értékeltük. A güzü egér és a teljes *Mus* genus arányát vizsgálva, mindkét esetben a várt eredményt kaptuk, miszerint a szántó és parlagterületek nagyobb aránya következtében a táplálékban magasabb relatív aránnyal kerültek elő ($r = 0{,}77, p < 0{,}02$). Ugyancsak ezeket a nagy dominanciájú foltokat kedveli a mezei pocok, mint a gyöngybagoly leggyakoribb zsákmányfaja, így ebben az esetben is fennállt az előbbi összefüggés, a szántót és parlagterületet nagyobb arányban tartalmazó vadászterületeken a gyöngybagoly több mezei pockot fogyasztott ($r = 0{,}67$, $p < 0{,}05$). A cickányok közül a gyöngybagolynál jelentős prédának tekinthető a fehérfogú cickányok két faja, amely fajok a nyílt, elsősorban szárazabb területeket részesítik előnyben. Ennek megfelelően a gyepfoltok függvényében ábrázolva az arányukat, szintén lineáris összefüggést kaptunk, a nagyobb gyepfolttal jellemezhető vadászterületek esetén a genus nagyobb arányát mutattuk ki a köpetekből ($r = 0{,}82, p < 0{,}01$) (2. ábra). A gyöngybagoly táplálék-összetételében a *M. avellanarius* élőhelyéből adódóan ritkán és kevés egyedszámmal jelenik meg. Az erdőfragmentumokban, az erdők

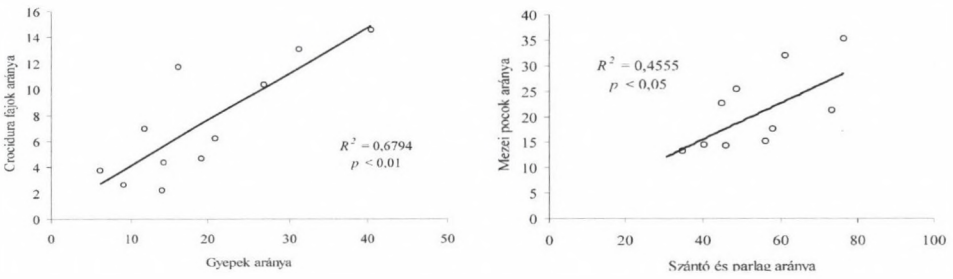


1. ábra. A foltdiverzitás értékei és foltok száma 12 költőhelyen (1. Baranyahídvég, 2. Csarnóta, 3. Drávafok, 4. Drávaiványi, 5. Drávaszerdahely, 6. Gordisa, 7. Matty, 8. Nagycsány, 9. Palkonya, 10. Páprád, 11. Siklósbodony, 12. Túrony).

szegélyterületén, valamint elhagyott gyümölcsösökben élő kisemlős faj azért fordul elő ritkábban a köpetekben, mert a gyöngybagoly az erdőkben, erdősávokban nem vadászik, legfeljebb ezek szegélyében. Így megvizsgáltuk, hogy az erdőfoltok arányának függvényében hogyan változik a faj köpetekben kimutatható előfordulási gyakorisága. A regressziós vizsgálat során exponenciális összefüggést kaptunk ($r = 0{,}77$, $p < 0{,}05$), mivel a gyöngybagoly csak az erdőfoltok szegélyterületén vadászik, így feltehetően a fragmentált erdőfoltok kerület-terület arányával magyarázható a mogyorós pele előfordulása, de ezt a tájökológia elemzések során a fenti arány számításával szükséges tovább vizsgálnunk.

A költőhelyek foltmintázatának a költési paraméterekre kifejtett hatása várhatóan közvetve, a táplálékkínálaton keresztül érvényesül. A foltdiverzitás, valamint a gyöngybagoly vadászata szempontjából fontosabb folttípusok arányának (pl. szántó, parlagterületek, nyílt gyepek) függvényében vizsgáltuk a költési paraméterek alakulását. A kelési siker lineárisan változott a foltdiverzitással, azonban annak ellenére, hogy az egyenes meredeksége nagy, a kevés adat miatt a korreláció nem szignifikáns ($r = 0{,}63$, *NS*). A szaporodási siker a foltdiverzitás függvényében szintén lineárisan növekedett, amely reláció nagyban hasonlít az előzőhöz, de a kevés mintaszám miatt az összefüggés itt sem szignifikáns ($r = 0{,}65$, *NS*). Számításaink alapján tehát nem állapíthatjuk meg, hogy a foltdiverzitás növekedésével statisztikailag szignifikánsan változott a kelési és szaporodási siker.

A foltmintázat táplálékkínálaton keresztüli, a költési paraméterekre kifejtett közvetett hatását úgy is megvizsgáltuk, hogy a vadászterületeken található nyílt gyepek arányában értékeltük a kelési és szaporodási sikert. A nyílt gyepek alatt ebben az összefüggés-vizsgálatban több, a gyöngybagoly szempontjából optimális folttípus (vízállásos és száraz gyepek, legelő, kaszálórét) együttes arányát vettük figyelembe. Ezek a foltkategóriák a legalkalmasabbak a gyöngybagoly vadászatára, mivel erdős területeken nem vadászik, és ezen foltok változatosabb és állandóbb táplálékkínálatot biztosítanak, mint a valamennyi költőhely környékén nagy



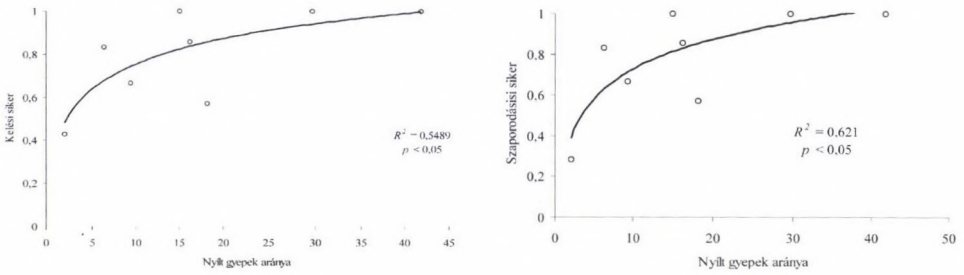
2. ábra. Nyílt folttípusok és a rájuk jellemző mezei pocok és *Crocidura* fajok arányának összefüggése.

területeket elfoglaló szántó. Mind a kelési, mind a szaporodási siker esetén logaritmikus összefüggést kaptunk ($r = 0{,}74$–$0{,}78$, $p < 0{,}05$), vagyis a nyílt területek növekedésével a sikerek %-os aránya telítődési függvény szerint változott (3. ábra). Ez az összefüggés azzal magyarázható, hogy tavasszal és a nyár első felében, vagyis a bagoly költésének időszakában ezek a területek fontosabb vadászterületek, mint a szántók, ahol a rágcsálók csak a termés beérése után jelennek meg nagy denzitással. A telítődési függvény arra enged következtetni, hogy ha a vadászat szempontjából kedvező területek mérete elér egy bizonyos arányt a teljes vadászterületen belül, akkor a gyöngybagoly már fedezni tudja energia- és tápanyagigényét, elérheti a 100%-os kelési és szaporodási sikert. Ezen optimális vadászterületek arányának további növekedése ezért már nincs hatással a költések sikerességére.

A gyöngybagoly táplálkozása mennyiségi oldalról az átlagos biomassza értékekkel jellemezhető legjobban, ezért a táplálékellátottságot reprezentáló egy köpetre eső átlagos biomassza függvényében vizsgálva a költési paramétereket, a kelési és a szaporodási siker esetén kaptunk lineáris összefüggést. Ez azt az összefüggést igazolta, hogy a jobb táplálékellátottság magasabb szaporodási rátát eredményezett. A kelési siker esetében a regresszió kevésbé szoros ($r = 0{,}77$, $p < 0{,}05$), míg a szaporodási sikernél a korrelációs koefficiens nagyobb értéke szorosabb összefüggését mutatott ($r = 0{,}84$, $p < 0{,}02$). A gyöngybagoly legfontosabb zsákmányállata a mezei pocok, amelynek táplálékból kimutatott arányával logaritmikusan nőtt a fészekaljméret, a zsákmánydiverzitás pedig lineárisan csökkenő trendet mutatott.

Következtetések

Az egyes foltok és a rájuk jellemző kisemlős fajok arányának összefüggésvizsgálata mindhárom jelentős kisemlős csoport (Arvicolinae, Murinae, Soricidae) esetében több eredményt is hozott. Vizsgálataink kimutatták, hogy a *Neomys*



3. ábra. A kelési és szaporodási siker a nyílt gyepfoltok arányának függvényében.

genus fajainak táplálékban előforduló arányát meghatározza a vizes élőhelyek nagysága a vadászterületen belül, ellenben a *Sorex* genus fajaira nem kaptuk a várt hasonló összefüggést. A *Crocidura* fajok esetében viszont a szárazabb, nyílt területekhez való hasonló viszonyt tapasztaltunk. A rágcsálók valószínűsíthető foltpreferenciájának elemzése, az élőhelyváltása folytán mezőgazdasági területeket kedvelő güzü egér esetében adta a legszorosabb elfogadható összefüggést az éves adatok tekintetében. Az ugyanezen területekhez ragaszkodó mezei pocoknál és a *Mus* genus fajainak együttes vizsgálatánál is szignifikánsnak tekinthető összefüggést kaptunk, ami valószínűleg az elemzett terület nagyságának növelésével egyértelműbbé válna. A köpetekben ritkán előforduló mogyorós pele egyedeinek száma az erdőfolt arányában exponenciálisan, az erdősáv arányában lineárisan változik, tehát a nagyobb erdőfoltok a köpetekben több mogyorós pele előfordulását eredményezték. Ezek az eredmények arra engednek következtetni, hogy a különböző, eltérő nagyságú élőhelyfoltok meghatározzák az ott élő kisemlős populációk lokális denzitását, az adott foltokra jellemző kisemlősök nagyobb arányú megjelenése a gyöngybagoly táplálékában is tükröződik. Ha egy-egy ilyen nagyobb denzitású fajt a gyöngybagoly jobban preferál, kialakulhat a denzitásfüggő predáció, ami viszont torzítja a köpetekből kimutatható és a vadászterületen élő kisemlős populációk arányai közti kapcsolatot. Ugyanakkor vannak olyan fajok, amelyek több folttípusban előfordulnak, ezek előfordulási arányait a jellemzőbb élőhelyfoltjaik összevont nagyságához lehet viszonyítani.

Kimutattuk, hogy a foltmintázat a táplálékkínálaton keresztül befolyásolja a költési paramétereket is. A kelési és szaporodási sikerre hatással van a foltdiverzitás, a nyílt gyepek aránya, valamint az egy köpetre eső átlagos biomassza értéke.

A táplálék-összetételt és ezen keresztül a fészekalj-méretet nagyban befolyásolja a legmegfelelőbb zsákmányállat, a mezei pocok szelektív vadászata, így a táplálékban kimutatott magasabb aránya. A mezei pocok nagyobb arányú előfordulása csökkenti a zsákmánydiverzitást, így e faj gradációs időszakában megnehezíti, torzítja a kisemlős közösségek indirekt monitorozása során kapott faunisztikai, valamint a közösségek összetételére, szerkezetére vonatkozó adatokat. Ez a probléma fontos a kisemlősök indirekt monitorozásának protokolljaiban meghatározott mintavételi ütemezés kérdésében. A fenti eredmények alapján a monitorozásban a szezonális köpetgyűjtéseket javasoljuk, melyek során fontosnak tartjuk a tavaszi, a gyöngybagoly első költésének kezdetekor elvégzett köpetgyűjtéseket. Ekkor a rágcsálók, főként a mezei pocok denzitása még alacsony, tehát a denzitásfüggő szelektív vadászatnak kisebb a lehetősége, így a köpetekből megfelelőbb adatokat kapunk a vizsgált terület kisemlős faunájáról.

A köpetvizsgálatok tájökológiai elemzésének természetvédelmi biológiai jelentőségét abban látjuk, hogy kellő számú minta, azaz vadászterület és a hozzá köt-

hető bagolyköpetek elemzése során információt kapunk a területek élőhely-mozaikossága és az ott előforduló kisemlős közösségek összetétele között. Az összefüggések birtokában egy kiválasztott terület, pl. a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszerben működő tájléptékű monitorozás során kapott élőhelytérképek alapján megbecsülhető az egyes kisemlős csoportok, egyes taxonok előfordulási aránya, amely információ hozzájárul az adott élőhelyegyüttes természetvédelmi minősítéséhez.

Irodalomjegyzék

Andrési, P. & Sódor, M. (1986): Adatok fészkelő bagolyfajaink táplálkozás-ökológiájához. – *MME II: Tudományos Ülése*. Szeged, pp. 293–300.

Bohnsack, P. (1966): Über die Ernährung der Schleiereule, Tyto alba, insbesondere außerhalb der Brutzeit, in einen westholsteinischen Massenwehselgebiet der Feldmaus, Microtus arvalis. – *Corax* **1**(17): 162–172.

Bruijn, O. de (1979): Voedseloecologie van de Kerkuil T. alba in Nederland. – *Limosa* **52**: 91–154.

Horváth, Gy. (1998): A Dráva mente kisemlős faunájának elemzése gyöngybagoly (Tyto alba [Scop., 1769]) köpetvizsgálata alapján (1995–1997). – *Dunántúli Dolgozatok Term. tud. Sorozat* **9**: 475–487.

Horváth, Gy. & Jeney, K. (1998): Adatok a kisemlősfauna indirekt monitorozó vizsgálatához egy gyöngybagolypár (Tyto alba) három éves köpetvizsgálata alapján. – *Term.véd. Közlem.* **7**: 97–115.

Horváth, Gy., Hamburger, K. & Schäffer, D. (2002): Újabb adatok a Dráva felső szakaszának kisemlős faunájához. – *Natura Somogyiensis* **3**: 111–130.

Kalivoda, B. (1993): Kisemlős faunisztikai és populációdinamikai összehasonlító vizsgálatok Jász-Nagykun-Szolnok megyében gyöngybagoly (Tyto alba) köpetek alapján (Vizsgálati módszerek). – *Tisicum* **8**: 9–30.

Kalivoda, B. (1994): *A magyar bagoly-táplál*kozásvizsgálati irodalom bibliográfiája és emlőstani elemzése. – Diplomadolgozat, ELTE-TTK, Budapest, 168 pp.

Mikkola, H. (1983): *Owls of Europe*. – T. and A. D. Poyser, Carlton, UK.

Roseberry, J. L. & Hao, Q. (1995): *Habitat analysis and modeling system. Version 1.0. User's guide and reference manual*. – Cooperative Wildlife Research Laboratory Southern Illinois University at Carbondale, 35 pp.

Schmidt, E. (1973): Die Nahrung der Schleiereule in Europa. – *Zeitschr. Angew. Zool.* **60**: 43–70.

Taylor, I. (1994): *Barn owls: predator-prey relationships and conservation*. – Cambridge University Press, Cambridge, 273 pp.

Study on nesting parameters and food composition in Barn owls (*Tyto alba*) based on landscape pattern analysis of nesting places

Horváth, Gy., Molnár, D., Nagy, T., Baksza, I. and Németh, T.

Department of Zootaxonomy and Synzoology, Institute of Biology, University of Pécs
H-7624 Pécs, Ifjúság u. 6, Hungary

Abstract: Data on small mammals from an analysis of pellets collected in 12 barn owl breeding territories in Baranya County, Hungary were compared according to the patterns of habitat patches, furthermore the effect of food and patch composition on the nesting parameters were examined. Numbers of individuals were standardised to 100 pellets and the values were averaged in each settlement. Ratios of each characteristic prey-species in the food were examined as a function of patch types. We received acceptable results in Steppe mouse (*Mus spicilegus*), *Mus* genus as a whole, Common vole (*Microtus arvalis*), Hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*) and shrew (*Crocidura*) species. We also expected that the potential effect of patch pattern distribution of the nesting places on the nesting parameters might be indirectly linked with food supply. Hatching and reproductive success were also tested in relation to open-grasses, as the most suitable hunting areas, and a logarithmic correlation was found in both cases. Significant correlation was present between hatching and reproductive success as a function of average biomass. Testing the ratio of *M. arvalis*, the most preferred prey of barn owl, a positive logarithmic relation was found with clutch size.

Key words: landscape pattern, nesting parameters, pellet analyses, small mammals, *Tyto alba*

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 501–510, 2004

A feketerigó (*Turdus merula*) táplálkozási különbségei egy erdei és egy gyümölcsös habitatban – hálózati perspektívából

Jávor Benedek[1], Jordán Ferenc[2] és Török János[1]

[1]*ELTE TTK, Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter s. 1/C*
E-mail: bjavor@ jak.ppke.hu
[2]*ELTE TTK, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter s. 1/C*

Összefoglaló: Meghatároztuk a feketerigó (*Turdus merula*) táplálék-összetételét egy erdőben és egy szomszédos gyümölcsösben. Az adatokból két nyelő-típusú táplálékhálózatot konstruáltunk, melyeknek a rigó volt a csúcsragadozója. Ezeket három lépésben aggregáltuk, a táplálkozási kapcsolatok energetikai jelentősége alapján. Az aggregáció során feltárult néhány olyan mintázat, amelyek az eredeti, komplex hálózatban nem fejeződtek ki látványosan. A kiindulási bináris (eszi/nem eszi) hálózatok kvalitatíve nem mutattak lényeges eltérést a két élőhely között. Az energiaadatok hálózatra vetítésével végzett (szemi)kvantitatív vizsgálat, és az ez alapján végzett aggregáció feltárta, hogy a feketerigó a gyümölcsösben egyszerűbb hálózaton keresztül jut energiához, mely rövidebb és kevésbé változatos energiaáramlási útvonalakat tartalmaz. A gyümölcsös mesterséges, bolygatott élőhelyén a funkcionálisan jelentős táplálkozási láncok lerövidülnek: a magasabb szinten elhelyezkedő csoportok jelentősége visszaszorul a feketerigó táplálkozási struktúrájában.

Kulcsszavak: aggregáció, hálózati perspektíva, táplálékhálózat, táplálkozási szokások, *Turdus merula*

Bevezetés

A humán hatások vizsgálatának és a természetvédelmi szempontoknak mind jelentősebb súlyuk van az ökológiai vizsgálatokban. Ez az egyes fajok kutatásán túl a magasabb szerveződési szintek vizsgálatát is egyre sürgetőbbé teszi. Az elemzések történhetnek a funkcionális csoportok (Körner 1994), részközösségek (Müller & Godfray 1999) vagy teljes ökoszisztémák szintjén (Ulanowicz 1996). A táplálkozási hálózatok, mint a közösségek „vázai", számos rendszerszintű információval szolgálhatnak, melyek a fajok szintjén nem fejeződnek ki. Rendkívül nehéz ugyanakkor általános értelemben véve pontos táplálkozási hálózatokat megalkotni. Valamivel könnyebb a teljes közösségen belül egy szűkebb csoportra koncentrálva felvázolni a táplálkozási kapcsolatokat. Ezek a részhálózatok lehetnek ún. „forrás" és „nyelő" típusúak (Cohen 1978), vagy nagyobb csoportok kevésbé részletes hálózatai (pl. Ulanowicz 1986). Az előbbiek egy közösségnek pusztán egy ré-

szét ábrázolják részletesen, míg az utóbbiak a teljes rendszert írják le, erősen egyszerűsített formában. Azt, hogy melyik módszer alkalmazása a célravezető, mindig az aktuális kérdésfelvetés dönti el. A nyelőhálózatok szerkezetének elemzése rávilágíthat a fokális faj (azaz a csúcsragadozó) bizonyos tulajdonságaira is. Mind az egyszerű topológiai leírások, mind pedig ezek energetikailag súlyozott (valamint dinamikai) kiterjesztései alkalmasak lehetnek az egyes fajok viselkedésének, illetve a közösségszerveződés bizonyos kérdéseinek megválaszolására. Ezen túl, a hálózati perspektíva segíthet megérteni az egyes fajok és a közösségeik, mint egészek között fennálló kapcsolatokat (Higashi & Burns 1991, Jones & Lawton 1995, Jordán 2001).

A hálózati elemzések természetesen igen érzékenyek a hálózatszerkesztés módszereire. Elkerülendő azokat a problémákat, amelyeket a fajokból aggregált trofikus (táplálkozási) csoportok méretének meghatározása jelent, egy többlépcsős hálózati vizsgálati módszert javasolunk: ugyanazt a hálózatot az aggregáció különböző szintjein elemeztük. A gyenge és az erős kapcsolatok megkülönböztetését az energiaáramlás bizonyos előre definiált szintjei alapján végeztük.

Két alapvető kérdést tettünk fel. Először is, hogy vajon tapasztalható-e valamilyen karakterisztikus különbség a feketerigó táplálkozási mintázataiban (nyelőhálózataiban) az erdei és a gyümölcsös habitatban? Itt különösen az energiaáramlás termelőktől feketerigóig vezető útvonalainak hosszára koncentráltunk (azaz hogy milyen trofikus szinten helyezkedik el a feketerigó a két habitatban). Másodsorban pedig arra voltunk kíváncsiak, hogy mi az aggregáció hatása az eredményekre, vagyis hogy milyen felbontás mellett fejeződnek ki a legerőteljesebben ezek a különbségek?

Módszerek

Vizsgálati hely és adatbázis

Adataink egy 1979 és 1986 között lezajlott széles körű adatfelvételből származnak, melyet a Budapest közelében fekvő Juliannamajorban végeztek. Vizsgálatunk céljára egy év (1980) fészkelési periódusának részletes adatait használtuk. A vizsgálati terület két részterületet foglalt magába, egy 5,8 hektáros gyümölcsöst, melynek telepítésére 1967-ben került sor, és domináns fafaja az alma, kisebb meggyel, őszibarackkal és kajszibarackkal beültetett területekkel kiegészítve. A gyümölcsösből 2,5 ha kizárólag gombaölő és gyomirtó szerekkel volt permetezve, a többi rendszeres rovarirtóval való kezelésen esett át. A szomszédos vegetáció cseres-tölgyesből, egyéb gyümölcsösökből, gabonaföldekből, valamint rétekből

állt. A másik terület egy, a vizsgált gyümölcsössel határos cseres-tölgyes, mely gyertyánnal, mezei juharral, valamint sajmeggyel elegyes.

A területek mérete biztosította, és a megfigyelések is azt mutatták, hogy a gyümölcsösben fészkelő madarak jellemző módon nem látogatták az erdőterületet, és ez fordítva is igaz. A táplálék mintavételezése módosított torokelkötéses eljárással történt (Kluijver 1933, Török 1981). Az egyes prédaállatok ezt követő rendszertani azonosítása után méretadataik felvételére is sor került. A méretből súlyadatokat és kalorikus értékeket kalkuláltunk, a szakirodalomban publikált módszerek és adatok segítségével (Cummis & Wuycheck 1971, Török 1981, 1987).

A prédafajok táplálékát irodalmi adatok alapján rekonstruáltuk, ez az eljárás a gyakorlatban elfogadott (Reagan & Waide 1996, p. 490). A feketerigó zsákmányának szintje alatt nem rendelkeztünk kvantitatív adatokkal. Így, jóllehet a nyelőhálózat felső szintjei kvantitatív módon súlyozott trofikus kapcsolatokat tartalmaztak, az alsóbb szinteken kizárólag kvalitatív (bináris) adatokkal rendelkeztünk – ez a részletesség, úgy gondoljuk, megfelel a kérdésfelvetésünknek. Ekképpen azt vizsgáltuk, hogy mennyi energia áramlik a feketerigóhoz vezető jelentősebb trofikus útvonalakon, és hogy a két habitat hogyan különbözik ebben a tekintetben. Vizsgálatunkban a bottom-up energiaáramlásra koncentráltunk.

A hálózat létrehozása

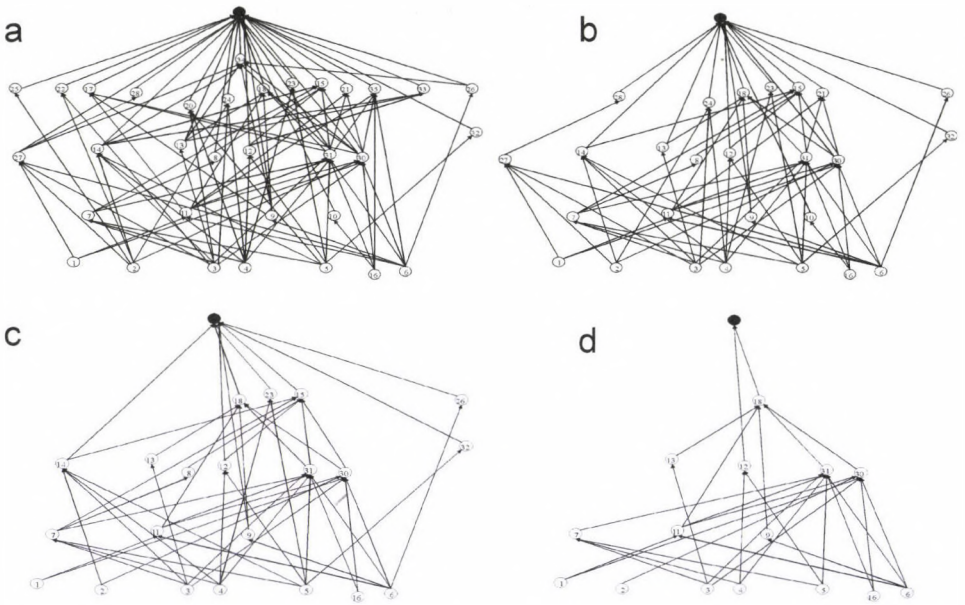
A táplálkozási hálózatok a gyakorlatban a táplálék lehetséges áramlási útvonalait írják le a producensektől a magasabb szintek felé. Jelen munkában a feketerigóhoz direkt vagy indirekt módon vezető anyagtranszport útvonalakat, azaz a rigó nyelőhálózatát adjuk meg, mely a teljes közösség táplálékhálózatának részhálózata. A nyelőhálózatban (sink-web) a csomópontok fajokat vagy azok csoportjait jelentik, míg a gráf élei a táplálkozási interakcióknak felelnek meg (1. és 2. ábrák).

Mind a terepi tapasztalatok, mind pedig az elméleti megfontolások arra mutatnak, hogy a fajokat lehetséges és érdemes is nagyobb táplálkozási csoportokba aggregálni. Kiindulási hálózataink (1a és 2a ábrák) kidolgozásánál általánosan elterjedt megoldásokat alkalmaztunk. A funkcionális csoportok kialakításánál többféle kritérium párhuzamos alkalmazására került sor: taxonómia (pl. kaszáspókok), funkció (pl. növényi detritusz fogyasztók), illetve habitat (pl. talajon ragadozó Coleoptera), ahogyan az széles körben elfogadott (pl. Cohen 1978, Reagan & Waide 1996, Kitching 2000). Egyetértünk a taxonómusok által rendszerint vitatott, de az ökológusok körében általában elfogadott véleménnyel, hogy egy „jó" hálózat pontjainak nem kell feltétlenül homogén felbontásúnak lenniük: a funkcionalitás szempontjából megengedhető mind erősen aggregált csoportok, mind pe-

dig különálló fajok együttes jelenléte is (pl. „mongúz" és „gombák" egy hálózatban, vö. Reagan & Waide 1996).

Az energiaadatok alapján kizártuk a jelentéktelen csoportokat, melyek hozzájárulása a feketerigó energiafelvételéhez 0,001% alatt marad („cutoff level", Yodzis 1998). Ezeket a fajokat a legalkalmasabb funkcionális csoport adataihoz adtuk hozzá, s maguk a fajok nem jelentek meg az adatbázisban. A többi faj különböző mértékben járul hozzá a feketerigó táplálékfelvételéhez: egy faj a gyümölcsösben és kettő az erdei habitatban a rigó menüjének egyenként több mint 10%-át adták (erős interaktorok, Reagan & Waide 1996, p. 490), míg a fajok többsége 0,1 és 1% között helyezkedett el.

Az elsődleges hálózatok (1a és 2a ábrák) a funkcionális csoportok (1. táblázat) közötti trofikus kapcsolatokat mutatják. Ezt követően a hálózatokat három lépésben aggregáltuk: (1) kizárva azokat a csoportokat, melyek együttesen a táplálék kevesebb, mint 1%-át adták (1b és 2b ábrák); (2) azokat, melyek kevesebb, mint

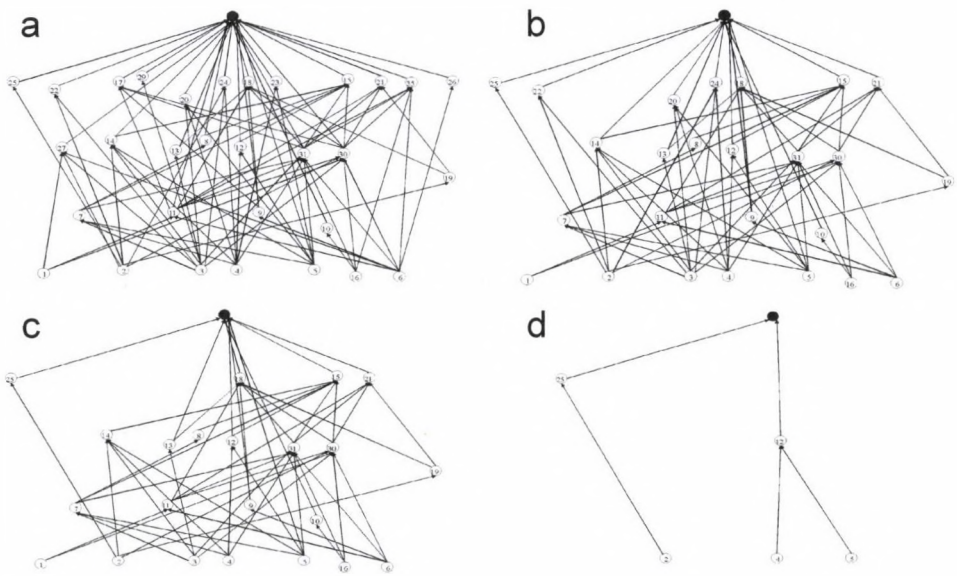


1. ábra. a = A feketerigó (fekete kör) nyelőhálózata az erdei habitatban. A gráf pontjai az 1. táblázatban megadott funkcionális csoportokat jelzik, a vonalak pedig táplálkozási kapcsolatokat mutatnak; b = Első aggregációs lépés: az 1%-nál kevesebb energiát adó csoportok hiányoznak; c = Második aggregációs lépés: a 3%-nál kevesebb energiát adó csoportokat töröltük a hálózatból; d = Harmadik aggregációs lépés: azon csoportok legszűkebb halmazát mutatja csak a hálózat, melyek együttesen a rigó energiaszükségletének minimum a felét biztosítják (a 12. és 18. csoport az energiafelvétel 51,5%-át adja).

3%-át (1c és 2c ábrák); végül (3) pusztán azt a minimális számú csoportot megtartva, melyek együttesen kiadják a feketerigó energiafelvételének felét (1d és 2d ábrák). Az egyes lépések során kizárólag a rigó-préda kapcsolatot iktattuk ki, ha a prédát más csoportok is fogyasztották, de magát a prédát is, valamint persze annak minden kapcsolatát is, ha a rigó volt az egyetlen fogyasztója.

Hálózatelemzés

Az egyik legelterjedtebb táplálékhálózati index az egyes fajok trofikus magassága (trophic height, TH). Mindez a trofikus szintek koncepciójához kötődik. Jóllehet a trofikus szintek létezése és használhatósága komoly kritika tárgya (Polis & Strong 1996), a trofikus magasság továbbra is hasznos és informatív hálózati index (ha TH értéke nem feltétlenül egész szám kell, hogy legyen). Az *i* csomópont trofikus magassága a hálózatban $TH_i = APL_i+1$, ahol APL_i (átlagos útvonalhossz, average path length) azon kapcsolatok átlagos számát jelenti, az összes különböző útvonal figyelembevételével, melyek a producensektől az *i* csomópontig vezetnek. Erdei alaphálózatunk esetében például (1a ábra) a táplálék 195 különböző útvonalon juthat el a feketerigóig. Egyik közülük a 3›7›8›feketerigó, ahol az útvonal há-



2. ábra. Az 1. ábra gyümölcsös habitatra kidolgozott változata. Ebben az esetben is két csoport (12. és 25.) adja az energiafelvétel felét.

1. táblázat. A funkcionális csoportok listája.

Kód	Funkcionális csoportok
1	zuzmók, mohák
2	lágyszárú egyszikűek (lsz. esz.)
3	lágyszárú kétszikűek (lsz. ksz.)
4	cserjék
5	fák
6	növényi detritusz
7	levéltetvek
8	levéltetű fogyasztók
9	növényi detritusz fogyasztók
10	állati detritusz fogyasztók
11	mikrofauna
12	lombozatfogyasztók
13	lsz. ksz. fogyasztó Lepidoptera
14	polifág Lepidoptera
15	törzsön ragadozó Coleoptera
16	állati detritusz
17	talajon ragadozó Chilopoda
18	talajon ragadozó pókok
19	lsz. esz. fogyasztó Lepidoptera
20	növényi nedvszívók
21	talajon ragadozó Coleoptera
22	magpredátorok
23	lombozatfogyasztó Coleoptera
24	rhizofágok
25	esz. lsz. fogyasztó Orthoptera
26	fitoszaprofág Diptera
27	csigák
28	csigafogyasztók
29	lsz. ksz. fogyasztó Coleoptera
30	omnivórok
31	hangyák
32	farontók
33	Lepidoptera paraziták
34	gyíkok
35	kaszáspókok

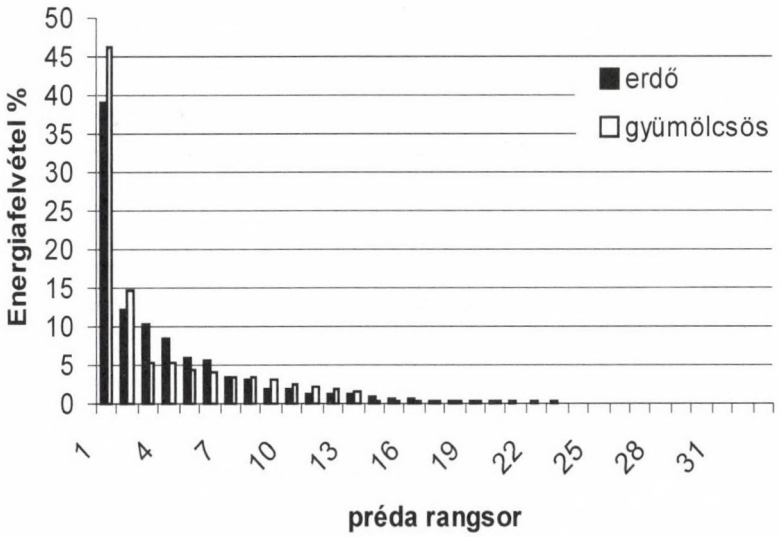
romlépéses, így ezen az egyszerű útvonalon a feketerigó trofikus magassága 4 (míg $TH_3 = 1$, $TH_7 = 2$, és $TH_8 = 3$). Mind a 195 útvonal figyelembevételével az $APL_{rigó} = 3{,}04$, s így a $TH_{rigó} = 4{,}04$. Ezeket a számításokat mind a nyolc hálózat valamennyi csomópontjára elvégeztük. A topológiai vizsgálatok megmutatják, hogy az egyes habitatokban mely trofikus szinten táplálkozik a feketerigó. Azt is figyelembe véve, hogy mennyi energia származott az egyes prédákból, súlyozni tudtuk a rigó trofikus magasságát minden hálózatban. Az elsődleges erdei hálózatban (1a ábra) például a rigó táplálékaira átlagosan wTH = 2,37, ami kisebb, mint a súlyozatlan hálózatban (a rigó prédáinak átlagos súlyozatlan trofikus magassága = $TH_{rigó}-1 = 4{,}04-1 = 3{,}04$). Ez azt jelenti, hogy többségében alacsonyabb szintekről vesz fel energiát a rigó.

Eredmények

A legnagyobb nyelőhálózatok az erdőben és a gyümölcsösben hasonlóak voltak (1a és 2a ábrák), bár a topológiai távolság a feketerigó és a producensek között nagyobbnak bizonyult az erdei ($TH_{rigó(erdő)} = 4{,}04$), mint a gyümölcsös habitatban ($TH_{rigó(gyümölcsös)} = 3{,}04$). Az energiaáramlási adatok figyelembe vétele jóval valósághűbb képet adhat a struktúra funkcionális tartalmáról. Az aggregált erdei hálózatokban (1b, c, d ábrák) a rigó

prédáinak súlyozott átlagos trofikus magassága 2,37-ről 2,27-re csökken. Az aggregált gyümölcsös hálózatokban (2b, c, d ábrák) ugyanez az adat 2,15-ről 1,94-re csökken. A különbség a két habitatban számított prédacsoportok átlagos trofikus magassága között a súlyozás nyomán 0,22-ről 0,33-ra nő. Ezek a hálózati indexek azt mutatják, hogy a feketerigó a gyümölcsösben alacsonyabb trofikus szintről táplálkozik, különösen, ha az energiaáramlási adatokat is figyelembe vesszük.

Az aggregációs folyamat tanulmányozása azt mutatja, hogy a két habitat közti különbségek akkor a legnagyobbak, ha csupán a legfontosabb energiaáramokat vesszük figyelembe. Ez azt sugallja, hogy a rigó, jóllehet kvalitatív tekintetben igen hasonló prédakompozícióval bír a két vizsgálati területen, az energiafelvételi mintázatok tekintetében jelentős különbségeket mutat. A legalacsonyabb aggregációs szint mellett a két habitat hasonló komplexitású (MacArthur 1955 szerint; 195 útvonal az erdőben és 161 a gyümölcsösben), de a legfontosabb energiaáramlási útvonalak (1d és 2d ábrák) sokkal kevésbé összetettek és jóval rövidebbek a gyümölcsösben: 3 útvonal, szemben az erdei habitat 23 útvonalával. Azt, hogy a rigó energiafelvételi struktúrája kevésbé komplex a gyümölcsösben, a 3. ábra is illusztrálja: két kiemelkedő fontosságú prédacsoport adja az energiafelvétel 61%-át, míg az erdőben az első két csoport a teljes energiafelvétel csupán 51,5%-át biztosítja, és az egyes csoportok fontossága lassabban csökken, azaz a feketerigó tápláléka kvantitatíve változatosabb az erdőben.



3. ábra. A feketerigó energiaszükségletét szolgáltató funkcionális csoportok sorrendje a gyümölcsösben és az erdőben, a rigó energiaellátásához való százalékos hozzájárulásuk alapján.

Következtetések

Egy erdei és egy gyümölcsös habitat feketerigóinak táplálkozási szokásait tanulmányoztuk. Felrajzoltuk mindkét élőhely rigóra vonatkoztatott nyelőhálózatát, majd az energiaáramlási adatok alapján három lépésben aggregáltuk a hálózatokat. A két habitatban összehasonlítottuk a topológiai és a súlyozott trofikus magasságokat, majd magát az aggregációs folyamatot is tanulmányoztuk. A nyelőhálózatok komplexitását a lehetséges energiaáramlási útvonalak számával jellemeztük.

Arra a következtetésre jutottunk, hogy a feketerigó a gyümölcsös élőhelyen egy jelentősen egyszerűbb nyelőhálózaton keresztül táplálkozik, mely rövidebb útvonalakból épül fel, mint az erdei habitatban. Ez azt jelenti, hogy a feketerigó energiaellátása az erdőben megbízhatóbbnak tűnik (Jordán & Molnár 1999), a gyümölcsösben pedig szerkezetileg kockázatosabbnak. Ezek a mintázatok jobban kifejeződnek, ha az energiaáramlásokat is figyelembe vesszük, megerősítve azt az elképzelést, hogy az anyagáramlási struktúrák nem hagyhatók figyelmen kívül, sőt, alapvető fontosságuk lehet mind a populációs, mind pedig a rendszerökológia megértésében (Ulanowicz 1986). Elképzelésünk szerint az erdei habitat tápanyagellátás szempontjából kevésbé kockázatos a feketerigó számára, mert ebben jobban működő táplálékfelvételi környezetet képes kiépíteni (vö. „input environ", Patten 1981), míg a mezőgazdaságilag átalakított élőhelyen a rigók trofikus struktúrája kevésbé „kidolgozott", kevésbé megbízható. A bemutatott különbségek csak a hálózatok megfelelő mértékű, funkcionális alapú aggregációja során váltak láthatóvá. Röviden, a rigók a két élőhelyen nagyjából ugyanazon fajokból „csipegetnek", de táplálékfelvételük jelentős részét egész más módon strukturálják.

A természetes és a mezőgazdasági élőhelyeken az élőlények viselkedésbeli különbségeinek megértése segítheti például a rehabilitációs programok megvalósítását is (Dobson *et al.* 1997). Reméljük, hogy ezen különbségek egyik aspektusát sikerült megmutatnunk.

*

Köszönetnyilvánítás – JF munkáját az OTKA F 035092, T 037726 és D 042189 sz. pályázatai és az MTA Bolyai Kutatási Ösztöndíja támogatták. Török János terepi munkája az OTKA 2232/91. sz. pályázatának segítségével valósult meg.

Irodalomjegyzék

Cohen, J. E. (1978): *Food webs and niche space.* – Princeton University Press, Princeton.

Cummis, K. W. & Wuycheck, J. C. (1971): Caloric equivalents for investigations in ecological energetics. – *Intern. Verein. Theor. Angew. Limnol.* **18**: 1–159.

Dobson, A. P., Bradshaw, A. D. & Baker, A. J. M. (1997): Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. – *Science* **277**: 515–522.

Higashi, M. & Burns, T. P. (eds) (1991): *Theoretical studies of ecosystems – the network perspective*. – Cambridge University Press, Cambridge.

Jones, C. G. & Lawton, J. H. (eds) (1995): *Linking species and ecosystems*. – Chapman and Hall, London, 387 pp.

Jordán, F. (2001): Trophic fields. – *Community Ecology* **2**: 181–185.

Jordán, F. & Molnár, I. (1999): Reliable flows and preferred patterns in food webs. – *Evolutionary Ecology Research* **1**: 591–609.

Kitching, R. L. (2000): *Food webs and container habitats*. – Cambridge University Press, Cambridge, 431 pp.

Kluijver, H. N. (1933): Bijdrage tot de biologie en de ecologie van den spreeuw (Sturnus vulgaris vulg. L.) gedurende zijn voortplantingstijd. – *Versl. Med. Plant. Dienst Wageningen* **69**: 1–145.

Körner, C. (1994): Scaling from species to vegetation: The usefulness of functional groups. – In: Schulze, E.-D. & Mooney, H. A. (eds): *Biodiversity and ecosystem function*. Springer Verlag, Berlin, pp. 117–141.

MacArthur, R. (1955): Fluctuations of animal populations, and a measure of community stability. – *Ecology* **36**: 533–536.

Müller, C. B. & Godfray, H. C. J. (1999): Indirect interactions in aphid-parasitoid communities. – *Research in Population Ecology* **41**: 93–106.

Patten, B. C. (1981): Environs: the superniches of ecosystems. – *Amer. Zool.* **21**: 845–852.

Polis, G. A. & Strong, D. R. (1996): Food web complexity and community dynamics. – *Amer. Nat.* **147**: 813–846.

Reagan, D. P. & Waide, R. B. (eds) (1996): *The food web of a tropical rain forest*. – University of Chicago Press, Chicago, 616 pp.

Török, J. (1981): Food composition of nestling blackbirds in an oak forest bordering on an orchard. – *Opusc. Zool. Budapest* **27–28**: 145–156.

Török, J. (1987): A fekete rigó táplálékkereső stratégiája. – *Állatt. Közlem.* **74**: 77–87.

Ulanowicz, R. E. (1986): *Growth and development: ecosystems phenomenology*. – Springer, Berlin.

Ulanowicz, R. E. (1996): Trophic flow networks as indicators of ecosystem stress. – In: Polis, G. A. & Winemiller, K. O. (eds): *Food webs: integration of patterns and dynamics*. Chapman and Hall, London, pp. 358–368.

Yodzis, P. (1998): Local trophodynamics and the interaction of marine mammals and fisheries in the Benguela ecosystem. – *J. Animal Ecol.* **67**: 635–658.

Differences between the feeding habits of blackbird (*Turdus merula*) in a forest and an orchard habitat – a sink web approach

Jávor, B.[1], Jordán, F.[2] & Török, J.[1]

[1]Department of Systematic Zoology and Ecology, Eötvös L. University
H-1117 Budapest, Pázmány Péter s. 1/C, Hungary
[2]Department of Plant Taxonomy and Ecology, Eötvös L. University
H-1117 Budapest, Pázmány Péter s. 1/C, Hungary

Abstract: The prey species of blackbird (*Turdus merula*) were determined in a forest and a nearby orchard habitat. Two sink webs were reconstructed, compared, and aggregated in three well-defined steps. Aggregation revealed a characteristic pattern invisible in the original, complex webs: blackbirds receive their energy mainly through a much less complex sink web in the orchard habitat, containing shorter and less variable pathways. This difference is of quantitative nature: the food composition of this species is qualitatively very similar in the two habitats.

Key words: aggregation, feeding habit, food web, trophic height, *Turdus merula*

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 511–516, 2004

A fekete gólya (*Ciconia nigra*) védelme

Kalocsa Béla és Tamás Enikő

MME 7. sz. H.Cs. Bajai munkacsoport
6500 Baja, Petőfi sziget 11
E-mail: bite@baja.hu

Összefoglaló: Magyarországon 2000-ben kb. 250 fekete gólya pár fészkelőhelye ismert. A Duna–Dráva Nemzeti Park Gemenc és Béda–Karapancsa Tájegységeinek területén él a magyarországi állomány 1/5-e. A szerzők alsó-Duna-völgyi területeken 1992 óta folytatnak a fekete gólyával kapcsolatos kutatásokat. A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Ragadozómadár-védelmi Szakosztályának feketególya-védelmi programja gyakorlatilag Magyarország teljes területét lefedi. A beszámoló helyzetképet ad az MME feketególya-védelmi programjának eredményeiről, a fekete gólya helyzetéről és a Nemzetközi Fekete Gólya Színes Gyűrűzési Program keretében 1994 óta végzett vonuláskutatás eredményeiről.

Kulcsszavak: fekete gólya, felmérés, kutatás, nemzetközi program, védelem

Bevezetés

Az első ismert magyarországi fekete gólya (*Ciconia nigra,* Linnaeus 1758) állomány-felmérés 1940-ből származik (Homonnay 1943). További felmérés történt 1970–75-ben (Molnár 1975), 1986-ban (Haraszthy 1986) és 1992–95-ben (Kalocsa & Tamás 1996). Az 1990-es évek végére megfogalmazódott a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület országos feketególya-védelmi programja, melynek célkitűzése a fekete gólya Magyarországon fészkelő állománya érdekében a szisztematikus felmérés, az élőhelyek megőrzése, és egységes szemléletű gyakorlati védelmi tevékenység.

Felmérés

A fészkelőterületek felmérése az országos védelmi program keretében folyamatos. 2001-ig 249 fekete gólya fészkelőhely került nyilvántartásba (1. ábra). A korábbi felmérésekkel összehasonlítva az állomány ugyanazokon a területeken koncentrálódik, a fekete gólya magyarországi populációja pedig növekedni látszik. Ezzel kapcsolatban felmerül a kérdés, hogy a fokozódó megfigyelő tevékenység, vagy a 2000. évi nagyon kedvező körülmények hatása mennyiben befolyásolja a trendet.

Gyakorlati védelmi tevékenység

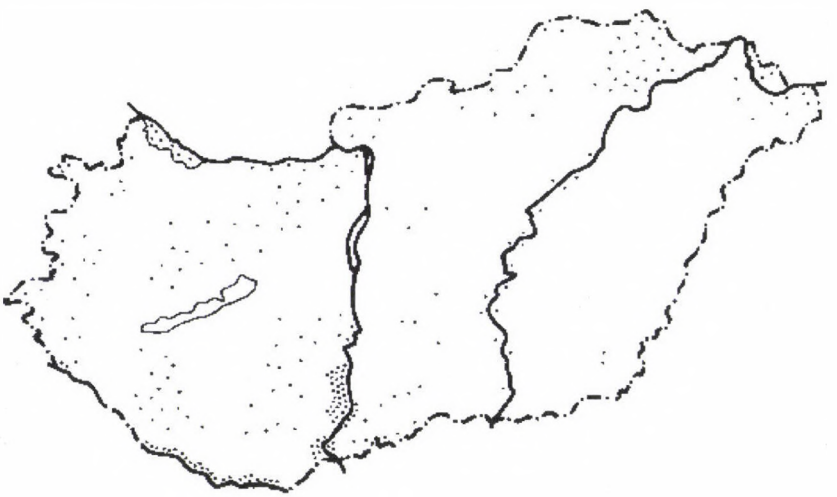
A fekete gólyák természetközeli, idős, háborítatlan erdőkben fészkelnek. A fészkelőhelyhez nagyon ragaszkodnak. Műfészek építését, vagy a régi fészek megerősítését indokolttá teszi, ha a fészek leesik, vagy ha a régi fészkelőhelyen már nincs alkalmas fészektartó fa, valamint ha jelentős az emberi zavarás. Fontos szempont, hogy a bizonyított fészkelés során foganatosított védelmi intézkedések az élőhely védelmét eredményezik.

Kétféle módszert alkalmaztunk: fészek építése vagy fészekalap készítése (ilyenkor a fészeképítést a gólyákra bíztuk). A beavatkozás egy eset kivételével mindig régebbi vagy jelenlegi fészkelőhelynél történt. 16 esetből 9-szer egyértelműen sikeres volt a beavatkozás: a fekete gólyák elfoglalták a műfészket, és abban sikeresen költöttek (1. táblázat). További 4 esetben ugyanazon revírben váltófészket találtunk.

Arra következtetünk, hogy a műfészekkészítés vagy fészekalap-kihelyezés két módon lehet sikeres: a fekete gólyákat védett helyen tarthatjuk, és a költés sikeressége javítható.

Vonuláskutatás

Magyarországon fekete gólyával kapcsolatos vonuláskutatás a Nemzetközi Fekete Gólya Színes Gyűrűzési Program keretében az 1993-ban megrendezett, I.



1. ábra. A fekete gólya fészkelőterületei Magyarországon 2000-ben.

Nemzetközi Fekete Gólya Konferencia óta folyik. A jelölés egyedi azonosításra alkalmas, országonként kódolt PVC gyűrűkkel történik. A program a következő kérdésekre keres választ: Melyik vonulási útvonalat választják a magyarországi fekete gólyák? Hol töltik a telet? Honnan jönnek a vonuláskor itt táplálkozó fekete gólyák? Hol fészkelnek a Magyarországon kirepült fekete gólyák? Hol töltik első két évüket?

Nyolc év eredményei alapján a következő megállapításokat tehetjük. A meggyűrűzött fekete gólyák szétszóródnak kirepülés után. A megfigyelt vonuló csapatok összetétele változik. Egyes példányok visszatérnek származási helyükre, és valószínűleg ott fészkelnek. A nem ivarérett példányok egy része az első két nyarat Európában tölti. Minden Magyarországon gyűrűzött, vonuláskor megfigyelt példány (22) a keleti, Izraelen át vezető útvonalat választotta (2. ábra). Van olyan Magyarországon gyűrűzött fekete gólya, mely valószínűleg Izraelben telelt. Nincs afrikai megfigyelésről adatunk.

Táplálkozás vizsgálata

Évekre visszamenőleg megfigyelésekkel bizonyított tény, hogy a magyarországi vizes élőhelyek egy része a nyugat-, illetve észak-európai fekete gólyák vo-

1. táblázat. Beavatkozások a gemenci fekete gólya fészkeknél, 1996–2000.

sorszám	beavatkozás	év	sikeresség
1	a leesett régi fészek helyétől 8 m-re új	1996	igen
2	a leesett régi fészek helyétől kb. 60 m-re új	1996	
3	a leesett fészek helyére	1997	igen
4	a leesett fészek helyére	1997	részben
5	a leesett fészek helyére	1998	igen
6	a leesett fészek helyére (1997), egy év múlva megerősítése	1998	igen
7	a leesett fészek helyére	1998	igen
8	a leesett fészek helyére	1998	igen
9	a régi fészek közelében	1999	igen
10	a leesett fészek helyére	1999	részben
11	a régi fészek helyétől 1,5 m-re	1999	részben
12	egy, a fészekbe belógó ág eltávolítása	2000	igen
13	a leesett fészek helyére alap készítése (1997), egy év múlva áthelyezés (1998), egy év múlva megerősítés	2000	igen
14	a régi fészek helyére, ahonnan kétszer leesett	2000	részben
15	új	2000	
16	a leesett régi fészek helyétől 50 m-re	2000	

2. táblázat. A fekete gólya fiókák táplálékában előforduló fajok, 1996–2000, Gemenc.

Faj		esetek	db
kecske- és tavi béka	*Rana* ssp.	21	91
vöröshasú unka	*Bombina bombina*	4	7
ebihal		9	35
dunai gőte	*Triturus dobrogicus*	1	1
csuka	*Esox lucius*	11	70
ezüstkárász	*Carassius auratus*	16	42
réticsík	*Misgurnus fossilis*	3	9
küsz	*Alburnus alburnus*	4	24
folyami géb	*Neogobius fluviatilis*	1	1
törpeharcsa	*Ictalurus* ssp.	3	3
naphal	*Lepomis gibbosus*	1	1
egyéb hal		9	9
egyéb (földigiliszta, szitakötő lárva)		3	4

nulásában, mint állomáshely, fontos szerepet játszik. Ezen területek felmérése, rendszeres megfigyelése, zavartalanságának és minőségének biztosítása kulcsfontosságú a faj vonulása szempontjából.

Felismerve, hogy az 1994-ben megkezdett fekete gólya színes gyűrűzés „melléktermékeként" a fiókák táplálékára vonatkozó információhoz juthatunk, 1996-ban megkezdtük a táplálékadatok gyűjtését. A gyűrűzés során a fekete gólya



2. ábra. A fekete gólya vonuláskutatás magyar vonatkozású eredményei.

fiókák egy része kiöklendezte a korábban elfogyasztott táplálékot (direkt kényszerítést nem alkalmaztunk). A részben megemésztett táplálékállatok a legtöbb esetben jól meghatározhatóak voltak. A határozást és a táplálékállatok testméreteinek, mennyiségének helyszíni rögzítését követően azokat a fészekbe visszahelyeztük, a fiókák pedig gyakorlatilag azonnal újra elfogyasztották.

A fiatal fekete gólyák tápláléka a Gemencben leggyakrabban tavibékából (*Rana ridibunda*), ezüstkárászból (*Carassius auratus*) és csukából (*Esox lucius*) tevődik össze (2. táblázat). A vizsgált időszakban a fekete gólyák előnyben részesítették a halat a békával és egyéb táplálékállatokkal szemben. A különböző években rendelkezésre álló tápláléktípusokat összehasonlítva a hidrológiai peremfeltételektől való erős függőség egyértelmű. Kapcsolat látható a fiókaszám és az elérhető táplálék minősége, illetve mennyisége között.

Értékelés

A fekete gólya magyarországi elterjedési területének és állománynagyságának pontosabb ismerete a védelmi és monitoring tevékenység hatékonyabb megszervezéséhez szükséges. Az élőhelyválasztás pontosabb ismerete által válik lehetővé, hogy potenciális fészkelőhelyeit feltérképezhessük, és azok védelméről, zavartalanságáról időben gondoskodhassunk. A gyakorlati védelmi tevékenység által a költés sikeressége javítható, a fészkelő párok védett területen tarthatóak abban az esetben is, ha természetes fészkelőhelyük megsérül vagy megsemmisül. A táplálkozással kapcsolatos adatok alapján az élőhelyigény pontosítható. A Magyarországon fészkelő és a vonuló európai állomány érdekében a vonuláskori táplálkozóhelyek mennyiségét, minőségét és védelmét biztosítani kell. A faj védelme csak fészkelő- és táplálkozóhelyeinek, vonulási útvonalának és telelőterületeinek együttes védelmével biztosítható.

*

Köszönetnyilvánítás – Bajai Győző, Bank László, Barbácsi Zoltán, Bartók Zoltán, Bíró Csaba, Blaskovits Zoltán, Boros Emil, Buzetzky Győző, Csihar László, Csonka Péter, Deme Tamás, Felső Barnabás, Frank Tamás, Gyenis Milán, Horváth Gyula, Horváth Róbert, Horváth Zoltán, dr. Kalotás Zsolt, Kammermann Péter, dr. Kárpáti László, Kazi Róbert, Kempl Zsolt, Kováts László, Krúg Tibor, Lőrinc István, Mikuska Tibor, Mórocz Attila, Nagy Tibor, Omacht Zoltán, Osztrogonácz Miklós, Palkó Sándor, Pintér András, Sándor István, Schmidt Tamás, Siklósi Máté, Szabó Judit, Szarvas Pongrác, Szitta Tamás, Tajti László, Tóth Imre, Várnagy Dávid, Várnagy Ferenc, Viszló Levente, prof. dr. Zsuffa István, Zsumbera Zsolt, Willem van den Bossche.

Irodalomjegyzék

Homonnay, N. (1943): Beiträge zur Kenntnis der Nistplätze und der Verbreitung des schwarzen Storches (Ciconia nigra L.) in Ungarn. – *Frag. Faun. Hungarica* **6**: 9–19.
Molnár, L. (szerk.) (1975): *Faunisztikai adattár.*
Haraszthy, L. (szerk.) (1986): *Magyar*ország fészkelő madarai. – Budapest.
Kalocsa, B. & Tamás, E. (1996): The Black Stork in Hungary: Population status and conservation. – *Abstracts, II. Conferencia International sobre la Cigüeña negra Trujillo.*

The protection of the Black Stork (*Ciconia nigra*)

Kalocsa, B. and Tamás, E.

MME Local Group no. 7, Workgroup of Baja
H-6500 Baja, Petőfi sziget 11, Hungary

Abstract: In 2000 the location of approximately 250 nesting Black Stork pairs was known in Hungary. One-fifth of the Hungarian population lives in the Gemenc and Béda–Karapancsa Regions of the Danube–Drava National Park. The authors have been studying the Black Stork population of the lower Danube valley since 1992. The Black Stork protection programme of the Raptor Specialist Group of the Hungarian Ornithological and Nature Protection Society extends to the whole area of Hungary. This paper gives an overview of the results of the Black Stork protection programme of MME, of the status of the Black Stork and of the results of the migration studies, having been carried out in the framework of the International Black Stork Colour Ringing Programme since 1994.

Key words: Black Stork, international programme, protection, survey

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 517–524, 2004

A gyöngybagoly (*Tyto alba*) természetes és nem természetes mortalitása: nő az utakon történő pusztulás jelentősége

Mátics Róbert

PTE TTK, Genetikai és Molekuláris Biológiai Tanszék
7624 Pécs Ifjúság u. 6
E-mail: bobmatix@freemail.hu

Összefoglaló: Az 1980-as és 1990-es évtized gyűrűzési adatainak összehasonlítása és elemzése azt mutatja, hogy a gyöngybagoly utakon történő pusztulása enyhe növekvő tendenciát mutat, mind az összes halálozást, mind pedig annak szezonális mintázatát tekintve (3 hónappal szélesedett az intervallum). A nem természetes mortalitási faktorok közül az első helyre ugrott, és azonos mértékben érinti az elsőéves és idősebb madarakat. Az európai adatokkal történő összevetés azt az eredményt adta, hogy az 1980 előtti nyugat-európai adatsorok nem különböztek a magyarországitól, míg az ezt követő éveket feldolgozók minden esetben szignifikáns különbségeket adtak. Mivel az Európai Unióba történő belépés az utakon történő pusztulás növekedését hozta több európai országban, Magyarországon is számítani lehet arra, hogy a 2000-es és 2010-es években ez a halálozási faktor fogja vezetni a nem természetes okok listáját. A teljes úthálózat hosszával és a járművek számával meglevő esetleges korrelációkat tárgyalom. A lelövés, mint a halál oka szignifikánsan csökkent az 1990-es években, míg az indirekt humán okok (áramütés; üvegnek, épületeknek ütközés stb.) aránya nem változott.

Kulcsszavak: gyöngybagoly, gyűrűzés-visszafogás, nem természetes mortalitás, úti halál

Bevezetés

A baglyok mortalitásának számszerűsítése igen körülményes feladat. Leggyakrabban a gyűrűzési adatokat használják erre a célra (Baudvin 1986, Bairlein 1985, Chanson *et al.* 1988, de Bruijn 1994, de Jong 1983, Fajardo 1990, Percival 1990, Taylor 1994), melynek alapvető korlátai vannak, például a visszafogott madarak elégtelen száma. A másik fontos körülmény, hogy az emberi aktivitás miatti megkerülések felülreprezentáltak a gyűrűzési adatbázisokban, mert a természetes habitatban elpusztuló egyedeket ritkán találják meg (Haukioja & Haukioja 1971, Taylor 1994). Sok esetben nincs meghatározva a halál oka (főként éhezés, hideg időjárás és mérgezések esetében), és ez növeli az ismeretlen körülmények közötti megkerülések számát. Mindezek ellenére a korspecifikus mortalitási ráták, szezonális mintázatok és az évek közötti eltérések igen hasonló eredményeket adtak a különböző európai országokban (Baudvin 1986, Bairlein 1985, de Jong 1983, Taylor

1994). Intenzív vizsgálatokból történő becslések alapján az elütött gyöngybaglyok száma 1,6 és 12,4 között mozog 100 kilométerenként (Bourquin 1983, Illner 1992). Ha csak ezt és az európai országok úthálózatának hosszát tekintjük, várható, hogy a járművekkel történő ütközés fontos mortalitási faktor lesz. Gyűrűzési adatok alapján több régióból leírták a halálokok változását az utóbbi évtizedekben (Nagy-Britannia: Percival 1990, Hollandia: de Bruijn 1994, Spanyolország: Fajardo 1990, 2001), és mindenhol a gázolás növekvő fontossága az eredmény. Még ha a gyűrűzéses vizsgálatok jobban felülbecsülik is ennek jelentőségét (Illner 1992, Newton 1979, Taylor 1994, Weir 1971), mint az intenzív vizsgálatok (Bourquin 1983, Illner 1992, Fajardo 2001, Hodson & Snow 1965), úgy tűnik, hogy az „úti halál" válik a legfontosabb nem természetes mortalitási faktorrá. Más részről az autókkal ütköző baglyok időnként csak megsérülnek és később, más okok miatt pusztulnak el. Ez alábecsüli az utakon történő pusztulás jelentőségét (Illner 1992), ám jóval ritkább az „úti halál"-nál. Ebben az írásban a gyűrűzési adatokat használom fel nemzetközi összehasonlításra. Magyarországon az 1995 előtti adatokat már feldolgozták (Mátics 2000), ám azóta mind a gyűrűzött, mind a visszafogott gyöngybaglyok száma megduplázódott (4151-ről 8359-re, illetve 305-ről 561-re). Összevetettem tehát az 1980-as és 1990-es évtized nem természetes mortalitását, majd összehasonlítottam a publikált európai adatokat a magyar adatokkal. A természetvédelmi szempontból fontos változások így felszínre kerülhetnek. Végül megkísérlek megoldási javaslatokat adni, hogy az „úti halál" jelentősége ne nőjön tovább.

Módszerek

A Magyar Madártani Egyesület Gyűrűző Központjának adatait használtam. A fiatal és idős korban jelölt madarak adatait külön értékeltem. Szintén külön kezeltem az elsőéves és idősebb példányokat. Az elpusztulás okait hét kategóriába soroltam, az indirekt humán okokat – mint áramütés, üveggel vagy épületekkel ütközés – egybevontam (lásd a 2. táblázatot). A kategóriákat χ^2 homogenitásteszttel vetettem össze (Zar 1996). Z-próbával hasonlítottam össze a természetes és nem természetes halálokokat a korkategóriák és évtizedek közötti különbségeket keresve (Zar 1996). Ugyanezt a módszert alkalmaztam az európai adatokkal történő összevetésre. Az adatokat a megkerülés időpontja alapján soroltam az 1980-as vagy 1990-es évtizedhez. A Magyarországi úthálózat hosszával és a járművek számával kapcsolatos adatok a Külügyminisztérium és a Gazdasági Minisztérium honlapjairól származnak (http://www.kum.hu és http://www.gm.hu). A Habitat Fragmentációs Indexet a teljes úthálózat hossza/teljes terület viszonyában adtam meg (OECD 1994). Az utakon történő pusztulásra az angol nyelvű szakirodalom a

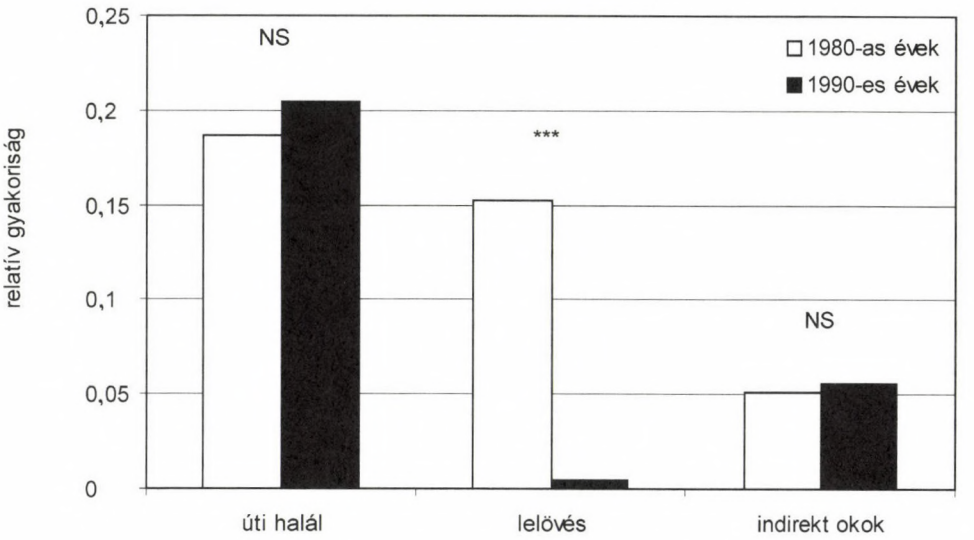
„road dead", illetve „road death" kifejezéseket használja, melynek magyarosítására a továbbiakban az úti halált használom.

Eredmények

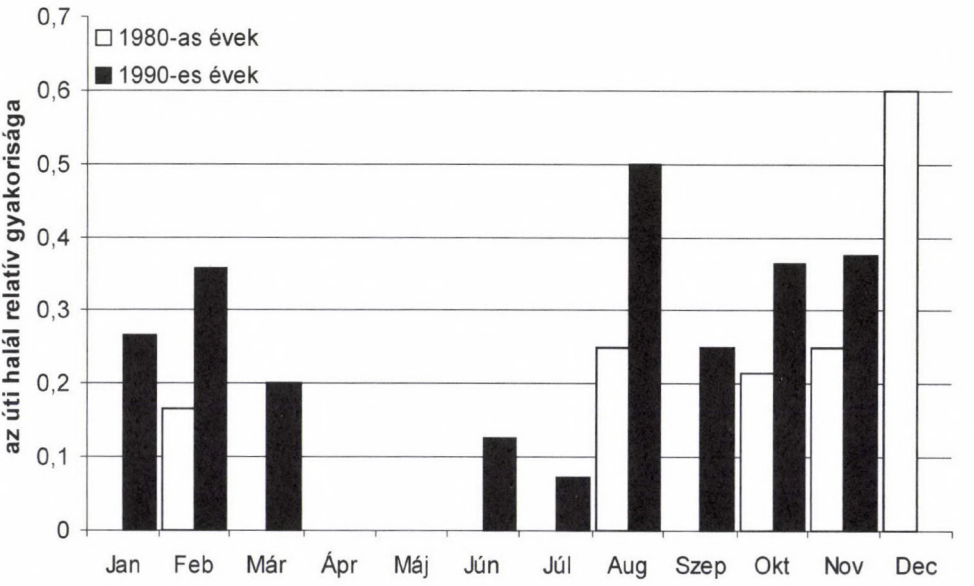
A halál okai nem térnek el az elsőéves és idősebb madarak között ($\chi^2 = 5{,}66$, df = 6, NS) (1. táblázat). Az elütés a két korkategóriában azonos arányt képvisel (Z = 0,786, NS). Összesen 37 adat alapján a „zsákmányul esés" és a „megfulladás" nem fordul elő idős madarak esetében, ezek valószínűleg az „ismeretlen" kategóriába esnek. A halálokok összetétele különbözik a két vizsgált évtized között ($\chi^2 = 32{,}94$, df = 6, $p < 0{,}001$) (2. táblázat). A nem természetes okok aránya az 1980-as és 1990-es évtized között – nem szignifikánsan – csökkent (Z = 1,677, NS), ezzel párhuzamosan emelkedett a természetes okok aránya (Z = 1,59, NS). Az ismeretlen okok aránya változatlanul magas maradt (Z = 0,36, NS). Az ismert okok közül az úti halál a legfontosabb (20,6% és 13,5% a fiatalok és öregek esetében). Mind ennek, mind pedig az „indirekt humán okoknak" növekedett az aránya, 1,8, illetve 0,5%-kal (úti halál: Z = 0,11, NS; indirekt humán okok Z = –0,17, NS), míg a „lelövésé" csökkent 14,74%-kal (Z = 4,73, $p < 0{,}001$) a két évtized között (1. ábra). Az úti halál növekedésével együtt annak szezonális mintázata is megváltozott. Az 1980-as években augusztus és február között fordult elő, az 1990-es években már június és március között, azaz az intervallum 3 hónappal szélesedett (2. ábra). Mivel az úti halál tűnik a legfontosabb nem természetes mortalitási faktornak, összehasonlítottam ennek értékeit a publikált adatokkal. Szignifikáns különbségeket találtam mindenütt, ahol a vizsgálat 1980 utáni adatokkal dolgozott. Minden 1980

1. táblázat. A halál okainak megoszlása elsőéves és idősebb (1+ életév) gyöngybaglyok esetén.

	1. életév		1+ életév		Összesen	
	esetszám	%	esetszám	%	esetszám	%
Lelövés	9	4,13	1	2,70	10	3,92
Indirekt humán okok	11	5,05	2	5,41	13	5,10
Úti halál	45	20,64	5	13,51	50	19,61
Nem természetes okok	65	29,82	8	21,62	73	28,63
Fulladás	3	1,38	0	0	3	1,18
Zsákmányul esés	5	2,29	0	0	5	1,96
Hideg és éhezés	21	9,63	1	2,70	22	8,63
Természetes okok	29	13,30	1	2,70	30	11,76
Ismeretlen	124	56,88	28	75,68	152	59,61
Összesen	218	100	37	100	255	100



1. ábra. Különbségek a gyöngybagoly nem természetes mortalitásában a vizsgált évtizedekben (*** = $p < 0{,}001$, NS = nem szignifikáns).



2. ábra. A gyöngybagoly utakon történő pusztulásának szezonális mintázata az 1980-as és 1990-es évtizedben.

2. táblázat. A halál okainak megoszlása a vizsgált évtizedekben.

	1980–1989		1990–1999		Összesen	
	esetszám	%	esetszám	%	esetszám	%
Lelövés	9	15,25	1	0,51	10	3,92
Indirekt humán	3	5,08	11	5,61	14	5,49
Úti halál	11	18,64	40	20,4	51	20
Nem természetes okok	23	38,97	52	26,5	75	29,4
Fulladás	1	1,69	2	1,02	3	1,18
Zsákmányul esés	2	3,39	3	1,53	5	1,96
Hideg és éhezés	0	0	22	11,22	22	8,63
Természetes okok	3	5,08	27	13,77	30	11,8
Ismeretlen	33	55,93	117	59,69	150	58,82
Összesen	59	100	196	100	255	100

előtti nyugat-európai vizsgálat hasonló eredményt adott, mint az 1980-as és 1990-es évek magyarországi adatai (3. táblázat).

Értékelés

Az éhezés és hideg miatti elhullás igen alacsony aránya (8,63%) és az ismeretlen okok magas aránya (58,82%) arra utalnak, hogy az ismeretlen okok nagyrészt természetesek, elsősorban az említett két okra vezethetők vissza. Nincs nyoma mérgezéses esetnek, pedig ilyen biztosan előfordult, mivel az 1960-as években használtak DDT-t Magyarországon (Tapfer 1972), valamint magunk is találtunk csávázószertől szennyezett tollazatú elhullott példányt. A természetes és nem természetes okok megoszlása közötti jelentős különbségek (38,97% vs 5,08% és

3. táblázat. Az úti halál arányainak összevetése az európai adatokkal (Z-értékek, * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$). Források: [a]Chanson *et al.* (1988), [b]de Bruijn (1994), [c]Percival (1990), [d]Juillard and Beuret (1983), [e]Fajardo (1990).

	Magyarország		
	1980-as évtized	1990-es évtized	összes
Franciaország[a] –1988	3,846***	5,136***	6,165***
Hollandia[b] 1967–1975	0,807	0,279	0,499
Hollandia[b] 1976–1984	3,5***	3,77***	4,203***
Nagy-Britannia[c] 1944–1964	1,106	0,58	0,91
Nagy-Britannia[c] 1986–1988	3,76***	4,5***	5,211***
Svájc[d] 1970–1980	1,646	1,34	1,697
Spanyolország[e] 1983–1989	2,51*	2,834**	3,52***

26,5% vs 13,77%; 2. táblázat) az ismeretlen okok magas arányának következményei. A nem természetes okok csökkenése és a természetes okok növekedése az 1980-as és 1990-es évek között annak tudható be, hogy az 1980-as évtizedben a „hideg" és az „éhezés" egyszer sem szerepelt a halál okaként. Ez annak következménye, hogy a példányok nem kerülnek szakértőhöz, a megtalálók pedig nem ismerik fel, mi okozta az adott példány elpusztulását. A „lelövés" fontos tényező volt az 1980-as években (15% fölötti aránnyal), az 1990-es években viszont már csak egy eset ismert (0,51%). A helyzet nagyon hasonló a spanyolországihoz (ahol 15,5% és 3% ugyanez a két szám), erősen eltér viszont a brit, holland és svájci adatoktól (de Bruijn 1994, Juillard & Beuret 1983, Percival 1990). Lehetséges, hogy a szigorú természetvédelmi törvények és a környezeti nevelésre fektetett nagyobb hangsúly hozták meg gyümölcsüket, mint pl. Fajardo (2001) véli Spanyolországgal kapcsolatban. Magyarország tekintetében ez legalábbis vitatható. Európai adatok szerint az elsőéves gyöngybaglyok gyakrabban lesznek ütközés áldozatai, mint az idősek: Franciaországban 46,5%-uk (Chanson *et al.* 1988), Hollandiában 53,1%-uk (de Bruijn 1994), Svájcban 32,1%-uk (Juillard & Beuret 1983) Spanyolországban pedig 36,5%, illetve 79,5%-uk (Fajardo 1990, 2001) autókkal való ütközésben pusztul el. Ez a különbség egy skóciai intenzív vizsgálatban (Taylor 1994) szignifikáns eredményt adott, míg Illner (1992) az elütött elsőéves és idősebb madarak arányát 50–50%-nak becsüli. Ebben a vizsgálatban nem találtam szignifikáns különbséget, a kérdés további tesztelésre szorul. Az „úti halál" felülreprezentáltsága nyilvánvaló a francia adatokban (Baudvin 1986): a fiatalok esetében 73,2%, az időseknél 53,4%. Britanniában 49%, illetve 48% (Percival 1990), Taylor (1994) részletesebb skóciai vizsgálataiban pedig 56,5% és 22,7% adódott. Magyarországon e számok lényegesen alacsonyabbak: 20,6% és 13,5% ebben a vizsgálatban, 21,15% és 8% korábban (Mátics 2000), melynek oka lehet a rövidebb úthálózat és a járművek alacsonyabb száma. A teljes úthálózat hossza 1990-ben 29 742 km volt, mely 30 160 km-re emelkedett 1997-ig, a növekedés mindössze 1,4%. Itt valószínűleg a gyors forgalmú utak (80 km/h fölött) aránya játssza a meghatározó szerepet, mert ezeken jóval magasabb az elütött baglyok száma, egészen 21-szeres szorzóig is felmehet az egyéb utakkal szemben (Illner 1992, Shawyer 1987). Magyarországon 10,2 km autópálya található 1000 km^2-enként, mely negyede az EU átlagának. Ebben a tekintetben már jelentősebb a növekedés: az 1990-es 349 km-ről 2000-re 518 km-t ért el, mely 48,4%-os emelkedés. Az 1000 lakosra jutó autók számában szintén erős a növekedés: 1994 és 2000 között ez az index 212-ről 235-re nőtt, azaz 10,85%-kal lett több 6 év alatt. Érdekes összevetésre ad alkalmat a spanyol adatsor: 1990-ben, 4 évvel az EU-ba való belépés után Spanyolország Habitat Fragmentációs Indexe körülbelül akkora volt, mint Magyarországé 14 évvel a várható belépés előtt (HFI: 0,3229 és 0,3197). Az

európai gyűrűzési adatokkal történt összevetés világosan megmutatja, hogy csak a korábbi (1980 előtti) vizsgálatok mutatnak olyan alacsony „úti halál" arányokat, mint a magyarországi utolsó két évtized adatai, azaz Magyarország 1980 után hasonlít az 1980 előtti Nyugat-Európához az „úti halált" tekintve. Bár fontossága nem éri el a nyugat-európai szintet, erősödő trendet mutat, és a szezonális mintázatában bekövetkezett változás is figyelmeztetés értékű: egyre fontosabb lesz. Spanyolországban igen komoly emelkedés volt tapasztalható az EU-ba történő belépést követően (Fajardo 2001). Mivel Magyarország uniós csatlakozása 2004-ben várható, a 2000-es és 2010-es évtizedekben itt is emelkedés várható. Hogy kompenzáljuk ezt az elkerülhetetlennek tűnő negatív hatást, több védelmi intézkedés szükséges, például magasabb denzitást kell elérni mesterséges költőládák kihelyezésével. Talán a leghatékonyabb lépés a maximális sebesség átmeneti limitálása volna az érzékeny területeken és periódusokban.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönöm Halmos Gergőnek (MME Gyűrűzőközpontja) az adatokat, Alex Roulin-nak észrevételeit a kézirat korábbi verziójához, Ilonczai Tamarának az adatkezelésben nyújtott segítségét. A munkát támogatta az OTKA (Nr. T025822).

Irodalomjegyzék

Bairlein, F. (1985): Dismigration und Sterblichkeit in Süddeutschland beringter Schleiereulen *(Tyto alba)*. – *Vogelwarte* **33**: 81–108.

Baudvin, H. (1986): La reproduction de la Chouette Effraie (Tyto alba). – *Le Jean-le-Blanc* **25**: 1–125.

Bourquin, J. D. (1983): Mortalite des rapaces de long de l'autoroute Geneve-Lausanne. – *Nos Oiseaux* **37**: 149–169.

Chanson, J. M., Courbet, P., Giraudoux, P., Michaud, G. & Michelat, D. (1988): Etude sur la reproduction et les déplacements de la Chouette effraie (Tyto alba) en Franche-Comté: réflexions méthodologiques. – *Alauda* **56**: 197–225.

de Bruijn O. (1994): Population ecology and conservation of the barn owl Tyto alba in farmlands habitats in Liemers and Achterhoek (The Netherlands). – *Ardea* **82**: 1–109.

de Jong, J. (1983): *De Kerkuil*. – Kosmos, Utrecht.

Fajardo, I. (1990): Mortalidad de la Lechuza Comun (Tyto alba) en la Espana Central. – *Ardeola* **37**: 101–106.

Fajardo, I. (2001): Monitoring non-natural mortality in the barn owl (Tyto alba), as an indicator of land use and social awareness in Spain. – *Biol. Conservation* **97**: 143–149.

Haukioja, E. & Haukioja, M. (1971): Assessment of the Goshawk (Accipiter gentilis) population and its influence in Finland. – *Suomen Rusta* **23**: 17–22.

Hodson, N. L. & Snow, D. W. (1965): The road deaths inquiry, 1960–61. – *Bird Study* **12**: 90–99.

Illner, H. (1992): Road deaths of Westphalian owls: methodological problems, influence of road type and possible effects on population levels. – In: *The ecology and conservation of European Owls*. UK Nature Conservation no. 5, Peterborough, pp. 94–100.

Juillard, M. & Beuret, J. (1983): L'aménagement des sites de nidification et son influence sur une population de Chouttes effraies Tyto alba dans le nord-ouest de la Suisse. – *Nos Oiseaux* **37**: 1–70.

Mátics, R. (2000): A gyöngybagoly (Tyto alba) mortalitása Magyarországon a gyűrűzési adatok tükrében. – *Aquila* **105–106**: 125–133.

Newton, I. (1979): *Population ecology of raptors*. – T. and A. D. Poyser, Carlton.

OECD (1994): *Indicateurs d'Environment*. – Corps Central de l'OECD, Paris.

Percival, S. M. (1990): Population trends in British barn owls, Tyto alba, and tawny owls, Strix aluco, in relation to environmental change. – *BTO Research Report* **57**: 1–129.

Shawyer, C. R. (1987): *The Barn Owl in the British Isles: its past, present and future*. – The Hawk and Owl Trust, London.

Tapfer, D. (1972): A bioaktív vegyületek hatása vadmadarak mészforgalmára és szaporodására. – *Budapesti Közegészségügy* **4**: 86–87.

Taylor, I. (1994): *Barn owls*. – Cambridge University Press, Cambridge.

Weir, D. N. (1971): Mortality of hawks and owls in Speyside. – *Bird Study* **18**: 147–154.

Zar, J. H. (1996): *Biostatistical analysis*. – Prentice-Hall International Inc.

Natural and non-natural mortality of the barn owl *Tyto alba* in Hungary: growing importance of road kills

Mátics, R.

Department of Genetics and Molecular Biology, University of Pécs
H-7624 Pécs, Ifjúság u. 6, Hungary

Abstract: The comparison of the mortality causes of the 1980s and 1990s revealed that road kills show a growing trend both in the pooled data set and in the seasonal pattern (the interval has broaden with 3 months). It is the most important non-natural mortality factor and young and adult birds are similarly affected. I contrasted the data with that of other European countries. The results suggest that in both decades Hungary was similar to the Western European countries before 1980, concerning frequency of road death. In European countries the percentage of road death grew after the entry into the EU, so it can be expected that in the 2000s and 2010s this will further be the leading non-natural mortality factor in Hungary. The possible correlation with total length of road network and number of vehicles are discussed. Shooting as a cause of death decreased significantly between the decades investigated, whereas the percentage of indirect human causes (electrocution, collision with glass, buildings, etc.) did not change.

Key words: barn owl, Hungary, non-natural mortality, ringing recovery, road kills

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 525–533, 2004

Fokozottan védett madárfajok költőállományának növelése mesterséges fészkek kihelyezésével Északkelet-Magyarországon

Szitta Tamás[1], Bagyura János[2] és Demeter Iván[1]

[1]*Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, 3300 Eger, Sánc utca 6*
E-mail: buknp@ktm.x400gw.itb.hu
[2]*Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 1021 Budapest, Költő u. 21*

Összefoglaló: Eredményeink szerint mesterséges fészkek kihelyezésével lehetséges védett ragadozó madarak populációjának stabilizálása. Több észak-magyarországi védett ragadozómadár-faj (vörös vércse (*Falco tinnunculus*), kék vércse (*Falco vespertinus*), kerecsen sólyom (*Falco cherrug*), kis békászósas (*Aquila pomarina*), parlagi sas (*Aquila heliaca*)) költőállományát sikerült jelentős mértékben megnövelni. A kerecsen sólyom állománya például 10-ről 34 párra nőtt, a parlagi sasé 7-ről 30-ra, a szalakótáé (*Coracias garrulus*) pedig 70-ről 200-ra, amelyek közül 160 pár mesterséges fészekodúban költött.

Kulcsszavak: állomány stabilizálás, kerecsen sólyom, kék vércse, kis békászósas, mesterséges fészek, parlagi sas, ragadozó madarak, szalakóta, vörös vércse

Bevezetés

Északkelet-Magyarország általunk vizsgált területén (Bükk, Mátra, Upponyi-hegység, Keleti-Cserhát, Bükk-alja, Mátra-alja, Heves–Borsodi-sík) különös jelentősége van egyes nappali ragadozó madarak (Falconiformes) állománymegőrzésének. A Bükki Nemzeti Park Igazgatóság (BNPI) működési területére eső kb. 6000 km^2 kiterjedésű területen a 80-as évek kezdetén 5–6 pár parlagi sas (*Aquila heliaca*), 8–10 pár békászósas (*Aquila pomarina*), 8–10 pár kerecsensólyom, 200 pár körüli kék vércse (*Falco vespertinus*) költött. A 90-es évek elején megalakult Borsodi Mezőség Tájvédelmi Körzet és Hevesi Füves Puszták Tájvédelmi Körzet 60–70 pár szalakótát (*Coracias garrulus*) tartott el. E fajok költőállományának megőrzése, fejlesztése jelentős felelősséget jelentett a nemzeti park számára. A munkára a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME) 34. sz. Bükki Helyi Csoportja kapott megbízást; a szervezet azóta is ellátja ezt a feladatot. A komplex fajvédelmi programok egyéb elemei mellett a nagy testű nappali ragadozó madarak védelmében 1985-től, a vércsefajok védelmében 1992-től, a szalakótavédelem terén 1993-tól alkalmaztunk mesterséges fészkeket abból a megfigyelésekkel támogatott elméleti megfontolásból, hogy a fenti taxonok előfordulásának a fészkek hiánya a legfontosabb limitáló tényezője.

Módszerek

Az 1980-as évek elejétől az 1990-es évek kezdetéig főleg a Bükk és Mátra hegységekben láttuk el a ragadozó madár fajok védelmét. A műfészkek kihelyezéséhez védelem-technológiai megfontolások vezettek, melyeket a gyakorlati eredmények igazoltak. Ebben az időszakban mesterséges fészkeket a következő fajok számára helyeztünk ki: békászósas, parlagi sas, kígyászölyv (*Circaetus gallicus*), kerecsensólyom (*Falco cherrug*). Az 1990-es évek kezdetétől kezdtünk dolgozni sík vidéki területeken, elsősorban a kerecsensólyom, a kék vércse, a vörös vércse és a parlagi sas védelmére helyezve a hangsúlyt.

A nagy testű nappali ragadozó madarak védelmére, fákra kihelyezve különböző műfészek típusokat alkalmaztunk, úgymint félgömb profilú vasabroncsokra rögzített drótháló-keretet; hagyományos kör alakú megerősített gólyafészek-keretet, kerületén fémtüskékkel; különböző abroncsokat (hordó-, kerékpár, kocsikerék abroncsot) rögzítő drótokkal kiegészítve, valamint 50 cm × 50 cm-es erős faládát az alján sűrű szövésű fémráccsal. A faláda köré épített műfészek, illetve a fa alkalmas elágazásának tartószerkezet nélküli beépítése szintén az alkalmazott megoldások közé tartozott.

A műfészkek méretezése és a fákon való elhelyezése mindig a célfaj fészkelési paramétereihez alkalmazkodik. Hegyvidéki viszonylatban 1,1–1,3 m, sík vidéken 1,3–1,5 m átmérőjű fészkeket alkalmaztunk többségében, előbbivel elsősorban a kerecsensólyom és a békászósas, míg utóbbival a parlagi sas és a kerecsensólyom megtelepítését céloztuk meg. A fészkek különböző vastagságú ágakból épültek, melyeket folyamatosan rögzítettünk egymáshoz, illetve a kerethez. Végső alakjuk megegyezik a célfaj jelentős méretű természetes fészkével, csak annál jóval stabilabb. Drótokkal rögzített erős peremet kell rajtuk kiképezni, közepükbe földet vagy gyöngykavicsot kell helyezni. Ez elsősorban a sólymok szempontjából lényeges és a biztonságos tojásforgatást teszi lehetővé.

A sziklai műfészkeknek a nagy testű sólymok (kerecsensólyom, vándorsólyom) védelme szempontjából van jelentősége. Itt a sziklaperemhez erősített betonvasakból és drótokból képezünk keretet, majd általában közepes méretű műfészket alakítottunk ki körülötte.

A magasfeszültségű hálózat tartóoszlopaira 60 cm × 60 cm-es alumíniumtálcát és fedett nagyméretű faládákat helyeztünk ki. Utóbbinak kisebb előterét is kiképeztük a fiókák sikeresebb kirepülése miatt. Ezekbe is gyöngykavicsot és/vagy földet helyeztünk.

A nagy testű ragadozómadár-fajok számára kihelyezett műfészkek hozzávetőleges száma és területi megoszlása 2002-ben a következő volt: Bükk: 60 db,

Mátra: 10 db, Keleti-Cserhát: 10 db, sík vidéki és dombsági élőhelyek: 160 db, összesen: 240 db.

A műfészkek ellenőrzését, a védelmi és tudományos feladatok ellátását az MME Ragadozómadár Védelmi Szakosztály helyi tagjaiból álló csapata, az Üröm Természetvédelmi Egyesület tagjai és a BNPI munkatársai végezték. Az adatok az általunk kifejlesztett adatlapokra (zoológiai adatlap, fészekkataszter adatlap, fészekkontroll adatlap), majd egy Microsoft Access adatbázisba kerültek, melynek térinformatikai kifejlesztése folyamatban van.

A vércsefajok megtelepítésére a következő fészektípusokat alkalmaztuk: koszorúkeret alaphoz rögzített, nagyméretű varjúfészket mintázó műfészkek; erős, fonott kosarak; kisméretű faládák a berepülő nyílásnál peremmel; fatálcák és kisméretű műanyag félgömb műfészeknek kiképezve.

Minden esetben talajt vagy felfordított gyeptéglát helyezünk a fészekcsészébe. A vércse műfészkeket sikerrel helyezhetjük ki egykori vetési varjú telepek helyén telepszerűen, de szoliter módon is. Vércsevédelmi munkánkat elsősorban a kék vércsék által is lakott Heves–Borsodi-síkon végeztük. A területen jelen időszakban 72 db műfészek és 86 db különböző költőláda áll a madarak rendelkezésére.

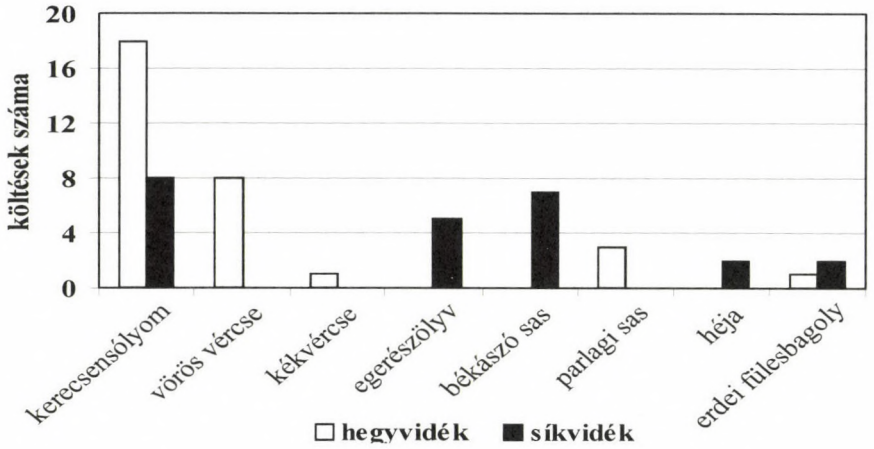
Szalakótavédelmi programunkat a Heves–Borsodi-síkon és a Jászság nyugati peremén végeztük az Üröm Természetvédelmi Egyesülettel közösen. Az első „D" típusú költőládákat 1992 őszén helyeztük ki, majd folyamatosan fejlesztettük a területen levő odúállományt. 2002-ben 313 db szalakóták költésére alkalmas költőládát ellenőriztünk. Időközben az odúk méretét kissé növeltük, így a jelenlegi paraméterek: 19 × 19 × 29 cm. A röpnyílás átmérője 7 cm. Ez az odútípus bizonyult optimálisnak a faj számára, az 5 fiókás fészekaljak is sikerrel kirepülnek belőle.

Eredmények

A nagyméretű műfészkek jelentősége

Munkánk kezdetén elsősorban a hegyvidéken költő kerecsensólyom-állomány, majd a rendkívül veszélyeztetett békászósas védelmére helyeztünk ki műfészkeket. 1985 és 1992 között előbbi faj 8, utóbbi 7 esetben költött műfészkeinkben, de hegyvidéki műfészkeinkben egerészölyv, héja, kígyászölyv, parlagi sas is fészkelt (1. ábra).

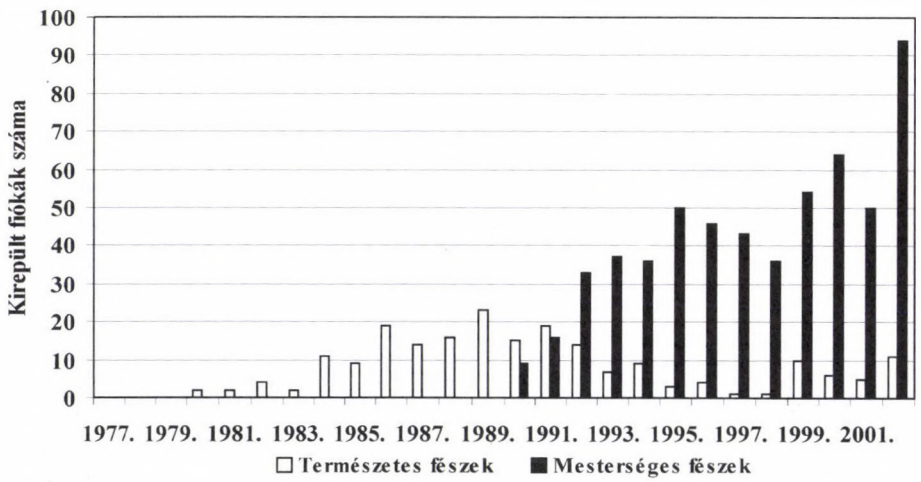
Az 1990-es évek elejétől tevékenységünk hangsúlyos részét a sík vidéki területekre helyeztük, ahol költésre alkalmas műfészkeink nagy része évről-évre lakott. Az ezredforduló körüli évek átlagában (1998–2002) sík vidéki műfészkeink lakottsága az alábbiak szerint alakult: 45–48 pár vörös vércse, 28–30 pár kerecsen-



1. ábra. Költések gyakorisága műfészkekben 1985–1992 között.

sólyom, 1–2 pár kék vércse, 10–12 pár egerészölyv (*Buteo buteo*), 5–7 pár parlagi sas, 2–3 pár tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) és 1 ízben próbálkozott egy fekete gólya (*Ciconia nigra*) pár.

Legjelentősebb eredményeket a kerecsensólyom esetében értünk el. 1990-től 2002-ig összesen 286 költésből 45 (15,73%) volt természetes fészekben és 241 (84,26%) műfészekben. Természetes fészkekből 105, mesterséges fészkekből 568 fióka repült ki a 13 év során (2. ábra). Az állomány – hasonlóan az ország többi táj-



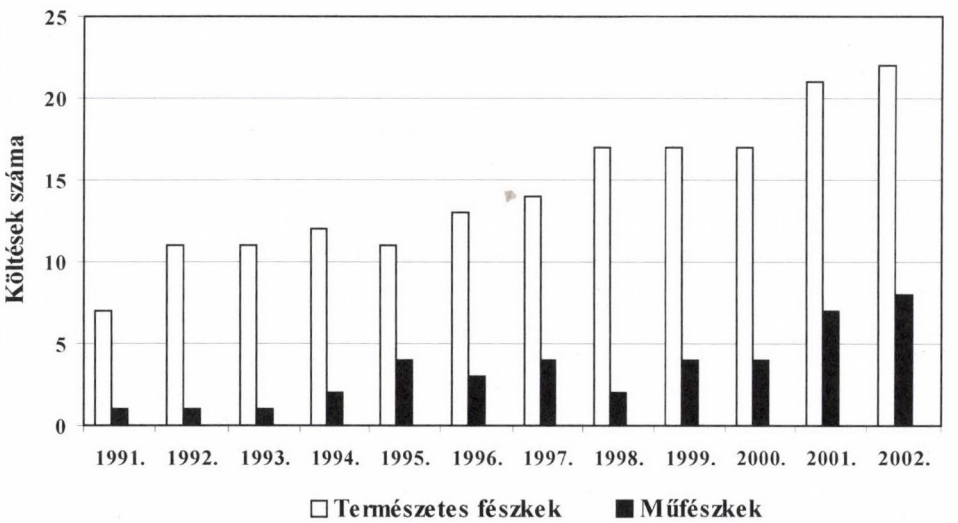
2. ábra. Kirepült kerecsensólyom (*Falco cherrug*) fiókák száma ellenőrzött műfészkekben és természetes fészkekben Észak-Magyarországon.

egységéhez – folyamatosan húzódott át a sík vidéki élőhelyekre, projektünk területén 2002-ben egyetlen hegyvidéki pár sem volt ismert (Szitta 2001).

A parlagi sas védelemben is sikerrel alkalmaztuk a műfészkeket. E faj bizonyítottan először projektünk területén költött sikerrel mesterséges fészekben (1991), azóta – elsősorban a sík vidéki párok – rendszeresen használják műfészkeinket. 1991-től 2002-ig évente átlagosan a párok 19,15%-a költ műfészkekben, a 12 év alatt összesen 50 fióka repült belőlük (3. ábra).

A vércse-műfészkek eredményessége

A vércsefajok megtelepedése érdekében kihelyezett különböző fészektípusokban (2002-ben kb. 158 db) évente 75–77 pár vörös vércse és 14–16 pár kék vércse költ. Előbbi faj a nagyméretű műfészkeknek is gyakori lakója, így éves átlagban összesen 120–125 pár vörös vércse költ mesterséges fészkeinkben. A vörös vércse mindegyik fészektípusban megtelepszik, de a fedett költőládákat előnyben részesíti. A kék vércse költések túlnyomó része természetes fészket utánzó műfészkekben történik. Ennek oka az is lehet, hogy előbbi faj költési ideje sokkal hamarabb kezdődik így a nagyobb utódnevelési sikerrel kecsegtető fedett ládák zöme a kék vércsék megérkezésének időszakában már foglalt.



3. ábra. Parlagi sas (*Aquila heliaca*) költések az észak-magyarországi projekt területén.

A szalakótatelepítés eredményei

Vizsgálati területünkön először Ambrus Béla foglalkozott ezzel a fajjal, aki kisebb mértékű odútelepítést is végzett (Ambrus & Balázs 1992). Az első átfogónak mondható állományfelmérést Fatér Imre végezte, aki 1992-ben 36 pár jelenlétét állapította meg. 1993–1994-ben az MME Bükki Helyi Csoport teljes körű állományfelmérést végzett (Ambrus *et al.* 1994). Az ekkor elkezdett odútelepítés már kezdetben is látványos eredményeket hozott. Az odúk telepítését a természetes viszonyok között költő állományoktól fokozatosan távolodva kezdtük úgy, hogy végül a „fészkelési gócok" kontinuitása megtörténhessen. Célunk az volt, hogy az egykor a Tisza gátjától a hegyvidékek pereméig költő faj ismét benépesítse a számára alkalmas élőhelyeket. 2002-ben már 160 költőládában fészkelt szalakóta, projektünk teljes állományát minimálisan 200 párra becsüljük, ez az eredeti állomány 2,5–3-szorosa. 10 év alatt az ellenőrzött, költésre alkalmas összesen 1638 odúból 812-ben (52,61%) költött szalakóta. 1995–1997 között nem volt módunk az odúk teljes körű ellenőrzésére, így összegző eredményeink alábecsültek. Az ellenőrzött odúkból ez idő alatt minimálisan 2526 fióka repült ki (1. táblázat). A faj stabil állományai alakultak ki olyan helyszíneken, ahol a telepítést megelőzően bizonyítottan nem költött. A szalakóta mellett a következő gerinces fajok telepedtek meg odúinkban: verébfajok (*Passer* sp.) (16,72%), seregély (*Sturnus vulgaris*) (13,91%), füles kuvik (*Otus scops*) (0,73%), csóka (*Corvus monedula*) (0,42%),

1. táblázat. Szalakóta állományfelmérés és -védelmi program eredményei a Heves–Borsodi-síkon.

	Természetes fészkekben költő párok						Teljes állomány		Műodúból kirepült fiókák	
Év	Fészek	Revír	Összes	Műodú	Lakott odú	Lakott odú %	Felmérés	Extrapolált	Vizsgált	Becsült
1992	15	21	36	–	–		36			
1993	–	–	54	–	16		70			48
1994	–	–	54	150	40	27	94			120
1995	–	–	37	153	74	48	111			222
1996	–	–	–	59	38	64	–	–		114
1997	–	–	–	96	43	45	–	–		129
1998	–	–	60	180	85	56	145	–	212	
1999	–	–	–	189	103	54	–	150	330	
2000	–	–	–	237	117	49	–	160	398	
2001	–	–	–	261	136	52	–	170	391	
2002	–	–	–	313	160	51	–	200	562	
összes				1638	812	53			1893	633
									összesen: 2526	

szürke légykapó (*Muscicapa striata*) (0,24%), kuvik (*Athene noctua*) (0,06%), kék cinege (*Parus caeruleus*) (0,06%), mogyorós pele (*Muscardinus avellanarius*) (0,30%), erdei pele (*Dryomys nitedula*) (0,12%). A gerinces állatok által lakott odúk száma összesen 1337 (81,62%) volt.

Értékelés és következtetések

A veszélyeztetett madárfajok megtelepítését szolgáló jelentős volumenű munkánk alapján a következő általános érvényű megállapításokat tesszük. A feltehetőleg ideális paraméterekkel rendelkező mesterséges fészkek sikerrel alkalmazhatók minden fajnál, de különösen azoknál, amelyek az adott fészektípus megszerzése tekintetében a legsikeresebbnek tekinthetők (kerecsensólyom, szalakóta).

A fészket nem építő fajoknál (sólymok, szalakóta) az előfordulás kulcsfaktora lehet a fészek, vagy fészkelésre alkalmas körülmények megléte (Ilonczai & Szitta 1992, Szitta 1991). Egyéb feltételek teljesülése esetén ezzel a módszerrel állományuk jelentősen növelhető.

A mesterséges fészkek „költésbiztonsága" meghaladja a természetesekét (méretezése, állapota jobb, szélsőséges időjárási körülmények nem befolyásolják, nehezebb kilőni, a kotló madár kevésbé lát ki belőle, nyugodtabb a kotlás stb.).

Kritikus esetekben (pl. ha elpusztul az első fészekalj, zavarttá válik a fészkelőhely, lepusztul a fészek) a jelenlevő műfészek még lehetőséget biztosít sikeres pótköltésre. Ennek híján még fészeképítő fajoknál is kérdéses, hogy képes e jól megépíteni új fészkét és sikerrel költeni.

A nagy testű, nappali ragadozó madarak védelmében sokféle fészektípus alkalmazható sikerrel, de költési időszak után ezeket fel kell újítani. Különösen a sólyomfajok esetében fontos, hogy tavaszra a fészekcsészékben föld vagy gyöngykavics legyen. Ennek hiányában a tojásforgatás lehetetlenné válik, a tojások bezápulhatnak.

Jelentős fészkelőállománnyal rendelkező projekteknél a hagyományos típusú műfészkek évenkénti felújítása nagy munkát jelent, ezért célszerű a költőláda alapú (elvileg sokáig gondozást nem igénylő) műfészkek alkalmazása.

Fontos, hogy egy-egy ismert költőpárnak 2–3 váltófészke legyen, hogy tolerálni tudja a váratlan változásokat (urbanizációs hatás, fészekkonkurencia, természeti erők hatása stb.).

Magasfeszültségű hálózaton sikeresebb a fedett költőládák alkalmazása a nyitottaknál.

A mesterséges fészkeket, odúkat tartó fákat a tulajdonosok sok esetben önként meghagyják így természetmegőrzési szerepükön túl a szemléletformálás egy

lehetőségét is jelentik. A mesterséges fészkek jelenléte visszatartó hatású lehet a falopások szempontjából, illetve az utólagos hatósági intézkedés hatékonyabb (pl. nemcsak a fa értékével számolnak).

A mesterséges fészkekben költő jelentős állományok a faj védelmére visszaható kutatások lehetőségét teremtik meg. Odúköltő fajoknál ennek technikai feltételei egyébként nem lennének meg.

A mesterséges fészkek a célfaj mellett több további faj védelmét is elősegítik. A műfészkeknek akkor is jelentősége van, ha nem a megcélzott faj költ bennük. Ebben az esetben a célfaj szempontjából felszabadulnak a területen található természetes fészkek.

A vércsevédelemben lokálisan pótolható az egyre csökkenő állományú Corvidae fajok fészeképítő tevékenységének hiánya. A telepesen kihelyezett mesterséges fészkekben mindkét vércsefaj képes nagy számban (telepesen) megtelepedni.

A mesterséges fészkek alkalmazásának eredményei, a fészkelőhely, mint kulcsfaktor hiányának bizonyítása alátámasztja az élőhely-rekonstrukciós programokat, adalékot szolgáltat a természetvédelmi kezelési tervek elkészítéséhez.

Az aktív védelem által megnövekedett költőállományok lehetőséget biztosítanak a jogi védelem különböző formáira (védett terület hálózat bővítése, természeti terület, NÖH, ÉTT, SPA stb.).

A megvédhetetlen, problémássá vált helyekről távolítsuk el a műfészkeket, vagy szervezzünk őrzést, kíséreljünk meg hatósági egyeztetést!

Csak abban az esetben kezdjünk veszélyeztetett fajok számára mesterséges fészkeket kihelyezni, ha a célfajról elegendő ismereteink, tapasztalataink vannak, védelemtechnológiai ismereteink teljes körűek, a megfelelő hatósági és gazdálkodói egyeztetéseket megtettük, amikor a fészkek, odúk, fészektelepek folyamatos ellenőrzését, karbantartását, fejlesztését, nyilvántartását képesek vagyunk megoldani, az információkat megfelelően kezelni.

Összességében elmondható, hogy Északkelet-Magyarország vizsgált területén a mesterséges fészkek alkalmazása jelentősen hozzájárult a veszélyeztetett ragadozómadár-fajok (vörös vércse, kék vércse, kerecsensólyom, békászósas, parlagi sas) költőállományának stabilizálásához, a mesterséges fészkek kihelyezése tehát a jövőben is fontos eszköze lehet a védett madárfajok megőrzésének.

*

Köszönetnyilvánítás – Ezúton is megköszönjük mindazok tevékenységét, akik többnyire teljesen önzetlenül részt vállaltak e több évtizedes, sok lemondást (de örömet is) jelentő, esetenként veszélyes munkában. Köszönjük a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság hathatós támogatását. Külön köszönet illeti Pongrácz Ádámot az anyag feldolgozásában nyújtott segítségért.

Irodalomjegyzék

Ambrus, B. & Balázs, T. (1992): Szalakóta (Coracias garrulus) odútelepítés eredményei Dél Hevesben. – *Madártani Tájékoztató,* január–június, p. 11.

Ambrus, B., Ilonczai, Z. & Tóth, L. (1994): A szalakóta (Coracias garrulus) védelme a Heves-Borsodi síkon. – *Madártani Tájékoztató.*

Ilonczai, Z. & Szitta, T. (1992): *Aktív módszerek alkalmazásának tudományos tapasztalatai a ragadozómadár-védelem terén.* – Kutatási jelentés, BNPI.

Szitta, T. (1991): *Kísérletek a kerecsensólyom mesterséges megtelepítésére Heves és Borsod-Abaúj-Zemplén megye déli területein.* – Kutatási jelentés, BNPI.

Szitta, T. (2001): *Észak-Magyarországi ragadozómadár védelmi projekt.* – Kutatási jelentés, BNPI.

Increasing the stock of strictly protected bird species by artificial nests in North Hungary

Szitta, T.[1], Bagyura, J.[2] and Demeter, I.[1]

[1]Bükk National Park Directorate, H-3300 Eger, Sánc u. 6, Hungary
[2]BirdLife Hungary, H-1021 Budapest, Költő u. 21, Hungary

Abstract: The artificial nest system definitely helped the stabilisation of the breeding stock of threatened bird species in North Hungary (kestrel (*Falco tinnunculus*), red-footed falcon (*Falco vespertinus*), saker (*Falco cherrug*), lesser-spotted eagle (*Aquila pomarina*), imperial eagle (*Aquila heliaca*)). The number of saker pairs grew from 10 to 34, the imperial eagle pair number grew from 7 to 30, the number of roller (*Coracias garrulus*) pairs grew from 70 to 200. 160 pairs breed in artificial nests.

Key words: artificial nest, imperial eagle, kestrel, lesser-spotted eagle, raptors, red-footed falcon, roller, saker, stabilisation of breeding stock

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 535–540, 2004

A fekete gólya (*Ciconia nigra*) hullámtéri élőhelyeinek problémái

Tamás Enikő és Kalocsa Béla

MME 7. sz. H.Cs. bajai munkacsoport
6500 Baja, Petőfi sziget 1, E-mail: bite@baja.hu

Összefoglaló: A fekete gólya magyarországi populációjának több mint egynegyede hullámtéren fészkel. Szakmai fórumokon aktuális téma volt a közelmúltban a hullámterek hasznosításának helyes iránya és céljai. A fekete gólya védelmének kulcskérdése az élőhely védelme. A kutatás célja a hullámtéri élőhelyek funkcióinak, működésének feltárása, aktív védelmének megalapozása mérnöki és természetvédelmi szempontok összehangolásával. A szerzők áttekintést adnak az alluviális hullámtereken végbemenő hosszú távú változásokról, és az ezek következményeiként fellépő természetvédelmi problémákról. A magyarországi alsó Duna-szakasz vonatkozásában kívánnak rávilágítani a speciális hullámtéri hidrológiai helyzet és a fekete gólya populáció igényei közötti kapcsolatra. A tanulmány következtetéseket von le, ajánlásokat fogalmaz meg a hullámtéri vizes élőhelyek aktív természetvédelmi kezelésére.

Kulcsszavak: fekete gólya, hullámtér, kezelés, problémák, vizes élőhely

Bevezetés

Kutatásaink során közel 250 madárfaj előfordulását regisztráltuk az elmúlt 20 évben a gemenci területen. Közülük a fekete gólya (*Ciconia nigra* Linnaeus, 1758) és a rétisas (*Haliaeetus albicilla* Linnaeus, 1758) különös jelentőséggel bír, mivel egész életük során a vizes élőhelyekhez kötődnek. Ez a – máshol ritka – két faj oly mértékben jellemző a területre, hogy akár Gemenc címermadarául is választhatnánk őket.

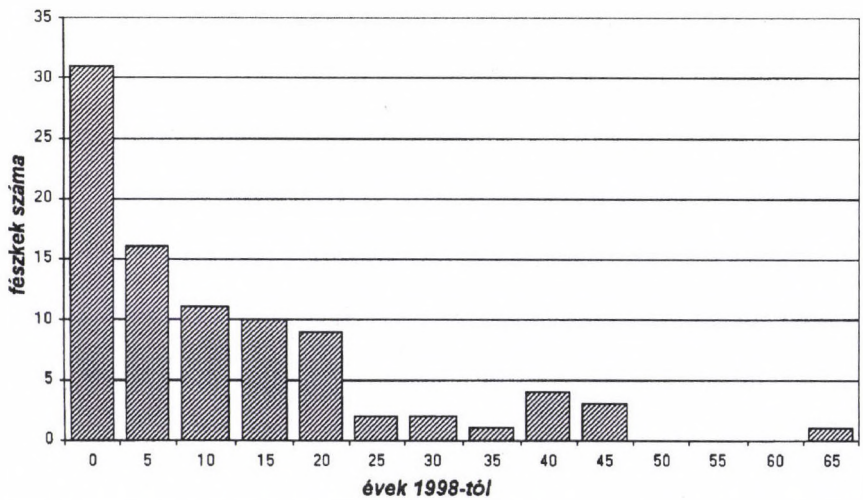
A fekete gólya védelme fészkelő- és táplálkozóhelyeinek biztosítása nélkül elképzelhetetlen. Magyarországi populációjának több mint egynegyede hullámtéren fészkel (Kalocsa & Tamás 2002*a*). A Duna–Dráva Nemzeti Park gemenci tájegysége Európa egyik legnagyobb összefüggő hullámtéri erdőterülete. 180 km^2 területen, a Duna folyó partján 38 km hosszan terül el. Maradványa annak a vízi világnak, amely sokkal nagyobb volt, mielőtt a folyamszabályozási munkálatok a 19. században megindultak. A Duna folyó és annak jobb parti árvédelmi töltése közötti távolság itt jóval nagyobb a megszokottnál (5–12 km). A terület fiatal, telepített és maradvány, öreg, természetes vagy természetszerű erdők mozaikja. A fészek építésére alkalmas fák viszonylag magas száma a korábbi erdő- és vadgazdálkodásra vezethető vissza (egyrészt magtermő, másrészt vadtakarmányozás céljá-

ból megmaradt „hagyásfák"). A fekete gólyák fészküket a háborítatlan, természetes vagy természetszerű erdőrészekbe építik, és itt is a legidősebb, illetve legnagyobb fákra, amelyeken közel vízszintes, a fészek elhelyezésére alkalmas felület (ágvilla) található. A leggyakrabban előforduló fészektartó fa 80–100 éves kocsányos tölgy (*Quercus robur*) (Kalocsa & Tamás 1996). A fekete gólyák gyakran költöznek egyik fészkelőhelyről a másikra, és ez kétségkívül a zavarás eredménye. Fészkelésükkel a fekete gólyák szinte „minősítik" az élőhelyet: természetvédelmi szempontból igen értékes területeket választanak a költésre. A területen való jelenlétével a fekete gólya azt jelzi, hogy a hullámtéren a természetes állapot elemei még ma is fellelhetőek.

Fészkelő hellyel kapcsolatos problémák

A fekete gólya fészkelőhelyét érintő három legalapvetőbb probléma: (i) a nem megfelelő erdőgazdálkodási módszerek használata, (ii) az adventív fafajok térhódítása, és (iii) a területkezelés nem kellőképpen következetes volta.

A természetvédelem és az erdőgazdálkodás konfliktusa nemcsak a hullámtéri élőhelyeken jellemző. A Gemencben jelenleg meglévő kb. 100 fekete gólya fészek közül 47-nek az erdőrészletében lett volna tarvágás 1998–2002 között, ha nem lett volna benne fekete gólya fészek (1. ábra). Az öreg erdők egy részét kivágják, mielőtt a fekete gólya fészket építene benne.



1. ábra. Az erdészeti üzemtervek szerinti véghasználat időpontja a fészkeket tartalmazó erdőrészletekre (Szabó 1999).

Táplálkozó hellyel kapcsolatos problémák

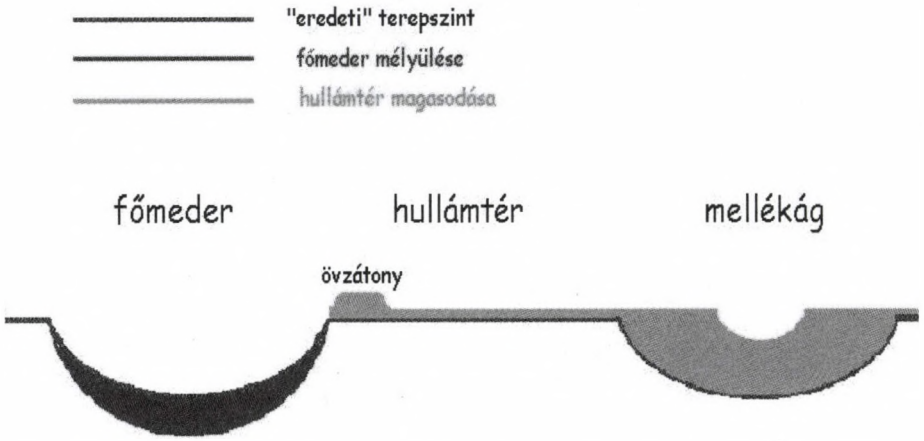
A kanyarulatok átvágása, a meder állandósítása, a szabályozási művek, az árvízvédelmi művek építése következtében a mederfejlődés természetes folyamata gátolt, új kanyarulatok, új holtágak nem alakulnak ki. A magyarországi alsó Duna-szakasz a szabályozások következtében közel 100 km-rel megrövidült. Ennek következtében az esés megnőtt, és ez medererózióhoz vezetett (Kalocsa & Zsuffa 1998).

A Duna vízszintsüllyedései (a medererózió), valamint a hullámtéri hordaléklerakódás hatása összeadódik (2. ábra). A meder mélyül, a hullámtér magasodik (Tamás 1995).

Az elöntések időtartama és gyakorisága csökken, pl. a bajai 500 cm feletti vízállások éves átlaga 1901–1915 között 172 nap volt, 1976–1990 között már csak 58 nap. A folyamszabályozás viszonylag stabil, helyszínrajzi értelemben állandónak tekinthető Duna-medret hozott létre, és ez kedvezőtlen következményekkel jár.

A fekete gólyák táplálkozóhelyei

A költési időszakban a mindenkori dunai vízállásoktól függően (szélsőséges esetben) az egész hullámtér víz alatt lehet vagy kiszáradhat. A megfelelő táplálkozóhelyek a vízállástól függően különböző helyeken alakulhatnak ki, mivel a hullámtér az árhullám magasságától függő mértékben kerül elöntésre. A táplálkozás szempontjából kedvező, igen nagy „halsűrűség" akkor fordul elő, ha a Duna árhulláma kellően nagy ahhoz, hogy megtöltse a hullámteret, és időben érkezik ahhoz,



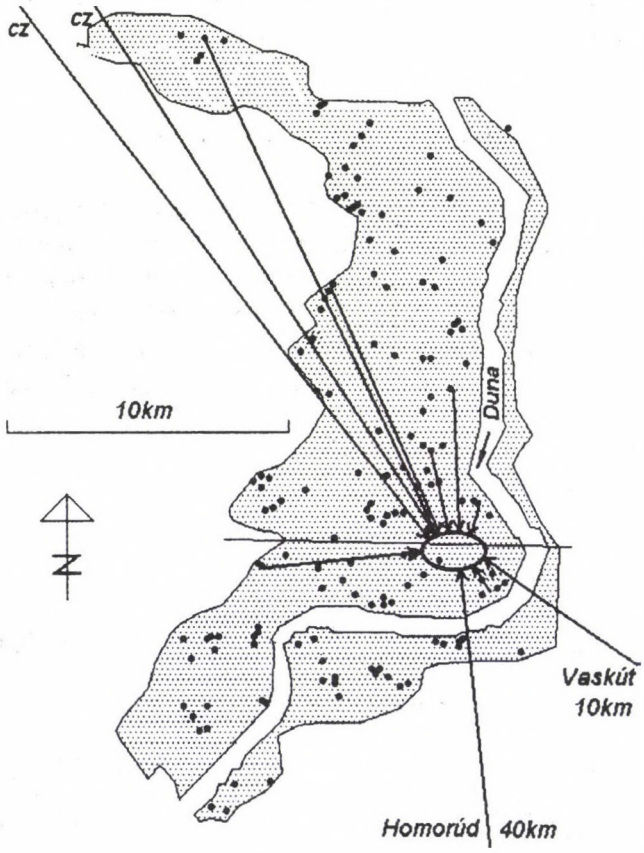
2. ábra. Medererózió és hullámtéri hordaléklerakódás.

hogy a táplálkozás időszakára a víz le is ürülhessen. Amennyiben ez nem történik meg, akkor a fekete gólyák számára a béka és ebihal a legnagyobb mennyiségben elérhető táplálék.

A gemenci táplálkozóhelyekre nemcsak a közelből, hanem északabbra fekvő területekről is rendszeresen megérkeznek a vonuló fekete gólyák (3. ábra).

Számukra rendkívül fontos, hogy az egyedülállóan gazdag gemenci táplálkozóhelyek rendelkezésükre álljanak, azaz a megfelelő időben a megfelelő állapotban legyenek. Azokban az években, amikor időben érkeznek az árhullámok (a halak ívásának idején, a fekete gólyák fiókanevelése előtt vagy kezdetén), a fekete gólya fiókaszám Gemencben nagyobb, mint azon években, amikor nincs vagy „rosszkor" (túl későn) érkezik az árhullám.

Gemenc legfőbb jellemzője a dinamizmus a vízjárásban, az élőhelytípusok egymásba alakulásában és az élővilágban egyaránt. A dinamikus változások perio-



3. ábra. Egy gemenci táplálkozóhelyen színes gyűrűk leolvasásával azonosított fekete gólyák származása. Az ábrán minden · jel egy fészket jelöl. (Kalocsa & Tamás 2002*b*).

dicitást mutatnak, ennek ellenére a rendszer folyamatos változásban, fejlődésben van. A változások fő tényezője a Duna vízjárása: ettől függ a táplálkozóhelyek, az élőhelyek minősége. Rövid távon az áradások-apadások, hosszú távon a Duna vízszintsüllyedései és a hullámtér feltöltődése határozzák meg az életfeltételeket. Ezek a dinamikus változások teszik az alsó Duna-völgyet kuriózummá, rendkívül változatossá és értékessé.

Beavatkozás szükségessége

A Duna és a hullámtér természetes állapotában dinamikus egyensúlyra törekvő, folyton változó morfológiájú volt, a víztesttípusok hosszú távon kiegyenlített arányban voltak jelen. A folyamszabályozás hatásai miatt a dinamikus egyensúly megbomlott. A hullámtér morfológiai diverzitása csökken, a felszín magasodik, a sík felé konvergál (Tamás 2002). Az elöntési gyakoriság és tartósság hosszú távon csökkenő tendenciát mutat. Ezek a változások a fekete gólya fészkelő- és táplálkozóhelyei szempontjából kedvezőtlenek. Ahhoz, hogy megőrizhessük a fekete gólya hullámtéri élőhelyeit, műszaki jellegű beavatkozásokra van szükség. Az ökológiai igények maximális figyelembevételével, részletes felmérésekre alapozva, a minimális beavatkozásra, minimális költségre és fenntarthatóságra való törekvés elve alapján kell a beavatkozásokat megtervezni.

A folyamatos, interdiszciplináris, komplex monitoring elengedhetetlen. A hullámtéren a tipikus ártéri biotópok egyensúlyi arányát visszaállítani vagy fenntartani az antropogén hatásra megváltozott körülmények között előrehaladó szukcessziós folyamatok ellenében csak folyamatos beavatkozással lehet. A vízforgalom javítása kulcskérdés! Gyorsítsuk meg a víz kijutását a hullámtérre, lassítsuk a hullámtéri vízterek leürülését! A hordaléklerakódást minimalizálni kell.

Értékelés

A II. Nemzetközi Fekete Gólya Konferencia (Trujillo, Spanyolország, 1996) óta tudjuk, hogy ma a világon ismert és kutatott élőhelyek közül Gemenc a fekete gólyák által legsűrűbben lakott terület. Ahhoz, hogy ez a jövőben is így maradhasson, az erdő- és vízgazdálkodás reformjára van szükség. A folyamszabályozás okozta, természetvédelmi szempontból kedvezőtlen folyamatokat: a medererózió és a hullámtéri hordaléklerakódást visszafordítani nem lehet, hatásaikat csak lassíthatjuk. Megfelelő kezeléssel biztosítani kell, hogy a fészkelő- és táplálkozóhelyek mindenkor rendelkezésre álljanak. A fekete gólya számára alkalmas, háború-

tatlan élőhelyeken egyéb fajok is megtalálják életfeltételeiket, így a fekete gólya védelme eszköz is egyben.

*

Köszönetnyilvánítás – A szerzők köszönetüket fejezik ki Buzetzky Győzőnek, Szabó Juditnak, Prof. dr. Zsuffa Istvánnak, az Alsó-Duna-völgyi Vízügyi Igazgatóságnak és az Eötvös József Főiskola Műszaki Fakultásának.

Irodalomjegyzék

Kalocsa, B. & Tamás, E. (1996): Nesting of Black Storks in the Gemenc floodplain forest. – *Abstract, II. Conferencia International sobre la Cigüeña negra, Trujillo.*

Kalocsa, B. & Tamás, E. (2002*a*): Status of the Black stork (Ciconia nigra) in Hungary in 2000. – *Aquila* **107–108**: 207–213.

Kalocsa, B. & Tamás, E. (2002*b*): Fekete gólyák (Ciconia nigra) nemzetközi színes gyűrűzési programja és ennek magyarországi vonatkozásai (1994–2000) – *Aquila* **107–108**: 249–257.

Kalocsa, B. & Zsuffa, I. (1998): Vízszintsüllyedések a Dunán. – *Hidrológiai Közlöny.*

Szabó, J. (1999): *A fekete gólya (Ciconia nigra) fészkelőhely választása.* – Szakdolgozat, JATE Ökológiai Tanszék, Szeged.

Tamás, E. (1995): *A Dunaújváros–Mohács közötti Duna-szakasz lebegtetett hordalékjárásának vizsgálata.* – Szakdolgozat, JPTE-PMMFK-VGT, Baja.

Tamás, E. (2002): *A Duna–Dráva Nemzeti Park Duna menti területei vízgazdálkodási-természetvédelmi kezelési koncepciójának megalapozása.* – Szakdolgozat, BME Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszék, Budapest.

Problems of the floodplain habitats of the Black Stork (*Ciconia nigra*)

Tamás, E. and Kalocsa, B.

MME Local Group no. 7, Workgroup of Baja
H-6500 Baja, Petőfi sziget 1, Hungary

Abstract: About one-fourth of the Hungarian Black stork population nests in floodplains. The sustainable use of floodplains has been hotly debated recently and has been a current issue recently. The key to the conservation of the Black stork is the conservation of suitable habitats. The goal of the study is to determine the functions and mechanisms of wetland habitats, furthermore to co-ordinate hydroengineering and nature protection aspects in order to support appropriate management. The authors give an overview of the long-term trends of floodplain morphology, and the conservation problems related to them. They would like to highlight the connection between specific floodplain hydrology aspects and the needs of the Black stork population. The study outlines the main tasks of nature protection and management.

Key words: Black Stork, floodplain, management, problems, wetland

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 541–549, 2004

A hamvas rétihéja (*Circus pygargus* Linnaeus, 1758) elterjedése, állománynagysága és védelme a múltban és napjainkban Magyarországon

Tóth László

Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék
2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1
E-mail: ltoth@ns.vvt.gau.hu

Összefoglaló: A 19. század végétől a hamvas rétihéja rendszeres bár sporadikus fészkelő faj volt Magyarországon. Tradicionális költőhelyei a Hanság, ill. a Kiskunság tőzeglápjai, láprétjei. Az 1930-as években a legjelentősebb populáció a Hanságban fészkelt, amit 20–25 párra becsültek. Ez az állomány az 1970-es években érte el mélypontját az optimális élőhelyek megszüntetése (jelentős kiterjedésű vizes területeket csapoltak le), a vadászat, a peszticidek alkalmazása, illetve mérgezett tojások használata következtében. Az utóbbi 25 évben azonban az országos állomány növekedőben van. A jelenlegi költőállomány 250–300 párra tehető. Bár a populációk lokalizáltak, az elterjedési terület növekedik. A faj országszerte költ, egyrészt tradicionális élőhelyeken, mint pl. a tőzeglápok, nedves rétek, illetve füves pusztákon és gabonaföldeken. Az állománynövekedés különösen az ország keleti felére jellemző, oka a faj fészkelési stratégiájának megváltozása: a párok növekvő számban telepednek meg az Alföld mezőgazdasági területein. Az optimális fészkelő területek felváltása a gabonaföldekkel jelentős mértékben csökkenti a faj reprodukciós sikerét, mivel a fiókanevelési időszak egy része egybeesik a betakarítási munkálatokkal, és aratáskor számos fészekalj esik a kaszálógépek áldozatául. Az utóbbi években alkalmazott védelmi intézkedések következtében – veszélyeztetett fészkek felderítése, védőzóna kialakítása a fészek körül, ill. egyeztetés a gazdálkodóval az aratás elhalasztásáról – a gabonatáblákban költő párok repítési sikere is közel 100%-os.

Kulcsszavak: *Circus pygargus*, elterjedés, hamvas rétihéja, populációméret, védelem

Bevezetés

A hamvas rétihéja költőállományának elterjedési területe Nyugat-Európától Közép-Szibériáig húzódik, északon Skandinávia déli részéig, dél felé pedig a Mediterráneumban Délnyugat-Afrikáig fordul elő (Hagemeijer & Blair 1997). Európa 26 országában költ, az európai állomány becsült nagysága 260 000–416 000 pár, melynek kb. 75%-át (200 000–300 000 pár) az orosz állomány adja (Hagemeijer & Blair 1997). Az európai állomány helyzete stabil, a BirdLife kategorizálása szerint védelmi helyzete kedvező (azaz SPEC 4-es besorolású faj, Tucker & Heath 1994).

Magyarországon a hamvas rétihéját először 1954-ben nyilvánították védetté. Fokozottan védett faj lett 1975-ben, 30 000 Ft-os eszmei értékkel. A legutóbbi rendeletek alapján jelenleg is fokozottan védett, eszmei értéke 250 000 Ft (KöM rendelet 2001).

A hamvas rétihéja a 19. század végétől rendszeres, szórványos fészkelő faj volt Magyarországon. Az állományt sohasem mérték fel országos szinten, így megbízható adatok nem állnak rendelkezésre sem a költőállomány nagyságáról, sem a faj hazai elterjedéséről. Ezért, bár vannak publikált adatok a hazai populáció becsült nagyságáról, ezek pontossága megkérdőjelezhető. Így az 1960-as években az országos állományt 20–25 párra becsülték (Glutz *et al.* 1971). 1975-ben Bécsy és Keve (1977) 10–15 párról számol be. Majd 20 évvel később Bankovics 150 párról ír (Clemens 1993), míg Gorman (1996) szerint a hazai állományt a 90-es évek közepén 200–250 pár alkotta. A legutóbbi, 1998-ban publikált – és véleményem szerint alábecsült – adatok szerint 100–200 pár hamvas rétihéja költ Magyarországon (Magyar *et al.* 1998).

Jelen tanulmány elkészítésével célom az, hogy a rendelkezésre álló források alapján áttekintsem a faj hazai elterjedésének, állománynagyságának alakulását a 19. század végétől napjainkig, a végbement változások alapján értékelve a veszélyeztető tényezőket, illetve ismertetve a faj jelenlegi védelmi helyzetét. A következőkben ismertetendő történeti adatok irodalmi forrásokból származnak, a jelenlegi országos viszonyokra vonatkozóak pedig a fajról megfigyelésekkel, adatokkal rendelkező kollégák személyes közlései, illetve néhány esetben saját megfigyeléseken alapulnak.

Eredmények

Történeti áttekintés

A hamvas rétihéja magyarországi előfordulásáról az első adatokat a 19. század második felében publikálták. Ezek a faj megfigyeléséről szóltak, a költést is bizonyító tojások, fészekaljak, illetve lőtt példányok nem álltak rendelkezésre. Lakatos (1876, 1878, 1898) szerint a hamvas rétihéja volt a legritkább a hazánkban akkoriban még költő négy rétihéjafaj közül. A faj valószínűleg nagyobb számban költött a folyószabályozásokat megelőzően, pl. a Hanságban, a Fertőn és a Kis-Balatonon, illetve a Tisza és a Körösök vidékén (Lakatos 1878, 1898).

Az első begyűjtött fészekaljak a 19. század végéről, a Hanságból és Ürbőről származnak (Schenk 1931). Abban az időszakban már a költési szezonban lőtt példányok is a faj magyarországi fészkelését támasztották alá (pl. 1886.04.28. Fo-

nyód, 1897.05.09. Hanság, 1897.06.04. és 06.06. Dunaharaszti: Schenk 1931; továbbá 1890.05.15. Fertőszéplak, Frivaldszky 1891). A 20. század elejétől azonban sem fészekaljakról, sem lőtt példányokról nincs híradás. Ezt követően – 30 évvel később – Réz (1937) számol be arról, hogy tojásos fészekaljat talált Diósjenő mellett 1928-ban, majd két nappal később ugyanazon a területen lőtt egy kotlófoltot viselő tojót. Ugyanabban az évben a fajt megfigyelték a költési időszakban a Kis-Balatonon, illetve egy öreg hímet is lőttek a Hanságban (Schenk 1931). 1929-ben Schenk (1931) két fészekalja tojást gyűjtött be Ürbőn, és a következő évben is megfigyelte a fajt a területen, bár fészkét nem találta meg.

A 20. század 30-as éveinek elejétől egyre több adat bizonyította a faj hazai fészkelését elsősorban az ország nyugati felében. Így például 1930-ban három fészekalj fiókát – 12 példányt – szállítottak Moson megyéből a budapesti állatkertbe (Schenk 1931). Abban az évben egy hímet is lőttek a térségben június 3-án (Király 1934*a*). Ezt követő további megfigyelések: 1932 – kirepült fiatalok a szülőkkel Barcsnál, 1933 – öt fiókát szállítottak a budapesti állatkertbe Ócsáról (Schenk 1931). 1933-ban fiókás fészekaljat találtak a Hanság nyugati medencéjében, az ott költő állományt 4 párra becsülték (Király 1934*b*). A következő évben Király három, tojásos fészket talált ugyanott, melyek 200 méteren belül helyezkedtek el egymástól, illetve egy további fészekaljról is (3 kitollasodott fiókával) beszámoltak neki (Király 1934*a*).

Az 1930-as években a faj legjelentősebb élőhelye a Hanság volt, elsősorban Lébény térsége, a költőállományt Studinka 20–25 párra becsülte (Studinka 1942). A faj nagyobb számban feltehetően az 1880-as években telepedhetett meg, amikor a Hanság központi területeiről párhuzamos sávokban, kb. 5000 hektáron tőzeget bányásztak ki. Az így keletkezett 0,5 m mély gödröket a talajvíz feltöltötte, és sásos vegetáció alakult ki bennük. Tavasszal a terület eléggé kiszáradt ahhoz, hogy a rétihéják fészkeléséhez kedvező feltételeket nyújtson. Studinka, vizsgálatainak első két évében, 1931–1932-ben, 5–5 hamvas rétihéja fészket talált. 1933-ban már 24 fészket ellenőrzött, mivel hat héten keresztül a területen tartózkodott a faj tanulmányozása céljából. 1933 tavaszán már nem lőtték a rétihéjákat szemben az előző évi gyakorlattal, mikor a területen 15 madarat lőttek ki (Studinka 1942). A vadászatra a földbirtokos adott utasítást azért, hogy csökkentsék a rétihéják apróvadban okozott kártételét. A költési szezon végén azonban 21 madarat lőttek ki abban az évben is, továbbá 1934-ben újabb 17 hamvas rétihéja esett a vadászat áldozatául (Vasvári 1934).

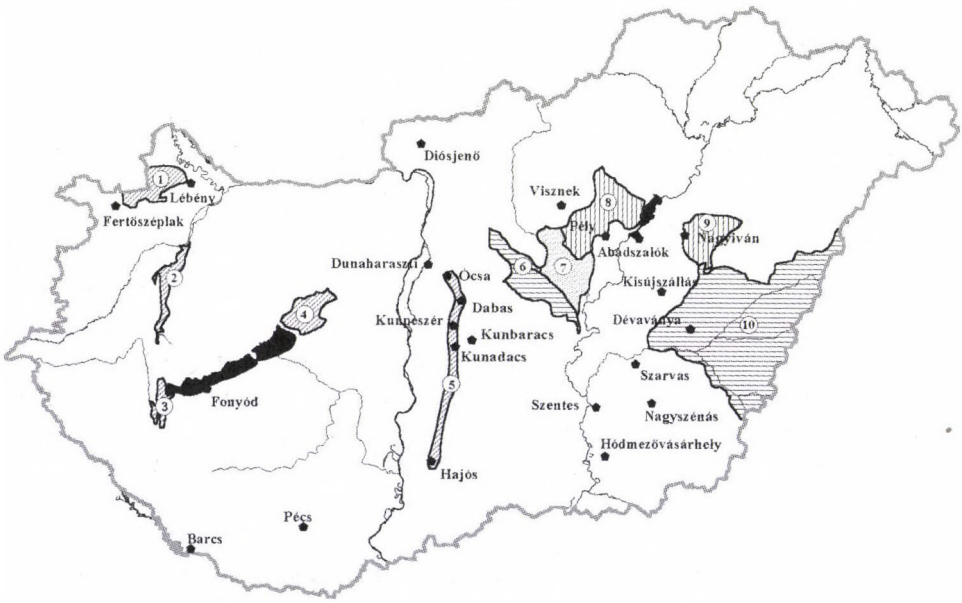
A következő években a gödrök fokozatosan beerdősültek, ennek következtében jelentősen csökkent a rétihéja-állomány. 1941-re az eredetileg 5000 ha-os terület 600 ha-ra csökkent, a költő párok száma pedig 10 alatt volt (Studinka 1942). Majd 10 évvel később 1949-ben és 1950-ben Pátkai járta be a területet, és 5–6 pár-

ra becsülte az állományt (Pátkai 1954), ugyanakkor Studinka (1957) szerint az 50-es évek első felében 10–15 pár költött a régióban. 25 évvel később, május végén Horváth járta végig a Hanságot. Akkoriban már a teljes terület beerdősült, és csak egyetlen párt talált a régió északnyugati részén (Horváth 1983). Biztos azonban, hogy alábecsülte az állományt, mivel az időközben védetté nyilvánított terület természetvédelmi őre 8–10 költő párt ismert 1975 és 1980 között (Fülöp Tibor, szem. közl.).

A fajnak az ország más régióiban való fészkeléséről csak szórványos adatok állnak rendelkezésre. 1947-ben Keve és Pátkai egy nem teljes fészekaljat talált a Kis-Balatonon (Keve 1950). 1954-ben Studinka ugyanott már 6-ra becsülte a költő párok számát, míg Teffel szerint 1969-ben 4 pár alkotta az állományt (Keve 1976). Irodalmi adatok a Kiskunságból, Ócsa környékéről az 50-es évek elejéről származnak, amikor is a populációt 3–4 párra becsülték (Somfai & Szijj 1955).

A jelenlegi elterjedés és állománynagyság (1. ábra)

Dunántúl – Tradicionális élőhely a régióban a Hanság, ahol az 1930-as években 20–25 pár fészkelt. Napjainkban csupán 2–3 pár költ a terület keleti részén



1. ábra. A hamvas rétihéja élőhelyei: 1 = Hanság, 2 = Marcal-medence, 3 = Kis-Balaton, 4 = Sárrét, 5 = Kiskunsági turjánvidék, 6 = Tápióvidék, 7 = Jászság, 8 = Hevesi-sík, 9 = Hortobágy, 10 = Körösök vidéke.

(Fülöp Tibor, szem. közl.). Korábbi jellegzetes fészkelőhelyei voltak a Kis-Balaton és a Sárrét. Jelenleg a Kis-Balaton fészkelő állománya 2–5 pár között mozog, a párok kiszáradó lápréteken és őszi búzában költenek (Palkó Sándor, szem. közl.). A Sárréten és a környező területeken 5–8 párra tehető az állomány (Fenyvesi László, Staudinger István, szem. közl.). A régió északi részén 6–10 pár fészkel (Csonka Péter, nem publ.). Megtelepedéséről a Marcal-medencéből is vannak megfigyelések. A régió egyéb, megfelelő élőhelyein – a Balaton-felvidéken, ill. a Balatontól és a Velencei-tótól délre eső területeken – szórványosan és rendszertelenül előfordul.

Kiskunság – Napjainkban a hamvas rétihéja a legnagyobb számban a Duna–Tisza közének Ócsától Hajósig terjedő turjánvidékein költ. A terület kiterjedése kb. 6000 hektár. Az állomány akár 70–100 pár között is mozoghat. Az utóbbi években, pl. a Dabas–Kunpeszér–Kunadacs–Kunbaracs–Tatárszentgyörgy határolta térségben 18–22 pár költött (Máté András, szem. közl.). A fészkelések száma adott évben függ a csapadék mennyiségétől is. A tradicionális élőhelytípusok mellett kisebb számban megtelepszik a környező mezőgazdasági területeken (lucernaföldeken, gabonatáblákban) is.

Tápió-vidék és Jászság – A térségben 10–15 pár költ, elsődleges élőhelyei a láprétek és a füves puszták, kis számban gabonatáblákon is fészkel (Urbán Sándor, nem publ.).

Hevesi-sík – A területen az 1980-as évek elején jelent meg, mint fészkelő faj, akkoriban a fészkelő párok száma 1–5 között mozgott (Ambrus 1993). Napjainkban főleg gabonatáblákban költ. Az állomány az elmúlt 20 év alatt 10–15 párra emelkedett (Fatér Imre, szem. közl.). A legjelentősebb élőhelyek Pély és Visznek térségében találhatók. A terület zavartsága (aratás idején) miatt a sikeres költés biztosítására a fészkek egy részének védelmére van szükség.

Hortobágy – A faj első fészkelését 1981-ben regisztrálták a térségben (Kovács 1996). Azóta rendszeresen költ fokozatosan emelkedő számban. Tíz évvel később 10 pár költött a déli puszták egy részén (Kovács 1993). 1995-re a déli pusztákon mindenütt előfordult, az állományt 19–20 pár alkotta (Kovács 1996). Az utóbbi években 28–30 pár költ a térségben (Hadarics 2002). 2001-ben Zám-pusztán 11 pár fészkelt egy kb. 1000 hektáros területen (Kovács Gábor, szem. közl.). Legfontosabb élőhelyei a nedves rétek, szikes és füves puszták. Gabonatáblában való megtelepedése nem jellemző a térségben.

Békés megye és a Körösök vidéke – Dévaványa környékén a 90-es évek elején jelent meg, akkoriban 1–2 pár fészkelését figyelték meg rendszeresen (Széll 1999). Az állomány lassan növekedett, jelenleg a költő állományt 6–8 pár alkotja (Széll Antal, szem. közl., ill. saját megfigyelés). A Körösök árterében rendszeresen költ, a gátak közötti kb. 6000 hektárnyi területen 8–10 pár fészkel (Tóth Ta-

más, szem. közl.). A térség alkalmas élőhelyein szétszórtan sok helyen (pl. Hódmezővásárhely, Nagyszénás, Szentes, Szarvas környékén) előfordul.

További területek – A faj szórványosan az ország más részein is előfordul, így például a Zsámbéki-medencében, az Ipoly-, a Bódva-, a Hernád völgyében, a Csereháton, ill. a Szatmár–Beregi-síkon költési időben (elsősorban mezőgazdasági területeken) rendszeresen megfigyelték, bár fészkét nem találták.

Értékelés

Országos állománynagyság és populációs trendek

Valószínű, hogy az állománynagyságban nem történtek olyan nagymértékű fluktuációk, mint amit az irodalmi adatok jeleznek. Meglehetős biztonsággal azt állíthatjuk, hogy a fészkelő állomány nagysága és elterjedési területe az elmúlt 20–25 évben folyamatosan növekszik hazánkban. A jelenlegi költőállomány a rendelkezésre álló irodalmi források, illetve a fajjal foglalkozó, adatokkal rendelkező kollégák között széles körben végzett kutatásaim alapján 250–300 párra becsülhető.

Az állománynövekedés az ország keleti részén, az Alföldön kifejezett. Oka, hogy a faj fészkelési szokásai megváltoztak, és az Alföld mezőgazdasági területein egyre nagyobb számban telepszik meg. Ez a tendencia nemcsak itthon figyelhető meg, hanem egész Európára jellemző. Északkelet-Európában az állomány 15–20%-a költ mezőgazdasági területeken (Krogulec 1993), Nyugat-Európában (Franciaországban és az Ibériai-félszigeten) pedig 70–90%-a (Salamolard *et al.* 1999, Ferrero 1995).

Veszélyeztető tényezők

A 19. század végétől a faj számára az egyik legfontosabb veszélyforrás az élőhelyek megszűnése volt. A folyók szabályozása, a vizes területek lecsapolása számos eredeti élőhelyet tett tönkre, melyek következtében jelentősen csökkent a hamvas rétihéja állománya. Az 1970-es évek végéig komoly veszteségeket okoztak a lelövésekkel, illetve a varjúfélék apasztására használt mérgezett tojásokkal is. Az utóbbi évtizedekben a mezőgazdasági területeken való fészkelés jelenti a legnagyobb problémát, mivel a betakarítási munkálatok egybeesnek a fiókanevelés második felével, és a munkagépek számos fészekalj pusztulását okozhatják.

A költést veszélyeztető tényezőkről elsőként a múlt század 30-as éveiben Király (1934*a*) adott hírt. Véleménye szerint a Hanság nyugati medencéjében több hamvas rétihéja fészekalj pusztult el évente, mivel a költőhelyéül szolgáló nádfol-

tokat is rendszeresen kaszálták. A gabonatáblában való fészkelésről és a hozzá kapcsolódó védelmi problémákról először Endes számolt be. Így 1979-ben Abádszalók közelében, 1980-ban pedig Kisújszállás mellett találta meg fészkét búzatáblában (Endes 1982). A betakarítási munkálatok a fiókanevelés időszakára estek, azonban mindkét fészekalj sikeresen repített, mivel védőzónát hagytak a fészkek körül. Hasonló problémák korábban is előfordultak a térségben, mivel egy kb. 2 hektáros nádast – ahol a faj éveken keresztül költött – rendszeresen kaszáltak már májusban is (Endes 1982).

Hasonló gondok az ország más régióiban is jelentkeztek, mivel az 1980-as évektől kezdve a faj egyre gyakrabban telepszik meg mezőgazdasági területeken.

Védelmi helyzet

Az első védelmi intézkedések Studinka nevéhez fűződnek, aki a Hanságban a kilövések mérséklésére – amit a terület tulajdonosa rendelt el az apróvad védelme miatt –, 1931–33 között összesen 83 fiókát gyűjtött be, amelyeket felnevelt, majd a költési szezon végén meggyűrűzve szabadon engedett (Studinka 1942).

Napjainkban azok a költések a legveszélyeztetettebbek, melyek a védett területeken kívüli gabonatáblákon találhatók. Ez a probléma elsősorban a Hevesi-síkon jelentkezik. Az 1980-as évek elején kísérletek történtek a fészekaljak megmentésére. Balázs Tibor 1980 és 1988 között Hevesvezekény környékén összesen 25 fészket talált. Közülük 13-ból kellett begyűjteni a fiókákat az aratás miatt. A fiókákat otthon sikeresen felnevelte és később szabadon engedte. A 90-es évek közepétől a veszélyeztetett fészkek felderítésére és *in situ* védelmére tértek át (Tóth & Fatér 1997). 1996–97-ben 9 fészket vettek körül műanyag kerítéssel kb. 2 méter sugarú körben, illetve a betakarításkor egy 8–10 méteres átmérőjű védőzónát alakítottak ki, ahol nem aratták le a gabonát. 2001-ben 11 fészek közül 5-nél volt szükség a fenti beavatkozásra. Korábban, a védelmi intézkedések nélkül a fészkek 20–50%-ából repültek ki fiókák, míg a jelenlegi aktív védelem mellett a fiókák szinte maradéktalanul kirepülnek a fészkekből (Fatér Imre, szem. közl.).

*

Köszönetnyilvánítás – Ezúton is szeretném kifejezni köszönetemet a következő Nemzeti Park Igazgatóságoknak (NPI), amelyek az adatgyűjtést támogatták: Duna–Ipoly NPI, Fertő–Hanság NPI, Hortobágyi NPI, Körös–Maros NPI, Balaton-felvidéki NPI. Különösen hálás vagyok azoknak a személyeknek, akik munkám során adatokkal voltak segítségemre: Balázs Tibor, Bank László, Boldogh Sándor, Boros Emil, Bőhm András, Csonka Péter, Csörgő Tibor, Dudás Miklós, Fatér Imre, Fenyvesi László, Firmánszky Gábor, Fülöp Tibor, Füri András, Hadarics Tibor, Kárpáti Boróka, Kelemen Attila, Kovács Gábor, Máté András, †Palkó Sándor, Staudinger István, Széll Antal, Tóth Tamás, Urbán Sándor. Köszönet illeti kollégámat, Tóth Pétert, aki a térképvázlat elkészítésével segítette munkámat.

Irodalomjegyzék

Ambrus, B. (1993): A Hevesi-sík madárvilága (1983–1993). – *Calandrella* **7**: 110–125.

Bécsy, L. & Keve, A. (1977): The protection and status of birds of prey in Hungary. – In: *World conference of birds of prey*. Vienna, 1975. ICBP. Taylor and Francis.

Clemens, C. (ed.) (1993): *Proceedings of International Montagu's Harrier Conference in Kiel-Raisdorf, Germany, 1–2 July 1993.*

Endes, M. (1982): Hamvas rétihéja (Circus pygargus L.) fészkelések természetvédelmi vonatkozásai. – *Aquila* **88**: 128–129.

Ferrero, J. J. (1995): La población ibérica de Aguilucho Cenizo Circus pygargus. – *Alytes* **7**: 539–560.

Frivaldszky, J. (1891): *Aves Hungariae*. – Franklin, Budapest.

Glutz, U. N., Bauer, K. M. & Bezzel, E. (1971): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas* **4**: 387.

Gorman, G. (1996): *The birds of Hungary*. – Christopher Helm, London.

Hadarics, T. (2002): Magyar Nomenclator Bizottság adatbázisa.

Hagemeijer, E. J. M. & Blair, M. J. (1997): *The EBCC atlas of European breeding birds: Their distribution and abundance*. – T. & A. D. Poyser, London.

Horváth, L. (1983): Some ornithological data of the Hanság. – *Aquila* **90**: 61–71.

Keve, A. (1950): Újabb fészkelő fajok a Kisbalatonban. – *Aquila* **51–54**: 159–160.

Keve, A. (1976): Adatok a Kis-Balaton madárvilágához I. – *Aquila* **82**: 49–79.

Király, I. (1934*a*): Hansági rétihéják. – *Kócsag* **7**: 57–61.

Király, I. (1934*b*): A hamvas-rétihéja fészkelése. – *A természet* **30**: 13.

Kovács, G. (1993): Impact of drought and canicular days of 1992 on the avifauna of the Hortobágy. – *Aquila* **100**: 287–308.

Kovács, G. (1996): Adatok a Hortobágy ragadozó madarainak ismeretéhez. – In: Tóth, A. (szerk.): *Ohattól Meggyesig*. Piremon. Debrecen.

KöM rendelet (2001): A környezetvédelmi miniszter 13/2001. (V. 9.) KöM rendelete. – *Magyar Közlöny* **53**: 3446–3511.

Krogulec, J. (1993): International Conference on Montagu's Harrier. – *WWWGBP Bull.* **18**: 13.

Lakatos, S. (1876): A magyarországi sólyomfélék fészkelési módjairól. – *Term.Tud. Közl.* **8**: 103–116.

Lakatos, S. (1878): A magyarországi örvös ölyvekről. – *Term.Tud. Közl.* **10**: 155–158.

Lakatos, S. (1898): A bagolyhéják előfordulásáról. – *A természet* **17**: 2–5.

Magyar, G., Hadarics, T., Waliczky, Z., Schmidt, A., Nagy, T. & Bankovics, A. (1998): *Nomenclator Avium Hungariae*. – KTM Madártani Intézete, MME, Winter Fair, Budapest–Szeged, 46 p.

Pátkai, I. (1954): Birds of prey researches in the years 1949 and 1950. – *Aquila* **55–58**: 75–79.

Réz, E. (1937): A hamvas rétihéja fészkelése a Diósjenői-tó mellett, a Máki-réten. – *A természet* **33**: 66.

Salamolard, M., Leroux, A. B. A. & Bretagnolle, V. (1999): Le Busard cendré. – In: Rocamora, G., Jarry, G. & Yeatman-Berthelot, D. (eds): *Les oiseaux a statut de conservation défavorable ou fragile en France. Listes rouges et priorités nationales.* S.E.O.F., Paris.

Schenk, J. (1931): Das Nisten der Wiesenweihe (Circus pygargus L.) in Ungarn. – *Aquila* **35–36**: 72–76.

Somfai, E. & Szijj, J. (1955): Néhány érdekesebb fészkelési adat az ócsai turjánból. – *Aquila* **59–62**: 412–413.

Studinka, I. (1942): Megfigyelések a hamvas rétihéjáról. – *Aquila* **46–49**: 247–268.

Studinka, I. (1957): Faunisztikai megfigyelések a Hanságból. – *Aquila* **63–64**: 312–313.

Széll, A. (1999): A Dévaványa-Ecsegi-puszták madárvilága. – In.: Bíró, M. & Széll, A. (szerk.): A Dévaványa-Ecsegi-puszták és környékük botanikai, madártani, tájtörténeti és általános természetvédelmi felmérése. Kézirat.

Tóth, L. & Fatér, I. (1997): Hamvas rétihéja védelme a Hevesi-síkon. – *Madártávlat* **4**: 4–5.

Tucker, G. M. & Heath, M. F. (eds) (1994): *Birds in Europe – their conservation status*. –Conservation Series No. 3, BirdLife International, Cambridge.
Vasvári, M. (1934): A hamvas rétihéja táplálkozásáról. – *Aquila* **38–41**: 308–329.

Historical and recent distribution, population trends and protection strategies of Montagu's Harrier *(Circus pygargus)* in Hungary

Tóth, L.

Department of Wildlife Biology and Management, Szent István University
H-2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1, Hungary

Abstract: Montagu's Harrier was a regular, but sporadic breeder in Hungary from the end of the 19th century. There are some traditional breeding areas such as the Hanság (West Hungary) and the wet meadows and swamps of the Kiskunság (the centre of the country). However, the population was never monitored at country level, thus we have no reliable data neither on the size and trends of the breeding populations nor on the breeding range of the species. During the 1930s the most considerable population bred in the Hanság, where breeding of 20–25 pairs was registered. Presumably the population decreased to a minimum in the 1970s due to habitat destruction, hunting and the use of persistent pesticides as well as a consequence of the use of poisoned eggs to control the number of Corvids. However, the numbers of Montagu's Harrier have increased at least during the last 25 years. Current Hungarian population can be estimated at 250–300 pairs. Although breeding populations are rather localised the range of the species extends continuously. The population increase is characteristic in the eastern part of the country as the species has changed its nesting strategy and now occupies agricultural lands of the Great Plain for breeding. Shifting breeding area from the optimal habitat to cereal crop lands causes a considerable decline in reproductive output, because the second half of parental care coincides with the harvesting period, when several broods are destroyed by mowing machinery. Owing to implemented conservation measures – mainly on the Heves Plain – pairs breeding in agricultural lands are able to fledge almost all young.

Key words: *Circus pygargus*, distribution, Montagu's Harrier, population size, protection strategies

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 551–557, 2004

A predáció szerepe egy talajon fészkelő ragadozómadár-faj reprodukciójában

Tóth László, Palatitz Péter és Bera Márta

Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék
2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1, E-mail: ltoth@ns.vvt.gau.hu

Összefoglaló: A predációnak a barna rétihéja (*Circus aeruginosus* Linnaeus, 1758) reprodukciós sikerében játszott szerepét vizsgáltuk a Körös–Maros Nemzeti Park területén 2001–2002-ben. A rétihéják többsége egy sajátos, náddal és gyékénnyel borított vizes élőhelyen, úgynevezett anyaggödrökben költött. A rétihéják kisebb része mezőgazdasági területeken (gabonaföldön) és magas füvű gyepen fészkelt. 2001-ben a vizsgált 26 fészek közül 23-at bányagödrökben, 3-at pedig gabonaföldeken találtunk. 2001-ben a predáció különösen a gabonában költő pároknál volt magas, mind a három fészekalj elpusztult (100%) még tojásos állapotban. A 23 bányagödörben költő pár esetében ez az arány csak 26% volt, a különbség szignifikáns. 2002-ben mind a 23 vizsgált fészek nádban épült, ezek közül 13-at (57%) tojásos korban predátorok fosztottak ki. A két év nádban talált fészkeinek predációs rátáját (26%, illetve 57%) összehasonlítva szintén szignifikáns különbséget kaptunk. Eredményeink szerint a predációs veszély mértékét adott éven belül a fészkelőhely-választás jelentősen befolyásolja. Ugyanakkor a predációs nyomás évek között is nagymértékben változhat. A barna rétihéja esetében a kritikus periódus az inkubációra esik, és elsősorban a vizuálisan kereső predátorok (madarak) okozzák a pusztulások jelentős részét.

Kulcsszavak: barna rétihéja, *Circus aeruginosus*, fészkelőhely választás, predáció, reprodukció

Bevezetés

A barna rétihéja egyike azon kevés ragadozómadár-fajainknak, mely nyílt területen, kisebb-nagyobb nádasokban vagy ritkábban talajon építi fészkét. Ennek megfelelően a fészek egyrészről a levegőből jól látható, másrészről sokszor a talajon megközelíthető. A fészekalj így a szárnyas (madár) predátorok és bizonyos esetekben az emlős ragadozók részéről is könnyen sebezhetővé válik. Európai vizsgálatok alapján a kifosztott fészekaljak aránya (predációs ráta) területenként eltérő, 3% (Schipper 1977) és 40% között változik (Bavoux *et al.* 1989).

Kutatásaink során egy sajátos élőhelyi adottságokkal rendelkező területen vizsgáltuk a fészkelőhely-választásnak és a predációnak a barna rétihéja reprodukciós sikerében játszott szerepét. Vizsgálati területünkön a rétihéják, mivel nagy kiterjedésű nádasok nem álltak rendelkezésükre, a Tiszántúlon gyakori, a 0,5–1,5 ha kiterjedésű, úgynevezett anyaggödrök nádasaiba vagy ritkábban a nagy kiterjedésű gabonatáblák sűrű növényzetébe rakták fészkeiket.

A két fészkelőhely adottságaiban jelentősen különbözik egymástól. Az anyaggödrök élőhely-fragmentumokként ékelődnek az agrártájba, mely egyes szerzők szerint (Chalfoun *et al.* 2002) hátrányosan befolyásolja a fészekaljak túlélését, mivel különösen a levegőből, vizuálisan kereső predátorok (madarak) számára vonzóak. Elvitathatalan azonban azon előnyük, hogy bizonyos mértékű vízborítottság mellett az emlős ragadozó fajok csak úszva tudják megközelíteni a fészkeket.

Az olykor 100 hektárt is meghaladó kiterjedésű gabonatáblák esetében az anyaggödröknél említett hátrány nem jelentkezik, azonban a földre épült fészkeket az emlős predátorok minden nehézség nélkül megközelíthetik.

Vizsgálatunkban nyomon követtük a két élőhelytípusban épült fészkek sorsát, hogy megállapítsuk a reprodukció eredményességét és a predáció szerepét a párok szaporodási sikerében.

Vizsgálati terület, módszer

Kutatásainkat a Körös–Maros Nemzeti Park illetékességi területén, az Ecsegfalva, Dévaványa, Körösladány, Szeghalom települések által határolt régióban végeztük a 2001. és 2002. évi költési szezon alatt. A rétihéja fészkek túlnyomó része a Dévaványai Tájvédelmi Körzet területén helyezkedett el. A vizsgálati terület nagy része intenzív mezőgazdasági művelés alatt állt, csak néhány parlagon álló vagy legeltetett, illetve kaszált gyepterület volt ez alól kivétel.

A vizsgált barna rétihéják többsége a nagy kiterjedésű mezőgazdasági táblákon található 0,5–1,5 ha nagyságú, úgynevezett anyaggödrökben vagy más néven bányagödrökben költött. Ezeket az általában téglalap alakú gödröket a 20. század ötvenes éveiben alakították ki, a belőlük nyert földdel javították a környező, művelés alá vont területek talaját. A több méter mély anyaggödrök jó részét a csapadékvíz, ill. a talajvíz feltöltötte és nádasos, gyékényes vegetáció alakult ki bennük. A rétihéják kisebb része mezőgazdasági területeken (gabonaföldön) és magas füvű gyepen költött.

A fészkek ellenőrzését heti rendszerességgel végeztük, melyek során lejegyeztük a tojások, illetve a kikelt és kirepült fiókák számát, valamint a fészkek alatti vízmélységet. A költéskezdések időpontjait csak abban az esetben vontuk be az elemzésbe, ha azokat pontosan meg tudtuk állapítani (a két ellenőrzés között gyarapodó tojásos fészekaljat vagy frissen kelt fiókát találtunk). A költéskezdések dátumának visszaszámolásánál minden fészek esetében egységesen 2 naponkénti tojásrakási intervallummal és 33 napos kotlási idővel számoltunk. A fenti számí-

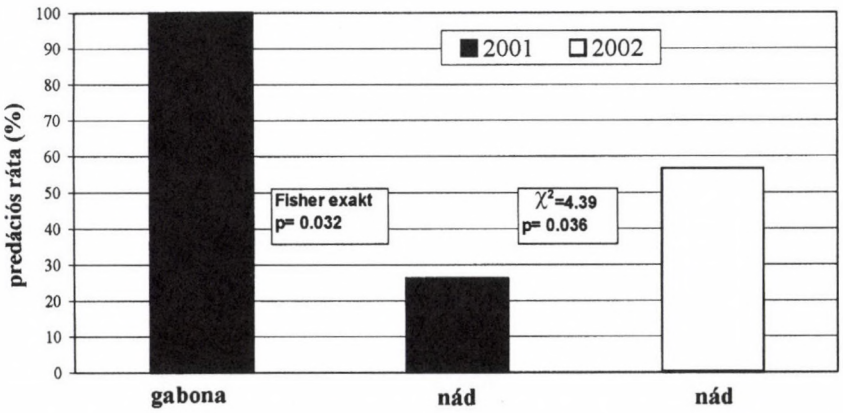
tást a saját és irodalmi adatok is alátámasztják (Altenburg *et al.* 1987, Schipper 1977, Witkowski 1984).

Az adatokat 4.5-ös verziójú Statistica for Windows programmal értékeltük. A vízmélység és költéskezdési időpontok adatsorainak eloszlásait Kolmogorov–Smirnov teszttel vizsgáltuk. Mivel az adatok mindkét adatsorra normális eloszlást mutattak, paraméteres statisztikai próbát alkalmaztunk (*t*-teszt). A predációs ráták összehasonlítását, amennyiben a csoportonkénti elemszám meghaladta az ötöt, χ^2 teszttel vizsgáltuk. Ha ez a feltétel nem teljesült, akkor a Fisher-féle exakt tesztet alkalmaztuk.

Eredmények

2001-ben összesen 26 fészkelést követtünk nyomon, melyből 23 esetben anyaggödrök nádasaiban, 3 esetben pedig szárazföldi növényzetben (gabonában, illetve magas füvű gyepen) költöttek a madarak. 2002-ben mind a 23 vizsgált fészek a már említett nádas-gyékényes élőhelyen, anyaggödrökben épült. 2001-ben a predáció különösen a gabonában költő pároknál volt magas, mind a 3 fészekalj elpusztult (100%), míg a bányagödrökben talált 23 fészekből 6-ot (26%) fosztottak ki ragadozók. 2002-ben a 23 nádba rakott fészek közül 13 (57%) esett predátorok áldozatául.

A predációs rátákat összehasonlítva szignifikáns különbségeket találtunk mind a 2001. év gabonába, illetve nádba rakott (Fisher-féle exakt teszt, $p = 0{,}032$), mind pedig a két év nádba rakott fészkei között ($\chi^2 = 4{,}39$, $p = 0{,}036$, 1. ábra).



1. ábra. A predációs ráta változása a barna rétihéja két fészkelőhelytípusában (jelölések: p = szignifikancia szint).

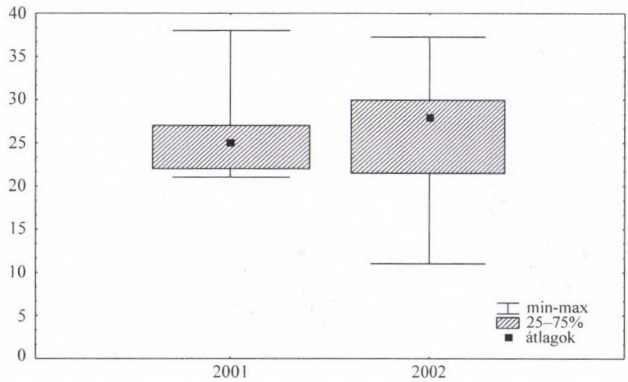
1. táblázat. A barna rétihéja fészekaljak pusztulásának okozói (jelölések: N = mintaszám).

Elpusztult fészkek	2001				2002	
	gabonában		nádban		nádban	
Predátorok	N (db)	%	N (db)	%	N (db)	%
Emlős	2	66	1	17	3	23
Madár	0	0	3	50	6	46
Ismeretlen	1	33	2	33	4	31

Az esetek közel egyharmadában (7 eset) nem lehetett megállapítani, hogy milyen predátor semmisítette meg a fészekaljakat (a tojások nyom nélkül tűntek el a fészkekből). A fennmaradó 15 esetben a nyomok alapján megállapítható volt, hogy emlős vagy madár predátor okozta-e a pusztulást (1. táblázat). Bár a predátor faj azonosítása csak néhány esetben volt lehetséges, a terület rendszeres bejárása során a következő fajokat figyeltük meg a fészkek környezetében vagy közvetlen közelében: róka, nyest, szarka, dolmányos varjú, vízi sikló. Nem zárható ki azonban közülük a vidra, pézsmapocok, illetve maga a barna rétihéja sem.

A költést két szakaszra, az inkubációra és a fiókanevelés időszakára bontva megvizsgáltuk a predációk megoszlását. A 2001-ben gabonában talált fészkek 100%-át még tojásos állapotban fosztották ki ragadozók, a 2001-ben bányagödrökben talált predált fészkeknek 2/3-a pusztult el tojásos korban, 1/3-a pedig fiókásan. 2002-ben a predált fészkek 100%-a tojásos stádiumban esett a ragadozók áldozatául. A kis mintaszám miatt a statisztikai elemzésnek nincs értelme, de a tendencia, miszerint a pusztulások többsége a fészkelőhelytől és évtől függetlenül tojásos korban történt, egyértelmű.

A predációs veszély mértékét a költéskezdés is befolyásolhatja, ezért vizsgáltuk az első tojás lerakásának időpontját a két év során (2. ábra). 2001-ben április



2. ábra. A barna rétihéja költéskezdések alakulása 2001-ben és 2002-ben (jelölések: április 1 = 1, április 2 = 2 stb.).

26-ra (±5 nap, n = 16) esett az átlagos kezdési időpont, 2002-ben pedig április 27-re (±7 nap, n = 18). A különbség nem szignifikáns (*t*-teszt, $p = 0,47$).

Végül megvizsgáltuk a fészkek alatti vízmélységeknek a predációban játszott szerepét. A két év között a fészkek alatti átlagos vízmélységek nem különböztek (56–56 cm; *t*-teszt, $p = 0,96$). Ezért a két év adatait összevontuk és összehasonlítottuk az emlős predátorok által kifosztott fészekaljak alatti átlagos vízmélységet a többi fészek alatt mért értékekkel. A két csoport között a különbség minimális, a mérési pontosságon belüli volt (55, illetve 54 cm; *t*-teszt, $p = 0,96$).

Értékelés

Eredményeink szerint a barna rétihéjánál a fészekalj pusztulások mértékét adott éven belül a fészkelőhely-választás jelentősen befolyásolja. A predációs nyomás ugyanakkor évek között is nagymértékben változhat. A 2002-ben tapasztalt pusztulási arány (57%) európai viszonylatban is igen magas. A vízborította nádasokban a sikeres fészkelés esélye jóval nagyobb, s ezt egy hollandiai vizsgálat is alátámasztja, melyben a nádasban épült, de a költési idő alatt szárazon álló fészkek 55%-a esett a rókák áldozatául (Dijkstra & Zijlstra 1997). Eredményeink szerint is (1. táblázat) – bár szignifikáns különbség nem mutatható ki – a szárazon álló fészkek esetében (2001, gabona) az emlős predáció dominál, míg az emlős ragadozóktól relatíve védett vízborította nádasokban tendenciózusan a madár predátorok okozzák a károk jelentősebb részét. Tapasztalataink szerint a legelterjedtebb emlős ragadozók, mint a róka vagy a nyest könnyen hozzáférnek azokhoz a nádasban épült fészkekhez, melyek eleve alacsony vizű bányagödrökben épülnek, vagy a költés alatt fokozatosan kiszáradnak. Az anyaggödrök nádasaiban általunk tapasztalt emlős predáció és a fészkek alatti vízmélység között nem találtunk összefüggést. Pontosabban az átlagos vízmélységben gyakorlatilag nem volt különbség a fészkek között, így nem tudtuk vizsgálni azt, hogy vajon a vízmélység növekedése növeli-e a fészek biztonságát (azaz csökkenti-e a predációs veszélyt), mint ahogy azt mocsaras területeken költő énekesmadarak esetében kimutatták (Picman *et al.* 1993).

A fészkelőhelytől függetlenül a legtöbb pusztulás tojásos korban, az inkubáció alatt érte a fészekaljakat. Ez a szárnyas predátorok már említett jelentőségével magyarázható, melyek számára a tojások jóval könnyebben elérhető prédának számítanak, mint a kikelt fiókák. Franciaországban Bavoux és mtsai (1989) 8 évig folytatott vizsgálataik során 315 predált barna rétihéja fészek alapján azt találták, hogy a pusztulások 70%-a tojásos korban történt. Eredményeik az általunk tapasztaltakhoz igen hasonlóak. A bányagödrökben fészkelő párok meglehetősen magas

predációs arányát valószínűleg eleve meghatározza – legalábbis részben – a fészkelőhely-választás. Ugyanis a fragmentálódás, az élőhelyfoltok méretének csökkenése növeli a predációs veszélyt (Paton 1994). Így az emlős predátorokkal szemben nyújtott előnyt (vízborítás a fészek alatt) csökkenti a bányagödrök kis méretéből fakadó kedvezőtlen hatás (kis folt méret).

A nádasokban fészkelő párok esetében a 2002-ben tapasztalt nagyobb mértékű pusztulásra és ezen belül is az inkubációs periódusban elpusztult fészekaljak gyakoriságának jelentős arányú növekedésére egyelőre nem találtunk magyarázatot. A rétihéják költési időszaka időjárási okokból, vagy a táplálékkínálat ingadozása miatt eltolódhat (Simmons 2000). Ez egyes években okozhat nagyobb predációs nyomást. Ha ugyanis a szárnyas predátorok (dolmányos varjú, szarka) költése előrehaladottabb állapotban van, akkor idősebb fiókáik növekvő táplálékigénye a szülőket is nagyobb erőfeszítésre sarkallhatja. Ezzel sem magyarázható azonban a 2002-ben jelentkezett igen magas predációs arány, mivel a két év átlagos költéskezdése szinte azonos időpontra esett (2. ábra).

Az évek közötti ingadozás mértékének és okainak tisztázására további vizsgálatok szükségesek. A barna rétihéjához hasonlóan nyílt területen, talajon fészkelő madarak számára a vizuálisan kereső predátorok (szarka, dolmányos varjú stb.) szintén számottevő veszélyt jelentenek. A levegőből a barna rétihéja fészkek rendkívül könnyen észrevehetőek, ezt magunk is tapasztalhattuk egy siklóernyős repülés során. Valószínűleg nincs ez másképpen egyéb, hasonló élőhelyen fészkelő fokozottan védett faj, mint például a hamvas rétihéja (*Circus pygargus*) vagy a túzok (*Otis tarda*) esetében sem.

*

Köszönetnyilvánítás – A kutatásokat a Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium Vadászati és Halászati Főosztálya támogatta. Köszönettel tartozunk továbbá a Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóságnak a kutatási engedélyek kiadásáért, illetve a Dévaványai TK munkatársainak a terepvizsgálatokhoz nyújtott segítő közreműködésért.

Irodalomjegyzék

Altenburg, W., Bruinenberg-Risnma, J., Wildschut, P. & Ziljstra, M. (1987): Colonization of a new area by the Marsh Harrier (Circus aeruginosus). – *Ardea* **75**(2): 213–220.

Bavoux, C., Burneleau, G., Leroux, A. & Nicolau-Guillaumet, P. (1989): Le busard des roseaux Circus a. aeruginosus en Charente-Maritime (France). II. Chronologie et parametres de la reproduction. – *Alauda* **57**: 247–262.

Dijkstra, C. & Zijlstra, M. (1997): Reproduction of the marsh harrier Circus aeruginosus in recent land reclamations in the Netherlands. – *Ardea* **85**: 37–50.

Paton, P. W. (1994): The effect of edge on avian nest success: How strong is the evidence? – *Conservation Biology* **8**: 17–26.

Picman, J., Milks, L. M. & Leptich, M. (1993): Pattern of predation on passerine nests in marshes: effects of water depth and distance from edge. – *Auk* **110**: 89–94.

Schipper, W. J. A. (1977): Hunting in three European harriers (Circus) during the breeding season. – *Ardea* **65**: 53–72.

Simmons, R. E. (2000): *Harriers of the World – their behaviour and ecology.* – Oxford University Press.

Witkowski, J. (1984): Breeding biology and ecology of the marsh harrier Circus aeruginosus in the Barycz valley, Poland. – *Acta Ornithologica* **25**: 223–320.

The effect of predation on the reproduction of a ground nesting raptor species

Tóth, L., Palatitz, P. and Bera, M.

Department of Wildlife Biology and Management, Szent István University
H-2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1, Hungary

Abstract: The impact of nest predation on the reproductive success of Marsh Harrier (*Circus aeruginosus*) was studied during 2001–2002 in the Körös–Maros National Park, Eastern Hungary. The majority of pairs bred in unique marshy habitats, i.e. in excavation pits, covered by reeds and/or bulrushes. The rest of pairs built their nest in agricultural habitats (croplands) and in grasslands. In 2001, 26 nests were studied, from which 23 were built in excavation pits while 3 were detected in croplands. That year the predation rate was extremely high in the case of pairs breeding in croplands, all of their clutches (100%) were destroyed by predators during the incubation. Pairs breeding in the pits suffered 26% predation, the difference was significant. In 2002 all nests (n = 23) were built in reed-beds of pits, 13 out of them (57%) were predated during the incubation period. Comparing the predation rates (26% and 57%) of pit breeder pairs of the two years, the difference is also significant. According to our results the predation rate of clutches or broods is affected considerably by the nest site selection of harriers. However, predation pressure can differ between years. For the Marsh Harrier the critical period is the incubation, and predatory birds cause the majority of losses.

Key words: *Circus aeruginosus*, Marsh Harrier, nest site selection, predation, reproduction

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 559–566, 2004

A hörcsög *(Cricetus cricetus)* magyarországi elterjedésének változása az elmúlt 50 év alatt

Bihari Zoltán

Debreceni Egyetem, Természetvédelmi Állattani és Vadbiológiai Tanszék
4032 Debrecen, Böszörményi út 138
E-mail: bihari@helios.date.hu

Összefoglaló: A hörcsög az Európai Unióban fokozottan védett, különlegesen veszélyeztetett faj, Magyarországon azonban mezőgazdasági kártevőként tartják számon. Békés és Hajdú-Bihar megyében valóban hatalmas gradációit figyelhettük meg az elmúlt években, ami azonban elterelte a figyelmet a faj dunántúli helyzetéről. Az 50 évvel ezelőtti összefüggő dunántúli állomány mára feltöredezett, és csak néhány elszigetelt populáció maradt, míg a megyék többségéből teljesen eltűnt. A hörcsög kelet- és nyugat-magyarországi helyzete közötti különbség az eredendően meglévő domborzati és éghajlati eltéréseken túl a mezőgazdasági viszonyoknak és az erdősültségnek is köszönhető. A dunántúli areája soha nem volt összefüggő, így a rágcsálóirtó szerek alkalmazása és más tényezők időbeli egybeesése okozhatta a helyi kipusztulásokat, ugyanis a földrajzi és ökológiai akadályok okozta elszigeteltség megakadályozta a rekolonizációt. Félő, hogy a még meglévő szigetszerű előfordulások a jövőben megszűnhetnek. Erre utal az itt élő hörcsögpopulációk gyenge volta, annak ellenére, hogy a faj amúgy magas szaporodási rátával rendelkezik. A külföldi példák kell hogy figyelmeztessenek bennünket, hogy a természetvédelemnek a jövőben komolyan figyelni kell a faj helyzetére és folyamatos monitorozása elengedhetetlen.

Kulcsszavak: *Cricetus cricetus*, elterjedés, mezőgazdasági kártevő, rágcsáló

Bevezetés

A hörcsögöt (*Cricetus cricetus*) egész Európában úgy tekintették korábban, mint egy rendkívül veszélyes mezőgazdasági kártevőt. Az utóbbi évtizedekben azonban elterjedésének nyugati peremén, Franciaország (Elzász), Belgium, Hollandia és Németország területén rendkívüli mértékben megfogyatkozott (Jordan 2001). A mezőgazdasági gazdálkodás változásának, a mérgek használatának, az egymástól távoli területek elszigetelődésének köszönhetően a hörcsög mára a kipusztulás szélére jutott a nyugati országokban. A faj védelme érdekében szigorú intézkedéseket vezettek be, mely törvényi és gyakorlati védelmet egyaránt jelent. A hörcsög ma a Berni Egyezmény által szigorúan védett faj, melyet a 2-es függelékben sorolnak fel. Az EU Habitat direktívájában a 4-es függelékben található. Előfordulási helyén majdnem minden országban védett, illetve fokozottan védett státust élvez.

Az utóbbi évek megfigyelései szerint Magyarországon is több helyről eltűnt a hörcsög, és a Dunántúlon csak szigetszerű előfordulásai maradtak meg. Ezek a figyelmeztető jelek szükségessé tették, hogy részletes vizsgálatok történjenek a faj elterjedését és státusát illetően.

Módszerek

A kutatást egész Magyarország területére kiterjesztettem. Összegyűjtöttem az általam ismert, eddig publikált valamennyi hörcsög-előfordulási adatot, melyet számítógépen összesítettem (1. táblázat).

Felhasználtam a Növényvédelmi Információs rendszer (NIR) adattárát. Magyarországon ugyanis rendelet írja elő, hogy a hörcsög denzitását a „hörcsög-fertőzött" megyékben monitorozni kell, hogy előre jelezhető legyen az esetleges gradáció. Megkerestem a 19 megyében a Megyei Növényvédelmi és Agrokémiai állomás fő előrejelzőit, akiktől szóban, illetve részben írásban kaptam tájékoztatást a megyei hörcsög-előfordulásokról.

2001–2002-ben végigjártam minden olyan megyét, ahol a hörcsög korábban előfordult, de jelenlegi előfordulása nem ismert. Az utak mentén található lucernaföldeken 300 m-es hosszúságú bejárásokat végeztem, és felmértem a hörcsöglyukak számát. Közel 250 lucernaföldet ellenőriztem ilyen módon. Ezeken a területeken traktorosokkal is elbeszélgettem, mivel ők ismerik legjobban a helyi viszonyokat (1. ábra).

1. táblázat. A publikált hörcsög előfordulási adatok megoszlása. (Csak azok, ahol lelőhelyként legalább a település neve szerepel és a dátum is ismert)

Vizsgált évek	előfordulási adatok száma
1700-as évek	1
1800-as évek	4
1900–1949	17
1950–1959	9
1960–1969	49
1970–1979	25
1980–1989	12
1990–2002	13
Összes publikált adat	130

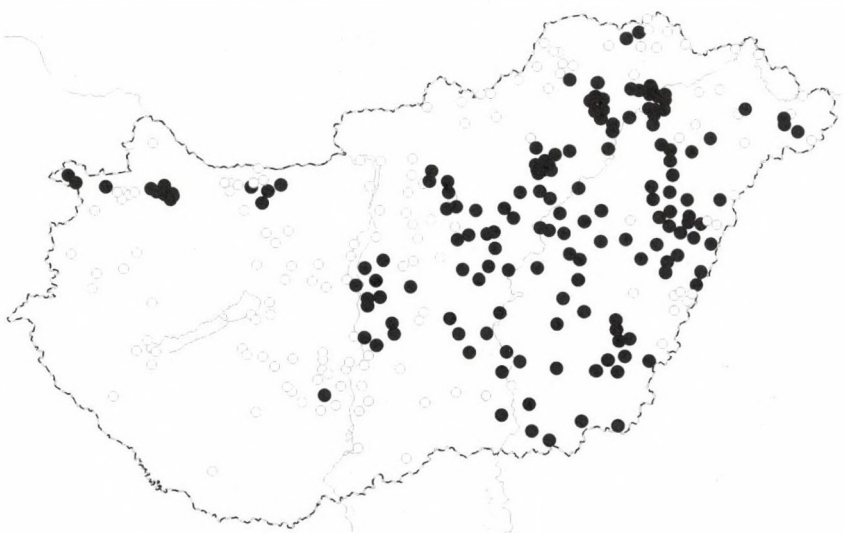
Az adatokat Excel adatbázisban összegeztem és a rendelkezésre álló ismeretek alapján három térképet készítettem el: 1950 előtti, 1950–1980 közötti és 2000–2002 között, a jelenlegi előfordulást ábrázoltam. A térképeken a lehetséges előfordulási helyek közül kivettem a települések, erdők és a vízfelületek területét, melyeken nyilván nem fordulhatnak elő hörcsögök. A hörcsög előfordulása térben és időben is jelentős változásokat mutat, ezért tartottam indokoltnak a választott szélesebb időintervallumokat, illetve a rendelkezésre álló adatok sem tettek lehetővé részletesebb elemzést.

Eredmények

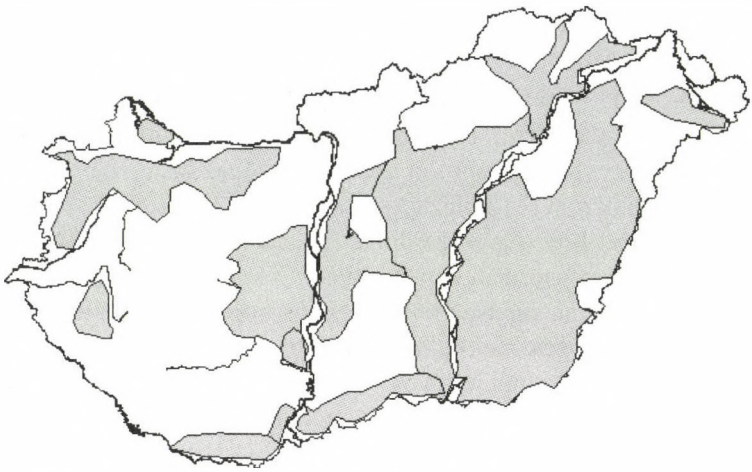
A hörcsög soha nem tartozott hazánk különleges, vagy ritka állatai közé, ezért nagyon kevés kutató volt, aki érdemesnek találta, hogy ha írt is róla, akkor pontos lelőhelyéről beszámoljon. Mint gyakori mezőgazdasági kártevőről, csak általánosságban szóltak róla (1. táblázat).

Az első pontos hörcsög-előfordulási adat 1797-ből való Mezőkövesdről (Horváth 1918). Sajnos azonban az azt követő, XIX. századi, mindössze néhány adat alapján nem vagyunk képesek rekonstruálni, hogy pontosan mely területeken élhettek hörcsögök, és azok mekkora állományt alkottak. Az első átfogó ismeretekkel csak a II. világháború utáni évekből rendelkezünk. A növényvédelmi állomások adatai alapján tudjuk, hogy a legnagyobb felszaporodások az 1952 (Nechay *et al.* 1977), 1959–1961 (Manninger & Kacsó 1961), 1968–70 (Kovács & Szabó 1971), 1983–84 (Kalotás 1988), 1989 (Mohai & Benedek 1990) és 1997-es években voltak. Hajdú-Bihar megyében már 1966-tól kezdődően a legfontosabb mezőgazdasági kártevőként tartják számon (Szabó 1968). 1967-ben a legtöbb kárt okozó állatok sorrendje a megyében a következő volt: szövőlepke, burgonyabogár, hörcsög. 1968-ban már 78 000 ha-on folyt ellene a védekezés (Kovács & Szabó 1971).

Az 1950 előtti években a hörcsög esetenként nagy gradációkat mutatott, majd erőteljes visszaesések voltak megfigyelhetők. Ez a periodicitás azóta is jellemző a hörcsögre. A 2. ábrán jelzett állapot a legszélesebb elterjedést mutatja,



1. ábra. A 2001–2002 között végzett területbejárás során vizsgált területek. Üres körrel jelezve azok a települések, melyek határában korábban élt, de most nem kimutatható, sötét körrel jelölve melyek határában sikerült hörcsögöt kimutatni.

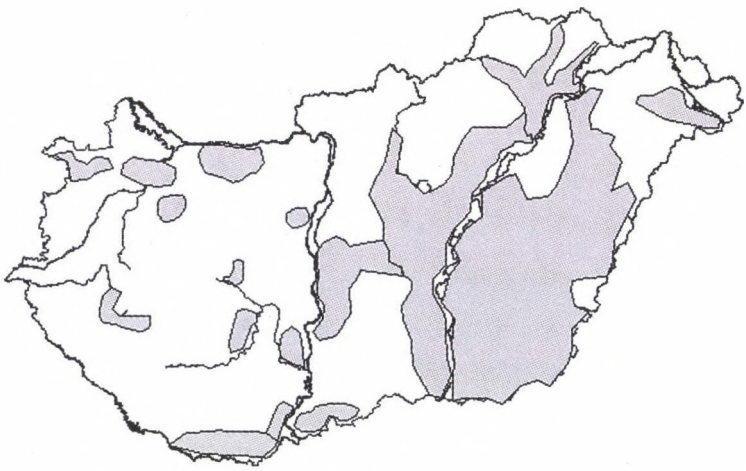


2. ábra. A hörcsög 1950 előtti rekonstruált elterjedési területe (sötéttel).

mely természetesen időnként szűkült. Jól látható azonban, hogy szinte az egész Alföld, valamint a dunántúli mezőgazdasági területek összefüggő elterjedési területet képeztek.

Az 1950–1980 között – az Alföld kivételével – kissé szűkült a hörcsög elterjedési területe (3. ábra), ugyanakkor az Alföldön a gradációk egyre erőteljesebbek voltak. A Dunántúlon a fragmentálódás is megfigyelhető.

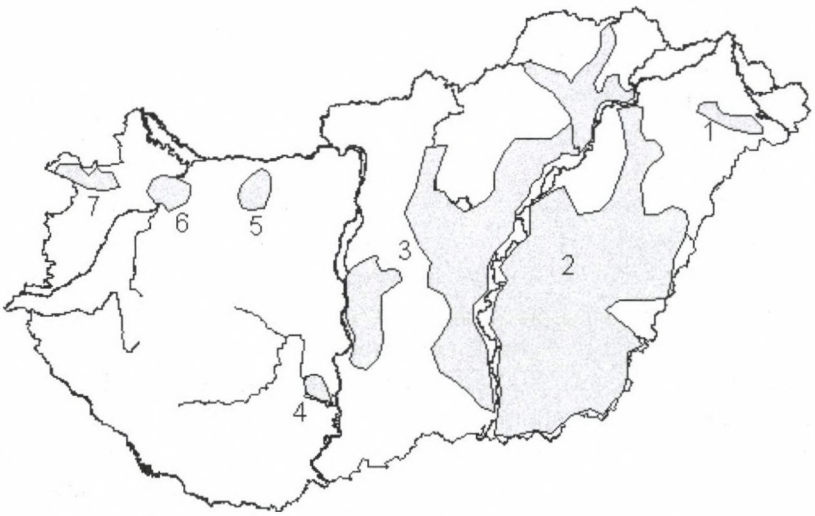
Jelenleg a hörcsög 13 megyében fordul elő (4. ábra), de csak 5–6 megyére szorítkozik jelentősebb károkozása. Ezeken a helyeken mérgezik, illetve csapdá-



3. ábra. A hörcsög 1950–1980 közötti elterjedési területe (sötéttel).

val fogják őket. 2000-ben csak Békés megyében 100 000 ha-on védekeztek ellene. Kelet-Magyarországon rendkívül elterjedt a hörcsög csapdázása, mely nem védekezési célzattal történik, hanem a megnyúzott bőrt adják el az ún. „hörcsög-tőrözők", és a hörcsögmentesítés ennek csak mintegy „mellékterméke". A csapdázás mára az egyik legfontosabb védekezési módszerré vált. Saját becslés alapján, 2001-ben 500 000 hörcsögbőr került piacra.

Jelenlegi hazai elterjedési területén a hörcsög hét, térben jól elkülönült állományt alkot. Kelet felől számozva, ezek a következők: (1) Szamos-menti állomány: folyamatosan zsugorodó elterjedési terület jellemzi. Kedvezőtlen talajtípusú és talajvizű területen van. A változó mezőgazdaság és a kedvezőtlen időjárás veszélyezteti. (2) Tiszántúli és Tiszai-Alföldi állomány: hatalmas területen található Közép-Európa legerősebb populációja. Rendszeresen megfigyelhetők nagy gradációk. A hörcsög itt kártevő, de az irtás ellenére is rendkívül életképes az állomány. Összességében szinte semmi nem veszélyezteti a kiváló adottságú területen. A helyi kihalások révén megüresedő táblák a környező területekről gyorsan benépesülnek. (3) Duna–Tisza közi állomány: a Hernádtól a Jászságig húzódó részen, valamint Kecskemét környékén gradációra hajlamos, erős állomány él. A homokos területekről és a peremterületekről visszaszorulóban van. A Tisza valószínűleg erős akadályként jelentkezik a keleti területek felé. (4) Tolnai állomány: rendkívül gyenge, elszigetelt populáció. Folyamatosan zsugorodó területen, kis létszámú, hosszú távon életképtelen populáció, melyet a mérgezések, az elszigeteltség és valószínűleg a rókák túlszaporodása is komolyan veszélyeztet. (5) Komáromi állo-



4. ábra. A hörcsög jelenlegi (2002) elterjedési területe (sötéttel).

mány: az utóbbi években úgy tűnik, hogy elszakadt a Rába menti állománytól. Így ez a folyamatosan zsugorodó populáció mára csak néhány település határába szorult vissza. Kedvező időjárás esetén még lenne esély, hogy ismét egyesüljenek a Kisalföld elszigetelt populációi. (6) Rába menti állomány: kedvező adottságú területeken él, ez a Dunántúl legnépesebb populációja. Az időjárás függvényében fluktuál az egyedszámuk. A mérgezés és a változó mezőgazdaság veszélyeztetheti hosszú távon. Jelenleg még stabil a mérete. (7) Sopron–fertődi állomány: nagyon gyenge, kis egyedszámú populáció. A kedvezőtlen környezeti adottságok és az emberi hatások kedvezőtlen egybeesése esetén várható a területről való eltűnésük. Veszélyeztetett állomány.

Több megyéből, ahol nem túl kiterjedt területen folyik földművelés, kipusztult a hörcsög. A kipusztult populációk a következők (zárójelben feltüntetve az utolsó előfordulás helyét, idejét és körülményeit): Baranya megye (Aranyosgadány, 1967), Fejér megye (Pákozd, 1970-es évek), Somogy megye (Siófok, 1987), Veszprém megye (Pápa, 2001, egy elpusztult egyed), Zala megye (Fenékpuszta, 1992, megfigyeltek 2 példányt).

Értékelés

Magyarországon a hörcsög nem védett, bár elterjedési területe jelentősen csökkent az elmúlt néhány évtizedben. Az okok között számos tényező megemlíthető. A Dunántúlon Zala, Vas, Somogy, Baranya, Veszprém, Fejér megye soha nem nyújtott optimális élőhelyi feltételeket a hörcsög számára. A nagyfokú erdősültség, a dombos területek nem kedveznek a nagyüzemi nagytáblás mezőgazdaságnak, és így a hörcsögnek sem. A korábbi hatalmas gradációk alkalmával települtek be ide a hörcsögök, melyek az egymást követő kedvező időjárási viszonyoknak köszönhetően tartósan megtelepedtek. Az utóbbi idők hörcsög számára kedvezőtlen időjárási viszonyai, társulva egyéb körülményekkel, okozták az elterjedési terület csökkenését. A hörcsög-gradációkat mindenek előtt a kedvező időjárási körülmények segítik. Ha nem megfelelők a csapadékviszonyok és a téli időjárás, akkor az egyéb káros külső tényezőkkel egybeesve ez radikálisan csökkentheti a hörcsögök egyedszámát. Ezek az egyéb káros hatások a következők lehetnek: (i) vegyszeres mérgezések; (ii) vetésszerkezet megváltozása; (iii) szegélyek, menedékek területének csökkenése; (iv) a fő elterjedési területtől való elszigetelődés és fragmentáció; (v) róka elszaporodása.

A mai gyakorlatban hörcsögirtásra elsősorban a gázosító szereket használják, melyeket a járatba kell bejuttatni. Ilyenek a Politanol, a Delicsia készítmények és a Gulyás–Palotás-féle patron. A mezei pockok ellen Tiodánnal védekeznek,

mely a hörcsögre nem jelent halálos dózist a növényvédős szakemberek szerint, de mint méreganyag valószínű, hogy valamilyen formában hat rájuk.

A hörcsög az év során vándorol a különböző mezőgazdasági táblák között, és éppen ott telepszik meg, ahol számára a legkedvezőbbek a feltételek (Bihari & Arany 2001). Különösen fontos a lucerna szerepe, ugyanis ez lehet a táplálékszegény időszakokban a menedékhelyük. Az utóbbi időben az állattartási kedv csökkenésével összefüggésben csökkent a lucerna vetési területe, ami kedvezőtlenül érintette a hörcsögöket. A betakarítás utáni azonnali tarlóhántás az élelemforrásuktól fosztja meg az állatokat.

A szegélyek szintén fontos szerepet játszanak a hörcsögök áttelelésében és kora tavaszi táplálkozásában. Mivel ezek az élőhelyek sok helyről eltűntek vagy lecsökkent a méretük, ezért a hörcsög túlélési valószínűsége is csökkent ezeken a területeken.

A kis lokális populációk elszigetelődése rendkívül komoly oka annak, hogy a jövőben várhatóan újabb területekről tűnhet el a hörcsög. A hörcsög rendkívül kedvezőtlen feltételek között, folyamatos környezeti nyomás alatt él, ahol rendszeresen előfordulnak kihalások, szükségszerű elvándorlások, majd újranépesülések. A fragmentált, létszámában legyengült populációkat érzékenyen érinthetik a helyi haváriák. Az ily módon elpusztuló állatok megüresedett helyét nem tudják feltölteni újonnan betelepülők. Ez egy öngerjesztő folyamattá válhat, mikor azért nem történik rekolonizáció, mert távoliak a szomszéd kolóniák, és azért egyre távollibbak, mert a köztes területek nem képesek újra népesülni.

A hörcsög hazai helyzete összességében nem ad okot aggodalomra. Azonban, ha csak a faj dunántúli helyzetét vizsgáljuk, akkor komolyan veszélyeztetett. Félő, hogy a körülmények kedvezőtlen összejátszásának következtében akár el is tűnhet innen. A hörcsög számos védett és nem védett ragadozó számára táplálékot jelent. Különösen jelentős szerepe van a nagy termetű ragadozó madarak táplálkozásában. Figyelmeztető lehet az ürge példája, mely, néhány évtized alatt kártevőből védett, megritkult, visszatelepítendő rágcsálóvá vált. A kipusztulás megakadályozására a következő teendők elengedhetetlenül fontosak: (1) A hörcsögnek részleges védettséget kell biztosítani a Dunántúlon, míg attól keletre továbbra sem lenne védett. (2) A kis populációkat folyamatosan monitorozni kell. (3) Az erős populációkban vizsgálni kell a faj ökológiai igényeit, különös tekintettel a mezőgazdasági művelési módokra. (4) Meg kell indítani a kísérletek végzését, hogyan lehet a jövőben visszatelepítéseket végrehajtani.

*

Köszönetnyilvánítás – A kutatást az OTKA F 037914 számú pályázata támogatta. Köszönet illeti a Megyei Növényegészségügyi és Talajvédelmi Állomások dolgozóit, hogy készségesen segítettek az elterjedési adatok összegyűjtésében.

Irodalomjegyzék

Bihari, Z. & Arany, I. (2001): Metapopulation structure of common hamster (Cricetus cricetus) in agricultural landscape. – *Jahrb. Nassau. Vereins Naturk.* **122**: 217–221.

Horváth, G. (1918): Kitaibel Pál állattani megfigyelései. – *Ann. hist.-nat. Mus. natn. Hung.* **16**: 1–26.

Jordan, M. (2001): Reintroduction and restocking programmes for the Common Hamster (Cricetus cricetus) – issues and protocols. – *Jahrb. Nassau. Vereins Naturk.* **122**: 167–177.

Kalotás, Zs. (1988): *Hörcsög (Cricetus cricetus Linné, 1758).* – kézirat.

Kovács, V. & Szabó, L. (1971): A hörcsög (Cricetus cricetus L.) Hajdú-Bihar megyei elszaporodása, a védekezés lehetőségei és azok értékelése. – *Növényvédelem* **7**(2): 77–80.

Manninger, G. A. & Kacsó, A. (1961): Védekezés a hörcsög (Cricetus cricetus L.) kártétele ellen. – In: A növényvédelem időszerű kérdései, pp. 23–31.

Mohai, Gy. & Benedek, P. (1990): Fontosabb szántóföldi kultúrák növényegészségügyi helyzetének alakulása 1989-ben I. – *Növényvédelem* **21**(3): 112–117.

Nechay, G. (2000): Status of Hamsters Cricetus cricetus, Cricetus migratorius, Mesocricetus newtoni and other hamster species in Europe. – In: *Nature and environment*, No. 106. Council of Europe Publishing.

Nechay, G., Hamar, M. & Grulich, I. (1977): The Common Hamster (Cricetus cricetus L.): a review. – *EPPO Bull.* **7**(2): 255–276.

Szabó, L. (1968): *A hörcsög kártétele és az ellene való védekezés Hajdú-Bihar megyében.* – Diplomadolgozat, Debrecen, 31 pp.

Changes in the distribution of Hamster (*Cricetus cricetus*) in Hungary during the past fifty years

Bihari, Z.

University of Debrecen
H–4032 Debrecen, Böszörményi út 138, Hungary

Abstract: The Common Hamster is a frequent and common species in Hungary east of the Danube river. However, some populations in Transdanubia (W Hungary) are isolated and truly endangered. The species has disappeared from large areas due to direct control or as an indirect consequence of pesticide use or because of the changes in the structure and technologies of agriculture. Rapid changes in the structure of agricultural production and terminating the traditional methods of harvesting and tilling could lead to sudden extinction. The possible immediate reasons of extinction such as hibernation mortality, reduction in food supply, isolation of populations, and the influence of inbreeding are subjects of current research and discussion. The preservation of the isolated populations requires maintaining certain cultures of plants, which are important for the survival of hamster. The article suggests that an urgent examination of the situation and monitoring of the changes of populations should be a priority.

Key words: agricultural pest, *Cricetus cricetus*, distribution, rodent

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 567–570, 2004

Az eurázsiai hód (*Castor fiber*) visszatelepítése Magyarországon

Bozsér Orsolya

Nyugat-Magyarországi Egyetem, Vadgazdálkodási Intézet
9400 Sopron, Ady Endre u. 5., E-mail: orsolya.bozser@emk.nyme.hu

Összefoglaló: Az eurázsiai hód (*Castor fiber*) a 19. század közepére kipusztult Magyarországon a kíméletlen vadászat következtében. Hazai visszatelepítését a WWF Magyarország kezdeményezte az 1990-es évek közepén, melynek célja az ártéri ökoszisztémák sokféleségének növelése. Élőhely alkalmassági felmérések készültek a Duna-Dráva Nemzeti Park Gemenci Tájegységén, a Tisza mentén Tiszabecs és Tiszafüred között, illetve a Közép-Tiszai Tájvédelmi Körzet területén, majd többnyire(!) a felmérések alapján került sor a hód visszatelepítésére Gemencen, a Hanságban, a Szatmár-Beregi Tájvédelmi Körzetben, és a Tisza mentén Tiszalúc közelében.

Kulcsszavak: *Castor fiber*, élőhely-értékelés, visszatelepítés, Magyarország

Az eurázsiai hód (*Castor fiber*) kis híján kipusztulásig folytatott vadászata miatt Európa országainak zömében eltűnt az Óvilág legnagyobb rágcsálója. A feljegyzések szerint Magyarországon a hód vadászata egészen 1854-ig tartott. A Komárom megyei Ács közelében lőtték az utolsó példányt. Ezt követően már csak egy-egy állatot láttak 1856-ban Pozsony mellett, 1858-ban Ácsnál a Duna mellett, 1865-ben pedig Zimony közelében a Duna és Száva szigetein. Annak ellenére, hogy a kipusztulást megelőzően nem készültek felmérések a faj hazánkban élő állományának nagyságáról, az irodalmi utalások szerint a hód gyakori volt a Kárpát-medence teljes területén, amire településnevekből is következtethetünk (Hódmezővásárhely, Hodász, Nagyhodos, Kishodos, Bobró, Brébfalva, Bebrina) (Bozsér 2001, Brehm 1989).

A hód hazai kipusztulását követően a faj újbóli megtelepedésére alkalmas vizes élőhelyek sok helyütt megmaradtak. Azonban a természetes bevándorlás lassú folyamat, így bizonytalan, hogy mennyi idő alatt érné el Magyarország távolabbi területeit. Ezért találhatott támogatásra a WWF Magyarország azon kezdeményezése, amely a hód visszatelepítését tűzte ki célul. A visszatelepítési program célja az ártéri ökoszisztémák sokféleségének növelése. Ebből a szempontból különös jelentőséggel bír, hogy a hód „ökoszisztéma mérnök" faj (Jones *et al.* 1994), így jelentős szerepe lehet más fajok életfeltételeinek megteremtésében is.

A potenciális visszatelepítési helyszínek felvázolása után hódélőhely alkalmassági felmérés készült a Duna–Dráva Nemzeti Park Gemenci Tájegységére, a Felső-Tisza vidékére, a Közép-Tiszai Tájvédelmi Körzetre, a Bodrogzugra, a Tak-

taközre és a Tisza Tiszabercel és Tiszafüred közötti szakaszára. A hazai vizes élőhelyekre még nem készült hódélőhely alkalmassági modell, és az elmúlt évek tapasztalatai alapján bebizonyosodott, hogy az észak-amerikai (Allen 1983), valamint az egyetlen – Svájcban készült – európai modell (Hintermann & Weber 1997) csak módosítva, vagy egyáltalán nem alkalmazható Magyarországon. Gemencen a WWF Magyarország még az Allen-féle modell alapján készítette az élőhely alkalmassági vizsgálatot. Ezzel szemben a Tiszán – megfelelő hódélőhely alkalmassági modell hiányában – egy olyan eljárást alkalmaztam, amelyet Európában többnyire a modell eredményét kiegészítő módszerként vesznek igénybe (Parker *et al.* 1998), de amely helyettesítheti is a modell használatát (Schwab G. személyes közlés). A módszer szerint a vizes élőhelyek alkalmasságát adott szempontok szerint történő egyszerű terepi szemle alapján is fel lehet mérni. A Tisza mentén a potenciális hódélőhelyek értékelését az évekkel ezelőtt Gemencen visszatelepített hódállomány élőhelyválasztását nagymértékben meghatározó szempontok alapján végeztem, melyek a következők: a vízszintingadozás mértéke, a szabad vízfelület nagysága, a vízfolyás vagy állóvíz mélysége, a partoldal jellege (magasság, talaj), az alapvető téli táplálékforrást jelentő preferált fás szárú növényfajok mennyisége, kora és megközelíthetősége, továbbá települések közelében vagy nem védett területen a zavarás mértéke. Az egyes vizes élőhelyek fenti szempontok szerint történő értékelése után azokat a nagyobb összefüggő területeket javasoltam hód-visszatelepítés céljából, ahol adott a természetes összeköttetés (ökológiai folyosó) az egymás közelében elhelyezkedő telepítésre alkalmas élőhelyek között. Az élőhely-értékelés eredményei alapján csak a visszatelepítésre alkalmas területeken kezdődött meg a WWF hód-visszatelepítési programjának megvalósítása.

Az áttelepítésre szánt hódok több hétig tartó csapdázással rendszerint Ausztriában és Bajorországban kerülnek befogásra. Ezekben az országokban az elmúlt évtizedek folyamán stabil helyi populációk alakultak ki, így a befogások nem veszélyeztetik az állományokat. A hazai vizes élőhelyekhez hasonló ökológiai környezetben élő hódok kiválóan alkalmasak a magyarországi áttelepítésre.

A visszatelepítést éveken át tartó monitoring tevékenység követi, amelynek keretében adatgyűjtés folyik az állatok élőhely- és táplálékhasználatáról, valamint az esetleges territórium elhagyások és pusztulások okairól (pl.: üregrendszer összeomlása, tartós elöntés vagy vízszintcsökkenés, varsába akadás). Az éves hódmonitorozás csak az előfordulásokról ad megbízható információt, viszont az érintkező territóriumok lehatárolása, valamint a szaporulat és a pontos egyedszám meghatározása további vizsgálatokat igényel (közvetlen megfigyelés, rádiótelemetriás nyomon követés). A territóriumok száma alapján az egyedszámot a 3,5 egyed/territórium szorzó segítségével lehet becsülni (Sieber J., Schwab G. személyes közlés).

Az élőhely-értékelés eredményei alapján 1996 és 1998 között a WWF 32 hódot bocsátott szabadon tíz különböző visszatelepítési helyszínen Gemencen, és 2001–2002-ben 10 hódot telepített a Szatmár–Beregi Tájvédelmi Körzetben. Eközben a WWF ausztriai szervezete (előzetes élőhelyfelmérés nélkül) 14 hód kihelyezésével támogatta a Fertő–Hanság Nemzeti Park hódtelepítési törekvéseit. A Közép-Tiszai Tájvédelmi Körzet, a Taktaköz és a Bodrogzug önmagában nem bizonyult megfelelőnek hód-visszatelepítés szempontjából, viszont Tiszabercel és Tiszafüred között a Tisza egy szakaszán viszonylag koncentráltan fordultak elő a hód megtelepedése szempontjából alkalmas élőhelyek. A tiszai hódtelepítés gyakorlati megvalósítása 2002 őszén kezdődött el, ekkor 15 hódot bocsátottak szabadon a Tiszalúci Holt-Tiszában.

A fenti felsorolásban nem említettem meg, hogy 1991. és 1993. között engedély nélkül érkeztek hódok hazánkba (Tisza-tó) a bajorországi Bad Kissingen Vadasparkból, ám később kiderült, hogy ezek nagy valószínűséggel kanadai hódok (*Castor canadensis*) voltak (Schwab G. személyes közlés). A Hortobágyi Nemzeti Parknál 2000 telén kezdeményeztem a Tisza-tavon élő hódok vizsgálatát. Egy szubadult példányt sikerült befogni, és a levett vérmintán elvégzett enzimteszt igazolta a feltételezést, miszerint kanadai hódokat bocsátottak szabadon a Tiszafüredi Madárrezervátumban. A befogott kanadai hód a Budapesti Állatkertben került elhelyezésre, a Tisza-tavon pedig azóta nem észleltek hódnyomokat (Gál L. személyes közlés).

Végül fontos megemlíteni a hódok természetes visszatelepedését (Szigetköz, Zala megye), hiszen a hazai hódállomány közel felét az így bevándorló állatok alkotják (1. táblázat).

Az egyedi jelölés hiányában a visszatelepített állatok sorsát nem lehet egyedenként nyomon követni. A monitorozás eredményei alapján a szabadon bocsátott állatok többnyire elhagyták a visszatelepítés helyszínét, és attól távolabb telepedtek meg. Gemencen a visszatelepített hódállomány egyharmada elhagyta a Duna

1. táblázat. A hódok megjelenésének időpontja, a telepített egyedek száma, valamint állományainak mérete 2001/2002 telén Magyarországon (Czabán D., Dobos P., Lelkes A. és a szerző alapján).

Helyszín	A hódok megjelenésének időpontja	A telepített egyedek száma	Territóriumok száma / becsült egyedszám
Gemenc	1996–1998	32	12 / 42
Szatmár	2001–2002	10	?
Hanság	2000–2001	14	8 / 28
Szigetköz	1985-től	–	8 / 28
Zala megye	1997-től	–	4 / 14
Tisza (Tiszalúc)	2002	15	–
Tisza-tó	1991–1993	7	–

árterét is. Bár a szaporulat nagyságát nem ismerjük, a területiumok számának növekedése, és az állományok lassú terjeszkedése figyelhető meg.

Zurowski és Kasperczyk (1988) tanulmányában azt állítja, hogy kevesebb, de több példányt számláló állomány egymástól kis távolságra való telepítése a legcélravezetőbb egy életképes populáció kialakítása szempontjából. Hazánkban ezzel szemben egymástól nagy távolságokra fekvő területeken viszonylag kis egyedszámú állományokat telepítettek vissza. Ezért célszerű lenne, ha a soron következő telepítések a programba már korábban bevont területeken vagy azok közelében valósulnának meg (természetesen kellő körültekintéssel a „rátelepítések" elkerülése végett).

Irodalomjegyzék

Allen, A. W. (1983): *Habitat suitability index models – beaver.* – Fish and Wildlife Service, Washington, DC.

Bozsér, O. (2001): *Hódok az Óvilágban.* – WWF-füzetek, 19.

Bozsér, O. (2002): Hódélőhely alkalmassági felmérés a Bodrogzugban, a Taktaközben és a Tisza Tiszabercel–Tiszafüred közötti szakaszának holtágain és mellékfolyóin. – WWF, kézirat.

Brehm, A. (1989): *Az állatok világa.* – ÁKV-Maecenas, Budapest.

Hintermann & Weber, A. G. (1997): *Das bewertungsmodell für die aktuelle Bibertauglichkeit Gewässernetzes.* – Pro Natura Baselland, Rodersdorf.

Jones, C. G. & Lawton, J. H. & Shachak, M. (1994): Organisms as ecosystem engineers. – *Oikos* **69:** 373–386.

Parker, H. & Rosell, F. & Holthe, V. (1998): A gross assesment of the suitability of selected scottish riparian habitats for beaver Castor fiber. Kézirat, Telemark Egyetem, Norvégia.

Zurowski, W. & Kasperczyk, B. (1988): Effects of reintroduction of European beaver in the lowlands of the Vistula basin. – *Acta Theriologica* **33**: 325–338.

Reintroduction of the Eurasian beaver (*Castor fiber*) in Hungary

Bozsér, O.

University of West Hungary, Institute of Wildlife Management
H-9400 Sopron, Ady Endre u. 5, Hungary

Abstract: The Old World's biggest rodent, the Eurasian beaver (*Castor fiber*), disappeared from most of Europe by the middle of the 19th century due to heavy hunting. The reintroduction of this species in Hungary was initiated by WWF Hungary in the mid-1990s. On the basis of habitat evaluations, the Middle Tisza Landscape Protected Area, the Taktaköz and the Bodrogzug were judged to be unsuitable for beaver reintroduction. Nevertheless, beaver reintroductions were carried out in Gemenc, Hanság and Szatmár–Bereg, and reintroduction was started on the Tisza river at Tiszalúc in October 2002.

Key words: *Castor fiber*, habitat evaluation, reintroduction, Hungary

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 571–586, 2004

Az északi pocok (*Microtus oeconomus*) populációk hazai kutatottsága

Gubányi András[1], Horváth Győző[2] és Mészáros Ferenc[1]

[1]*Magyar Természettudományi Múzeum, Állattár, 1088 Budapest, Baross u. 13.*
E-mail: gubanyi@zoo.zoo.nhmus.hu, meszaros@zoo.zoo.nhmus.hu
[2]*Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Zootaxonómiai és Szünzoológiai Tanszék*
7624 Pécs, Ifjúság u. 6. E-mail: horvath@ttk.pte.hu

Összefoglaló: Az északi vagy patkányfejű pocok, *Microtus oeconomus* (Pallas, 1776) egyetlen magyarországi képviselője a *Microtus oeconomus méhelyi* (Éhik, 1928), amely hazánk legritkább pocok al(faja), 1974 óta védett, 2001-től fokozottan védett, vörös könyves, szerepel a Berni Egyezmény III. Függelékében. Populációi jégkorszaki reliktumként maradtak fenn, jelezve a holarktikusan elterjedt faj déli areahatárát. A hazai természetvédelem számára is használható északi pocokkal kapcsolatos ökológiai alapkutatások csak az utóbbi években indultak meg. Nem ismerjük a faj hazai populációinak dinamikáját, élőhelyválasztását és -használatát, így az északi pocok sikeres védelmének megvalósításához részletesebb ökológiai alapkutatások szükségesek. A hazai zoológiai irodalom és saját vizsgálati eredményeink összegzése és értékelése alapján megfogalmaztuk azokat a javaslatokat, amelyek a faj populációinak megőrzésére irányulhatnak.

Kulcsszavak: elterjedés, Hanság, kezelési tervek, Kis-Balaton, *Microtus oeconomus*, sziget-biogeográfia, Szigetköz, természetvédelem

Bevezetés

Az északi vagy patkányfejű pocok, *Microtus oeconomus* (Pallas, 1776) egyetlen magyarországi képviselője a *Microtus oeconomus méhelyi* (Éhik, 1928), amely hazánk legritkább pocok al(faja), 1974 óta védett, 2001-től fokozottan védett (KÖM 13/2001. (V. 9.)), vörös könyves, szerepel a Berni Egyezmény III. Függelékében. Populációi jégkorszaki reliktumként maradtak fenn, jelezve a holarktikusan elterjedt faj déli areahatárát. Hazánk területén – a szórványos és bizonytalan adatoktól eltekintve – jelenleg három nagyobb térségben ismert előfordulása, a Szigetközben, a Tóköz–Fertő–Hanság, valamint a Kis-Balaton területén. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer 1999–2000-től kiemelt alprojektként tervezi a faj populációszintű kutatását, és a fent említett térségekben a monitorozásra alkalmas mintaterületeken elkezdődtek az elevenfogó csapdázáson alapuló vizsgálatok.

A *M. oeconomus* holarktikus elterjedése és így az északi, hidegebb területeken megtalálható gyakorisága miatt Európában elsősorban a skandináv országok-

ban kutatták különböző szünbiológiai megközelítésekben. Alapvetésnek tekinthető Tast (1966) munkája, amely a faj elterjedési területével, a nyári és téli élőhelyeinek összehasonlításával, szaporodásbiológiájával, territoriális viselkedésével, mozgáskörzetének vizsgálatával, valamint a vele együtt élő más rágcsálók közötti interakciók elemzésével foglalkozott. Vizsgálták továbbá a *M. oeconomus* és a vele koegzisztens, szimpatrikus csalitjáró pocok, *Microtus agrestis* (Linnaeus 1761) élőhelyválasztását és -átfedését is (Tast 1968).

A rágcsálók ökológiájában az egyik legfontosabb kérdés a populációik demográfiai dinamikája, a ciklikusság kérdése, illetve annak vizsgálata, hogy a populációk népességének alakulását mi szabályozza. Henttonen és mtsai (1984) a demográfiai kutatásokkal párhuzamosan a populációkon belüli szociális szerveződéseket, a populációk közötti interakciókat is kutatták.

Az északi pocok skandináv kutatásaihoz hasonló, a hazai természetvédelem számára is használható ökológiai alapkutatások csak az utóbbi években indultak meg (Gubányi *et al.* 2001, Horváth 2001). Nem ismerjük a faj hazai populációinak dinamikáját, élőhelyválasztását és -használatát. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszerben (NBmR) a *M. oeconomus* populációszintű monitorozása önálló projektként szerepel, azonban a faj sikeres védelmének megvalósításához részletesebb, ökológiai alapkutatások is szükségesek.

Jelen munkával elsődleges célunk a hazai zoológiai irodalom északi pocokra vonatkozó adatainak összegzése, értékelése, a publikált és a nem publikált adatok alapján a faj hazai elterjedésének elemzése, valamint az eddigi és saját kutatásaink tapasztalatai alapján javaslatokat tenni a faj populációinak megőrzésére irányuló természetvédelmi kezelésekre.

Anyag és módszer

A *Microtus oeconomus* elterjedésére vonatkozó magyarországi adatok feldolgozásánál figyelembe vettük a leközölt adatok mellett a Magyar Természettudományi Múzeum kutatói által 1974 előtt gyűjtött és az MTM Állattárában elhelyezett nem publikált anyagot, továbbá a 70-es évektől folyt elevenfogó csapdázásokkal történt megfigyeléseket és a nemzeti parkok faunakutatásának keretén belül végzett parazitológiai és emlőstani kutatások eredményeit, ill. Schmidt Egon bagolyköpet-gyűjteményének katalógusát. Ugyanakkor nem dolgoztuk fel azokat a publikációkat, illetve adatokat (Szabó 1969, Schmidt 1973*a*, *b*, Murai 1974, Schmidt 1975, Ambros 1987, Ábrahám *et al.* 1994, Nagy & Pintér 1994, Papp *et al.* 2000, Lanszki & Purger 2001), amelyek nem tartalmaztak elégséges citációs információt (év, példányszám és lelőhely). A faj előfordulására vonatkozó adatokat az 1. táblá-

zat tartalmazza, a mintavétel évének és módjának, valamint amennyiben lehetséges volt, a *M. oeconomus* egyedszámának és relatív gyakoriságának feltüntetésével. Abban az esetben, ha a kimutatott kisemlős közösség teljes egyedszámát nem közölték pontosan a *M. oeconomus* relatív arányát nem tudtuk megadni.

Eredmények és értékelésük

A feldolgozott irodalmi és gyűjteményi adatok egybevetése alapján a *M. oeconomus* kutatottságát összegző 1. táblázat egyes soraihoz (számozás felső indexben) részletesebb megjegyzés, kritikai észrevétel, pontosítás tartozik, amelyek pontokba szedve a következők:

1) A Farmos térségéből származó *M. oeconomus* adatok (Viczián 1933) helyességét eddig nem vizsgálták. Topál 1963-ban írt dolgozatában a *M. oeconomus* Tisza menti előfordulásának cáfolata kapcsán nem említi az idézett szerzőt.

2) Vasvári (1943, 1947) a Kis-Balaton területéről származó ragadozó madarak gyomortartalmának vizsgálatát írta meg. 77 gatyásölyvből 11, míg 20 barna rétihéjából kettő gyomrában talált *M. oeconomus* egyedet, sajnos a szerző nem közli a pontos egyedszámokat. Vasvári felkérésére Hoffmann Sándor, aki a ragadozó madarakat elejtette, kutatást indított a *M. oeconomus* felkeresésére, de ez a kutatás nem járt eredménnyel. Vasvári (1947) a Kis-Balaton északnyugati sarkát, Hévíz és Sármellék határát jelölte meg annak a glaciális reliktum területnek, ahol az északi pocok fennmaradt és feltehetően nagyobb számban előfordul.

3) Bunday és Éhik gyűjtéséből a Kis-Balaton, Diás-sziget területén csak a *M. oeconomus* példányok állnak rendelkezésre a további fogási adatok nem ismeretesek.

4) Schmidt Egon munkájában a Kis-Balaton területéről származó köpetminták két időszakra oszthatók. Az értékelésénél elsőként az 1950–1951-ben gyűjtött anyagot ismertette, majd 10 évvel később három éven keresztül történtek gyűjtések a területen (1961–1963). A két időszak összesített zsákmánylistáját a fajok egyedszámát és relatív gyakoriságát a 2. táblázat tartalmazza. Mivel a két időszak mintanagysága, tehát a begyűjtött köpetek mennyisége eltérő és csak az 1963-as gyűjtés köpetszáma szerepel, ezért a statisztikai összehasonlítás torz eredményt adna.

5) Éhik (1952) nem közölt pontos adatokat az elevenfogó csapdázásról, csak annyit említ, hogy „I worked with 20 live-animal snares during 5 days, getting 1 or 2 *oeconomus* every day". Leírása szerint 1951-ben a területek víz alá kerültek, ami feltételezhető oka volt a *M. oeconomus* gyengébb fogási eredményének.

6) Szunyoghy és Éhik vezetésével 1952-ben két alkalommal összesen 10 éjszaka folyt kisemlős gyűjtés a Kis-Balatonnál, amelynek adatait Szunyoghy (1954)

1. táblázat. A *Microtus oeconomus* kutatások eredményei a ragadozó madár gyomor- és köpettartalom, valamint a csapdázásos felmérések adatai alapján (a megjegyzések a szövegben találhatók).

Év	Hely	GYT*	BK*	CS*	MOC* pd	MOC %	Adatközlő / gyűjtő / publikációs hivatkozás
1921	Győr	–	+	–	1	–	Greschik (1924)
1925	Rajka	–	–	+	3	–	Kunszt / Éhik (1928)
1932	Farmos	–	+	–	4	–	Viczián (1933)[1]
1943	Kis-Balaton	+	–	–	13	–	Vasvári (1943, 1947)[2]
1950	Diás-sziget	–	–	+	4/12/17	–	Bunday & Éhik[3]
1950	Héviz-csatorna	–	–	+	6	15	Éhik (1952)
1950	Diás-sziget	–	–	+	3/5	3/3,5	Bunday & Éhik / Éhik (1952)
1950	Kis-Balaton	–	+	–	8	50	Schmidt (1967)[4]
1951	Diás-sziget	–	–	+	?5–10	–	Éhik (1952)[5]
1951	Kis-Balaton	–	+	–	12	25	Schmidt (1967)
1952	Ágasegyháza	–	–	+	1		Eőry & Szunyoghy
1952	Diás-sziget	–	–	+	25	18	Bunday & Éhik / Szunyoghy (1954)[6]
1952	Diás-sziget			+	29	35	Bunday & Szunyoghy / Szunyoghy (1954)[6]
1953	Balatonlelle-felső	–	–	+	5	6,5	Kötél & Szunyoghy / Szunyoghy (1954)[6]
1953	Fonyód	–	–	+	3	50	Kötél & Szunyoghy / Szunyoghy (1954)[6]
1958	Diás-sziget	–	–	+	23	(95)	Eőry M. és Szunyoghy[7]
1958	Kis-Balaton	–	–	+	39	78	Kötél
1962	Dunasziget, Tejfalusziget	–	–	+	1	50	Csiba[8]
1962	Dunasziget, Doborgazsziget	–	+	–	6	31,6	Csiba / Schmidt (1969)[9]
1962	Kis-Balaton	–	+	–	5	1,38	Schmidt (1967)
1962	Orgovány	–	–	+	2	4,2	Szabó & Topál
1963	Kis-Balaton	–	+	–	50	8,57	Schmidt (1967)[4,10]
1964	Diás-sziget	–	–	+	28	19	Topál, Mészáros & Hüttler / Edelényi (1966); Schmidt (1967)[11]; Matskási *et al.* (1992)[12]
1968	Szigliget	–	+	–	72	8	Schmidt (1978)
1969	Szigliget	–	+	–	48	1,8	Schmidt (1969, 1978)[13]
1971	Dunaremete	–	+	–	11	15	Schmidt (1976)[14]
1971	Gyirmót (Győr)	–	+	–	1	5,8	Schmidt (1976)

1. táblázat (folytatás)

Év	Hely	GYT*	BK*	CS*	MOC* pd	MOC %	Adatközlő / gyűjtő / publikációs hivatkozás
1971	Hédervár	–	+	–	3	1,6	Schmidt (1976)
1971	Koroncó	–	+	–	1	1,2	Schmidt (1976)
1972	Kisbodak	–	+	–	16	21	Schmidt (1976)
1974	Sopron, Kis-Tómalom, nádas	–	–	+	2	9	Murai, Mészáros, Mártonka & Szabó
1974	Sopron, Tómalom, Szárhalmi-erdő	–	–	+	1	9	Murai, Mészáros, Mártonka & Szabó / Matskási *et al.* (1992)[12]
1974	Kis-Balaton, Diás-sziget	–	–	+	2	–	Matskási *et al.* (1992)[12]
1979	Sarród, Lászlómajor	–	–	–	–	–	Szörényi (1987)
1980	Sarród, Madárvárta-öböl	–	–	–	–	–	Szörényi (1987)
1980	Fertőújlak, szikes legelő	–	+	–	3	1,4	Kárpáti (1982); Andrési & Sódor (1981, 1982, 1987)
1980	Sopron-Hegyvidék	–	+	–	17	1,5	Andrési & Sódor (1981, 1982, 1987)
1981	Boglárlelle	–	+	–	4	23,5	Nagy (1982)[15]
1981	Sopron-Hegyvidék	–	+	–	3	0,3	Andrési & Sódor (1982, 1987)
1982	Sopron-Hegyvidék	–	+	–	1	<0.1	Andrési & Sódor (1987)
1982	Sopron, Szárhalom	–	+	–	1	4,2	Andrési & Sódor (1987)
1982	Vörs, Diás-sziget	–	–	+	1	<1	Mészáros, Demeter, Stollmann & Kovácsik
1983	Keszthely	–	+	–	1	1,23	Ács (1986)[16]
1984	Dunaszentmiklós	–	+	–	1	0,3	Dániel *et al.* (1986)[17]
1987	Fehértó, Fehér-tó	–	–	+	2	15	Csorba / Matskási *et al.* (1992)[12]
1987	Fehértó, Fehér-tó	–	–	+	1	20	Nechay / Matskási *et al.* (1992)[12]
1987	Fertőboz, Balf felé	–	–	+	2	<1	Mészáros / Matskási *et al.* (1992)[12]
1987	Györladamér, faluhatár	–	–	+	4	16,5	Mészáros, Murai, Stollmann, Dudich & Csorba / Matskási *et al.* (1992)[12]
1987	Kisbajcs	–	–	+	4	30	Mészáros, Murai, Stollmann, Dudich & Csorba / Matskási *et al.* (1992)[12]
1987	Lipót, Macska-sziget	–	–	+	1	10	Mészáros, Murai, Stollmann, Dudich & Csorba / Matskási *et al.* (1992)[12]
1987	Sarrod-Fertőújlak	–	–	+	3	10	Mészáros / Matskási *et al.* (1992)[12]
1988	Fehértó, Fehér-tó	–	–	+	70	>90	Mészáros & Demeter

1. táblázat (folytatás)

Év	Hely	GYT*	BK*	CS*	MOC* pd	MOC %	Adatközlő / gyűjtő / publikációs hivatkozás
1988	Osli, Király-tó	–	–	+	1	<1	Mészáros & Demeter
1989	Barbacs, Barbacsi-tó	–	–	+	8	16	Mészáros / Matskási *et al.* (1992)[12]
1990	Ásványráró, Gemes	–	–	+	1	50	Mészáros & Stollmann / Matskási *et al.* (1992)[12]
1990	Ásványráró, Kucsérok	–	–	+	4	21	Mészáros & Stollmann / Matskási*et al.* (1992)[12]
1990	Vámosszabadi	–	–	+	2	22	Mészáros & Stollmann / Matskási *et al.* (1992)[12]
1990	Börcs	–	+	–	3	4,69	Mátics (1990)
1992	Ásványráró, Kucsérok	–	–	+	6	31	Mészáros, Murai, Gubányi & Kriska
1992	Fertőújlak, Cikes	–	+	–	1	1,7	Jánoska (1993)
1992	Fertőújlak, Ürményi- dűlő	–	+	–	6	1,25	Jánoska (1993)
1992	Kisbajcs, nádas	–	–	+	3	37,5	Mészáros, Murai, Gubányi & Kriska
1993	Ásványráró, Kucsérok	–	–	+	1	33	Gubányi
1993	Ásványráró, Öntés-tó	–	–	+	4	57	Gubányi
1993	Balatonhídvég	–	+	–	7	5,7	Lelkes (1994)
1993	Balatonmagyaród	–	+	–	3	1	Nagy (1994)[18]
1993	Lipót, faluhatár, nádas	–	–	+	4	57	Mészáros
1993	Sármellék	–	+	–	3	2,01	Lelkes (1994)
1993	Vörs	–	+	–	25	7,6	Lelkes (1994)[19]
1993	Vörs	–	+	–	3	2,1	Lelkes (1994)
1994	Vörs	–	+	–	14	7,7	Lelkes (1994)
1995	Ásványráró, Kucsérok	–	–	+	3	25	Gubányi & Mészáros
1995	Ásványráró, Kucsérok	–	–	+	1	11	Gubányi, Mészáros, Murai, Matskási & Hajdu
1995	Kisbajcs, nádas	–	–	+	5	27	Mészáros & Gubányi
1995	Kisbajcs, nádas	–	–	+	2	25	Gubányi
1995	Lipót, Holt-Duna	–	–	+	3	19	Gubányi, Mészáros, Murai, Matskási & Hajdu
1995	Nagybajcs, nádas	–	–	+	13	39	Gubányi, Mészáros, Murai, Matskási & Hajdu
1996	Kis-Balaton	–	+	–	39	3,46	Lelkes & Horváth (2000)[20]
1996	Kis Diás-sziget	–	–	+	12	46,15	Lelkes & Horváth (2000)
1996	Nagy Diás-sziget	–	–	+	2	18,18	Lelkes & Horváth (2000)
1996	Kis-Balaton, Papkert	–	–	+	1	2,7	Lelkes & Horváth (2000)

1. táblázat (folytatás)

Év	Hely	GYT*	BK*	CS*	MOC* pd	MOC %	Adatközlő / gyűjtő / publikációs hivatkozás
1996	Simon-sziget	–	–	+	24	25,26	Lelkes & Horváth (2000)
1997	Fehér-tó	–	–	+	4	33	Gubányi
1997	Király-tó	–	–	+	2	28	Gubányi
1997	Kisbajcs, nádas			+	1	–	Gubányi
1997	Kis-Balaton	–	+	–	24	3,1	Lelkes & Horváth (2000)
1997	Kis Diás-sziget	–	–	+	18	32,14	Lelkes & Horváth (2000)
1997	Lipót, Holt-Duna			+	12	50	Gubányi
1997	Kis-Balaton, Nagy Diás sziget	–	–	+	5	15,15	Lelkes & Horváth (2000)
1997	Kis-Balaton, Papkert	–	–	+	2	10,52	Lelkes & Horváth (2000)
1997	Kis-Balaton, Simon-sziget	–	–	+	17	20,48	Lelkes & Horváth (2000)
1997	Kis-Balaton, Simon-sziget	–	–	+	3	1,2	Csorba & Lelkes (1997)[21]
1997	Kis-Balaton, Simon-sziget	–	–	+	2	–	Gubányi
1997	Kis-Balaton, Itató-dombok			+	11	9	Csorba & Lelkes (1997)
1997	Kis-Balaton, Zimány	–	–	+	2	4,8	Lelkes & Horváth (2000)
1998	Barbacs, Barbacsi-tó	–	–	+	39	68	Gubányi & Papp
1998	Fehér-tó			+	11	40	Gubányi
1998	Kis-Balaton, Fekete-sziget	–	–	+	–	–	Farkas *et al.* (1998)[22]
1998	Kis-Balaton	–	+	–	8	2,29	Lelkes & Horváth (2000)
1998	Kis-Balaton, Kis Diás-sziget	–	–	+	1	6,67	Lelkes & Horváth (2000
1998	Lipót, Holt-Duna			+	29	65	Gubányi & Rácz
1998	Kis-Balaton, Nagy-Diás sziget	–	–	+	2	14,28	Lelkes & Horváth (2000)
1998	Kis-Balaton, Papkert	–	–	+	3	13,63	Lelkes és Horváth (2000)
1998	Kis-Balaton, Simon-sziget	–	–	+	7	21,8	Lelkes & Horváth (2000)
1998	Kis-Balaton, Simon-sziget	–	–	+	2	33	Gubányi
1999	Sármellék	–	–	+	28	13,8	Horváth (2001)[23]
2000	Barbacs, Barbacsi-tó	–	–	+	69	32	Gubányi *et al.* (2001)
2000	Kóny, Tőzeg-tavak	–	–	+	11	20	Gubányi
2000	Lipót, Holt-Duna	–	–	+	24	11	Gubányi
2000	Sármellék	–	–	+	141	35,15	Horváth[23]

1. táblázat (folytatás)

Év	Hely	GYT*	BK*	CS*	MOC* pd	MOC %	Adatközlő / gyűjtő / publikációs hivatkozás
2001	Barbacs, Barbacsi-tó	–	–	+	341	46	Gubányi
2001	Dunaszeg	–	–	+	2	9	Gubányi
2001	Fertőrákos–Balf	–	–	+	1	9	Gubányi
2001	Kóny, Csorna felé	–	–	+	4	57	Gubányi
2001	Lipót, Holt-Duna	–	–	+	35	17	Gubányi
2001	Sármellék	–	–	+	61	22,9	Horváth[23]

* GYT = gyomortartalom, BK = bagolyköpet, CS = csapdázás, MOC = *Microtus oeconomus*, pd = példányszám

2. táblázat. Schmidt (1967) Kis-Balaton területéről származó köpetmintáinak eredményei.

	1950–1951		1961–1963	
Zsákmányfajok	n_i	p_i	n_i	p_i
Talpa europaea	–	–	1	0,1
Sorex araneus	21	32,8	704	59,7
Sorex minutus	–	–	94	8
Neomys sp.	2	3,1	73	6,2
Crocidura suaveolens	1	1,5	19	1,6
Crocidura leucodon	–	–	21	1,8
Clethrionomys glareolus	3	4,6	13	1,1
Arvicola terrestris	12	18,75	3	0,3
Microtus subterraneus	–	–	21	1,8
Microtus oeconomus	20	31,25	55	4,7
Microtus arvalis	–	–	57	4,8
Microtus agrestis	1	1,5	7	0,6
Micromys minutus	4	6,25	59	5
Apodemus sp.	–	–	17	1,4
Apodemus agrarius	–	–	9	0,7
Mus musculus	–	–	26	2,2
Összesen	64	100	1179	100

összevontan kezeli. Az általa közölt fajlétszámok nem egyeznek meg az MTM Állattárában található adatokkal, az 1. táblázatban az utóbbiak szerepelnek.

7) Az MTM Emlősgyűjteményében valószínűleg nem a teljes gyűjtött anyag került konzerválásra, így a számolt relatív gyakorisági adat megtévesztő.

8) A Dunasziget, Tejfalusziget térségében januárban történt a csapdázás, ami magyarázatul szolgál a *M. oeconomus* alacsony egyedszámára és a magas fogási százalékra.

9) Schmidt (1969) által közölt doborgazszigeti északi pocok előfordulás adat valószínűleg a szerző bagolyköpet-gyűjteményében található – Csiba L. által 1962-ben gyűjtött – „Dunasziget" néven szereplő anyag alapján történt. Későbbi publikációjában ezen mintákat Schmidt (1976) már Dunasziget néven említi meg mint új *M. oeconomus* lelőhelyet.

10) Schmidt Egon 1963-as a köpetgyűjteseivel párhuzamosan (2. táblázat) Topál György csapdázásos felmérést is végzett, amelynek során 222 emlős 11 faját fogta meg. A csapdázás nem mutatta ki sem az északi (*M. oeconomus*), sem a csalitjáró pockot (*M. agrestis*), annak ellenére, hogy az 1950-es, valamint az 1960-as

3. táblázat. A Kis-Balaton területéről származó 1963-as köpetminta és csapdázás homogenitás vizsgálata.

	Csapdázás		Bagolyköpet elemzés		
Zsákmányfajok	n_i	p_i	n_i	p_i	G-érték
Talpa europaea	3	1,4	1	0,28	0,753
Sorex araneus	17	7,7	201	57,42	43,077***
Sorex minutus	–	–	23	6,57	9,109**
Neomys sp.	4	1,8	22	6,28	2,632
Crocidura suaveolens	–	–	2	0,57	0,792
Crocidura leucodon	–	–	4	1,14	1,584
Clethrionomys glareolus	13	5,9	1	0,28	6,203*
Arvicola terrestris	3	1,4	3	0,85	0,111
Microtus subterraneus	–	–	9	2,5	3,564
Microtus oeconomus	–	–	30	8,57	11,882***
Microtus arvalis	1	0,5	13	3,7	2,919
Microtus agrestis	–	–	2	0,57	0,792
Micromys minutus	60	27	22	6,28	13,913***
Apodemus sp.	5	2,3	3	0,85	0,648
Apodemus agrarius	112	50	8	2,28	54,289***
Mus musculus	4	1,8	6	1,71	0,002
Összesen	222	100	350	100	

*: $p < 0.05$, **: $p < 0.01$, ***: $p < 0.001$

évek köpetmintáiban mindkét faj jelen volt. Topál csapdázásának és Schmidt köpetelemzésének eredményeit statisztikailag összehasonlítottuk, de természetesen csak az 1963-as köpetadatokat használtuk fel, mivel csak ebben az évben volt csapdázás. A fajok, illetve zsákmánytaxonok egy részénél a két minta homogénnek bizonyult, ezen fajok esetén a relatív arány nem különbözött nagy mértékben a két mintában (3. táblázat). Viszont több olyan faj volt, ahol a két minta statisztikailag különbözött. Továbbá a *M. oeconomus* és a *M. agrestis* hiánya a csapdázással gyűjtött mintában rámutat arra a tényre, hogy a módszer faunisztikai szempontból kevesebb eredményt hozhat, mint a köpetvizsgálat.

11) Egy évvel később, 1964 őszén a MTM Állattára végzett e területen csapdázásokat, melynek során a *M. oeconomus* és a *M. agrestis* együtt jelent meg, amire Schmidt (1967) Topál György szóbeli közléseként hivatkozott.

12) A cikkben szereplő adatokat az MTM gyűjteményi naplóiban ténylegesen szereplő tételek számával korrigáltuk. Az 1974-ben fogott *M. oeconomus* példányok Edelényi Béla parazitológia gyűjtéséből származtak, a csapdázás adatai pedig elvesztek.

13) Schmidt (1969) összefoglalta az 1950-es évektől végzett bagolyköpetgyűjtések eredményeit, a *M. oeconomus* adatok egy része a korábbi kis-balatoni gyűjtéseket jelenti, de Szigligeten gyűjtött köpetekből is előkerült a faj. Schmidt (1969) a szigligeti a faunára nézve új adatnak tekintette és megállapította, hogy a populáció eredete valószínűleg a Kis-Balaton területén található állománnyal azonos.

14) Schmidt (1976) a kisemlősök országos elterjedését elemezte bagolyköpetekből, külön értékelve fajonként az adatokat. Sajnos a publikált adatok gyűjtési ideje a cikkben nem került közlésre, azokat a szerző – az MTM-nek ajándékozott – bagolyköpet-gyűjteménye feldolgozása alapján közöljük. Az említett nyolc új *M. oeconomus* lelőhelyből 5 valóban újnak bizonyult. A Kisbarátról származó bagolyköpetmintában nem található *M. oeconomus* maradvány, így az tévesen került be a lelőhelylistába. A szigligeti és a dunaszigeti előfordulásokat a szerző egy korábbi munkájában már említette (Schmidt 1969).

15) Nagy (1982) Boglárlelle, Irma-pusztai halgazdaság tavainál gyűjtött erdei fülesbagoly köpetekből meghatározott kisemlősfauna összetételét közölte. Összesen 7 faj került elő, melyek közül a *M. oeconomus* 4 példánnyal, 23,5%-os gyakorisággal jelent meg a mintában.

16) Ács (1986) a MME Zala megyei Helyi Csoport tagjai erdei fülesbagoly köpetgyűjtésének eredményeit publikálta. A bagolyfaj táplálkozási szokásainak megfelelően csak rágcsálók kerültek elő a mintákból, azonban a Horváth P. által gyűjtött keszthelyi anyagban az északi pockot is kimutatta.

17) Dániel és mtsai (1986) a dunaszentmiklósi arborétum területéről a téli időszakból származó erdei fülesbagoly (*Asio otus*) köpetekből 57%-os (429 db)

mezei pocok (*Microtus arvalis*) jelenlét mellett mutatták ki a *M. oeconomus* egy példányát állkapocs alapján. A köpetmaradványt nem tudtuk megvizsgálni, mivel elveszett, azonban ha az identifikáció megfelelő volt, a terület elhelyezkedését is tekintve vagy vonuló állomány zsákmánya lehetett, vagy a Tatától északra fekvő halastavak környékéről származott ez a *M. oeconomus* példány. A fentiek alapján a közölt adatot bizonytalan lelőhelynek kell tekinteni.

18) Nagy (1994) a balatonmagyaródi kultúrház gyöngybagoly köpeteiből meghatározott fajlistát közölt. A köpetszám ismert, összesen 51 db volt, amelyből a *M. oeconomus* 3 példánya került elő, ennek alapján a faj 1%-os relatív arányban fordult elő a mintában.

19) Lelkes (1994) Vörsön és Sármellékem gyűjtött erdei fülesbagoly, valamint Vörsön és Balatonhídvégen gyűjtött gyöngybagolyköpeteket elemzett. Az erdei fülesbagoly esetében a köpetek nem voltak egészek, így a köpetenkénti zsákmányállatok számát nem tudta meghatározni. A gyöngybagoly esetében viszont igen, 1993–1994-ben összesen 122 köpetet dolgozott fel. Mindkét bagolyfaj táplálékában megjelent a *M. oeconomus*. Az erdei fülesbagoly köpetekből kapott összesített adatok alapján a *M. oeconomus* 28 példányát azonosította, ami az összegyedszám 5,9%-a volt. A gyöngybagoly köpeteiből származott szummált adatok szerint a faj 24 példányát határozta meg, ami a teljes mintában 5,2%-os relatív arányú előfordulást jelentett. Annak ellenére, hogy az erdei fülesbagoly köpetszámok ismerete nélkül a két bagolyfaj táplálékának egzakt összehasonlítását nem lehet elvégezni, mégis látható, hogy a *M. oeconomus* kb. azonos arányban jelent meg a két ragadozó táplálék-összetételében. Természetesen a mintanagyság, valamint a két faj vadászterületében fennálló esetleges különbségek miatt a *M. oeconomus* indirekt kimutatása eltérhet a két bagolyfaj táplálékának elemzésekor. A zsákmányszelekció vonatkozásában ismeretes, hogy az erdei fülesbagoly cickányokat egyáltalán nem, vagy nagyon ritkán fogyaszt, de a pockok és az egerek vonatkozásában nincs ilyen különbség a két bagolyfaj között.

20) 1996–1999 között a Kis-Balaton biodiverzitás-kutatásában már külön programként szerepelt a kisemlősök felmérése, amit ebben az időszakban Lelkes András, a BfNP munkatársa végzett.

21) Az október–novemberi elevenfogó csapdázások alkalmával a Kis-Balaton II. tározó területén a Pörkölt-szigetről és a Kis Diás-szigetről nem került elő a *M. oeconomus*.

22) Farkas és mtsai (1998) a Kis-Balaton szigetfragmentumain végzett kisemlős-csapdázásos vizsgálatokat. Ezek a kutatások már módszerében eltértek Lelkes vizsgálataitól, mivel a fogás-jelölés-visszafogás technikáját alkalmazták. A publikáció alapján mégis azt kell mondanunk, hogy a hat mintavételi helyen, amelyek különböző nagyságú szigetek, fragmentumok voltak, a *M. oeconomus* fogási eredményessége nagyon minimális volt, csak egy mintaterületen mutatták ki a fajt.

A publikáció nem tartalmaz pontos egyedszámadatokat, azonban a teljes eredmény alapján feltételezhető, hogy a *M. oeconomus* számára a vizsgált fragmentumok nem megfelelő élőhelyek. Nincsenek összefüggő, optimális vízborítású sásos területek, amelyek a faj ökológiai igényeinek megfelelnek, illetve a II. ütem területén megnövekedett vízszint már olyan mértékű, hogy a sásos területeket elfedi, ami már nem kedvez a *M. oeconomus* számára.

23) A csapdázások három mintaterületen történtek a 76-os műút két oldalán szeptemberben és októberben, a harmadik kvadrát (Q_C) felvételezése szeptemberben elmaradt, ezért csak a Q_A és a Q_B kvadrátok adatait vettük figyelembe 1999-ben. A további években is csak ennek a két mintaterületnek az összesített átlaga szerepel.

A *Microtus oeconomus* előfordulásának adataiból (1. táblázat) megállapítható, hogy a szórványadatoktól és a bizonytalan meghatározásoktól eltekintve a faj elterjedése a Dunántúlra korlátozódik. A Balaton-felvidéki Nemzeti Park (BfNP) területén egyértelműen a Kis-Balaton területén található meg a *M. oeconomus* nagyobb állománya. A Fertő–Hanság Nemzeti Park igazgatóságához tartozó területeken három nagyobb térségben (Fertő-tó és környéke, Tóköz, Szigetköz) található meg napjainkban is az északi pocok. A Rábaközből származó szórványos bagolyköpetadatokkal párhuzamosan elevenfogó csapdázáson alapuló vizsgálatok a térségben nem folytak. További kutatások szükségesek annak megállapítására, hogy valóban megtalálható-e a *M. oeconomus* ebben a térségben és a baglyok nem a közeli Tóközből zsákmányolták az északi pockokat. A Kiskunsági Nemzeti Park területén az ágasegyházai (1952) és orgoványi (1962) megfigyelések óta nem sikerült kimutatni a fajt. Az 1999-ig felsorolt adatok elsősorban csak faunisztikai szempontból értékesek, ahhoz, hogy az északi pocok populációk nagyságáról, az adott területre jellemző denzitásáról több információt kapjunk, a korábbi felmérések nem voltak metodikai szempontból megfelelőek. Az NBmR programjában tehát szükségszerű volt olyan területeket kiválasztani, ahol alkalmas mintavételi módszerekkel (kvadrát, körháló) a populáció méretének becsléséhez nagyobb mennyiségű fogási adatot gyűjthetünk (lásd részletesen Gubányi *et al.* 2001, Horváth 2001).

Következtetések és területkezelési javaslatok

Mind a korábbi irodalmi adatok, mind az NBmR programjában végzett csapdázásos monitorozás igazolta, hogy a *Microtus oeconomus* populációk speciális élőhelyeken fordulnak elő. Leggyakrabban a nádas és az üde magassásrét jellemzi ezeket, amelyek korábbi édesvízi mocsarak feltöltődésével keletkeztek. A leggyakoribb állományalkotó növényfajok a következők: *Carex acutiformis*, *C. elata*, *Phalaroides arundinacea*, *Phragmites australis*, *Calamagrostis epigeios*, *Cirsium*

arvense, *Lycopus europaeus*, *Deschampsia caespitosa*, *Lythrum salicaria*, *Lysimachia vulgaris*, *Typha latifolia*, *Sium latifolium*, *Mentha aquatica*, *Potentilla anserina*, *Caltha palustris*, *Lysimachia nummularia*, *Iris pseudacorus*, *Symphytum officinale*, *Vicia cracca*, *Salix cinerea*.

A magassásos társulásokban az elvíztelenedés hatására az ásványosodás miatt várható a magasabb nitrogénszintet kedvelő ruderális növényzet megjelenése és borításának növekedése. Így a nádas és a sásállományának felritkulásával a szomszédos, rendszeresen kaszált mocsárrétekről belépő fajokkal gazdagodik, gyomosodik az élőhely. Hasonlóan drasztikus átalakulást okoz az élőhelyben a tartósan magas vízborítás, a túlzottan magas és tartós vízszint a sásos folt felritkulását okozhatja.

A *Microtus oeconomus* számára fontos az élőhelyek megfelelő vízszintje. Elsősorban az olyan magassásosok az optimális élőhelyei, ahol vegetáció részben vagy egészben a kora nyárig tartó időszakban néhány cm-es vízborítás alatt van. A monitorozás három éve alatt a vizsgált magassásos élőhelyeken mindkét irányú változás tapasztalható volt. A Kis-Balaton II. ütem vízrendezési munkálatai során – mivel a II. ütem fokozottan védett területein megemelkedett a vízszint – a szigetek part menti övezetében húzódó sásszegélyek már lényegesen magasabb vízborítás alá kerületek, mint a beavatkozás előtt. Hasonló jelenséget tapasztaltunk 2001-ben a Szigetközben is. Gyakorlatilag a vegetációs időszakban folyamatosan 20–30 cm-es vízborítás volt megfigyelhető nemcsak a mintaterületen, hanem az összefüggő nádas és a magassásos foltok egészében. Ezen élőhelyek a túlzottan magas vízborítás miatt már nem megfelelőek a *M. oeconomus* populációk számára. Ugyanakkor a rendszeresen kaszált mocsárrétek és a nádasok szegélyzónájában pedig a gyakori vágás miatt az átmeneti sásos pufferzóna eltűnt. Továbbá a vizsgált potenciális élőhelyek egyikénél (Kis-Balaton) az égetés hatásának következményeként a kétszikű állomány gyors felszaporodása volt tapasztalható a sásos állomány felritkulása mellett.

Fontos és megoldandó probléma az érintett élőhelyeken a nádállomány betakarításának ésszerű megtervezése. A tarra vágott élőhelyeken a predációs nyomás fokozódik, és ha ez nem átgondolt, megfelelő vízszabályozással jár együtt (pl. elárasztás, Szigetköz) e fokozottan védett faj populációinak a beszűkülésével lehet számolni. A faj védelme érdekében a sásos foltok környezetében érdemes ezért egy 30–40 méter széles pufferzóna kijelölése, ahol a nádat nem aratják le. A habitat direktívás *Microtus oeconomus* populációinak fenntartása és védelme érdekében nem szabad kaszálni élőhelyeit a vegetációs időszakban, nem előnyös a legeltetés, mint kezelési eljárás alkalmazása sem.

Ahhoz, hogy a *M. oeconomus* populációinak helyzetéről többet tudjunk, mindenképpen szükséges évi négy-öt mintavétellel a monitorozás további folytatása,

valamint a faj ökológiai igényeinek megismerését célzó kutatási programok beindítása a meglévő hazai élőhelyeken.

*

Köszönetnyilvánítás – A kutatás a Környezet és Vízügyi Minisztérium (KVM) és az OTKA (T 023876, 034819, 037314) támogatásának segítségével valósult meg. Külön köszönet illeti a Fertő–Hanság Nemzeti Park és a Balaton-felvidéki Nemzeti Park igazgatóságait a vizsgálatok közben nyújtott segítségért.

Irodalomjegyzék

Ambros, M. (1987): Mites (Acari: Mesostigmata) from small mammals in Hungary. – *Parasit. hung.* **20**: 99–107.

Andrési, P. & Sódor, M. (1981*a*): A zsákmányállatok megoszlása fülesbagoly (Asio otus) köpetekben talált maradványok alapján. – *Madártani Tájékoztató* **4**: 233–234.

Andrési, P. & Sódor, M. (1981*b*): A zsákmányállatok megoszlása réti fülesbagoly (Asio flammeus) köpetekben talált maradványok alapján. – *Madártani Tájékoztató* **4**: 234.

Andrési, P. & Sódor, M. (1982): Bagolyköpet vizsgálatok Sopron és környékén. - *Madártani Tájékoztató* **2**–3: 111–112.

Andrési, P. & Sódor, M. (1987): Sopron és környékének kisemlősfaunája 1–2. – *Soproni szemle* **3–4**: 211–225, 308–319.

Ábrahám, L., Juhász, M., Pintér, A. & Nagy, L. (1994): Védett természeti értékek Somogyban. – *Múzeumi Tájékoztató* (Kaposvár) **4**: 3–70.

Ács, A. (1986): Néhány adat a Zala megyében telelő erdei fülesbaglyok (Asio otus) táplálkozásáról. – *Madártani Tájékoztató* **1**: 76–78.

Csorba, G. & Lelkes, A. (1997): A patkányfejű pocok (Microtus oeconomus) elterjedésének, állománynagyságának vizsgálata és monitorozás előkészítése a Kis-Balaton II. ütem területén. – Jelentés Magyar Természettudományi Múzeum, Állattár, Budapest, 11 pp. (mscr.)

Dániel, Á., Frank, T. & Pellinger, A. (1986): Erdei fülesbagoly (Asio otus) táplálékának vizsgálata. – *Madártani Tájékoztató* **1**. 79.

Edelényi, B. (1966): Saugwürmer in einheimischen Kleinsäugern III. – *Ann. Hist.-nat. Mus. Nat. Hung.* **58**: 263–270.

Éhik, Gy. (1928): Einige Daten zur Saugertierkunde Ungarns. – *Ann. Hist.-nat. Mus. Nat. Hung.* 25: 195–203.

Éhik, Gy. (1952): The occurrence of the Root-vole (Microtus oeconomus Pall.) at the Kisbalaton. – *Annls hist.-nat. Mus. natn. Hung.* **3**: 251–257.

Farkas, J., Czirák, Z. & Forczek, S. (1998): Effect of the habitat fragmentation on the structure of small mammal (Rodentia, Insectivora) communities in Kis-Balaton Natural Conservation Area, Hungary. – *Opusc. Zool.* **31**: 43–48.

Greschik, J. (1924): Gyomor- és köpettartalom vizsgálatok. Adatok hazánk apró emlőseinek faunájához. – *Aquila* **30–31**: 277–278.

Gubányi, A., Kalmár, S. & Horváth, Gy. (2001): Kisemlősök cönológiai vizsgálata a Fertő-Hanság Nemzeti Park területén. – *Magyar Apróvad Közlemények* (Hungarian Small Game Bulletin) **6**: 335-367.

Henttonen, H., Tast, J., Viitala, J. & Kaikusalo, A. (1984): Ecology of cyclic rodents in northern Finland. – *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* **60**: 84–92.

Horváth, Gy. (2001): Az északi pocok (Microtus oeconomus) újabb előfordulása, a Kis-Balaton területén végzett kisemlős ökológiai kutatások előzetes eredményei. – *Term.véd. Közlem.* **9**: 299–313.

Jánoska, F. (1993): Adatok a réti fülesbagoly (Asio flammeus) téli táplálkozásához a Fertő-tájon. – *Aquila* **100**: 189–192.

Kárpáti, L. (1982): *A Fertő-táj madárvilágának ökológiai vizsgálata.* – Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények, EFE jegyzetsokszorosító, Sopron, pp. 111–203.

Lanszki, J. & Purger, J. J. (2001): Somogy megye emlős faunája (Mammalia). – *Natura Somogyiensis* **1**: 481–494.

Lelkes, A. (1994): *A Kis-Balaton Tájvédelmi Körzet Soricidae, Muridae és Microtidae faunája. Bagolyköpetvizsgálatok alapján.* – Szakdolgozat, EFE Erdőmérnöki Kar, Környezetvédelmi Tanszék, Sopron, 42 pp.

Lelkes, A. & Horváth, Gy. (2000): Adatok a Kis-Balaton kisemlősfaunájához, különös tekintettel az északi pocok (Microtus oeconomus) előfordulására. – *Somogyi Múzeumok Közleményei* **14**: 359–366.

Mátics, R. (1990): Bagolyköpet vizsgálatok. – *Madártani Tájékoztató* **3–4**: 30–31.

Matskási, I., Mészáros, F., Murai, É. & Dudich, A. (1992): On the parasite fauna of Microtus oeconomus ssp. méhelyi [Éhik, 1928] in Hungary (Trematoda, Cestoda, Nematoda, Siphonaptera). – *Misc. zool. hung.* **7**: 9–14.

Murai, É. (1974): Review of Tapeworms in Microtinae from Hungary. – *Parasit. hung.* **7**: 111–141.

Nagy, L. & Pintér, A. (1994): Védett állatok a Somogyban (Gerincesek). – *Múzeumi Tájékoztató* (Kaposvár) **1**: 21–32.

Nagy, S. (1982): A zsákmányállatok megoszlása fülesbagoly (Asio otus) köpetekben talált maradványok alapján. – *Madártani Tájékoztató* **2–3**: 113.

Nagy, S. (1994): Adatok a gyöngybagoly (Tyto alba) táplálkozásához. – *Madártani Tájékoztató* **2**: 32.

Papp, T., Gubányi, A. & Rácz, G. (2000): Establishing microsatellite analysis for locally endangered populations of root vole (Microtus oeconomus). – *Acta zool. hung.* **46**(3): 259–264.

Schmidt, E. (1967): Néhány adat a gyöngybagoly táplálkozásökológiájához. – *Aquila* **73–74**: 109–116.

Schmidt, E. (1969): Adatok egyes kisemlős fajok elterjedéséhez Magyarországon, bagolyköpet vizsgálatok alapján. (Előzetes jelentés). – *Vertebr. hung.* **11**(1-2): 137–153.

Schmidt, E. (1973*a*): Die Nahrung der Schleiereule (Tyto alba) in Europa. – *Zeitschrift für Angewandte Zoologie* **60**: 43–70.

Schmidt, E. (1973*b*): A gyöngybagoly (Tyto alba) és az erdei fülesbagoly (Asio otus) legfontosabb táplálékállatai Magyarországon. – *Aquila* **76–77**: 55–64.

Schmidt, E. (1975): Die Ernährung der Waldohreule (Asio otus) in Europa. – *Aquila* **80–81**: 221–238.

Schmidt, E. (1976): Kleinsäugerfaunistische Daten aus eulengewöllen in Ungarn. – *Aquila* **82**: 119–144.

Schmidt, E. (1978): Adatok a Szigligeti Arborétum és környékének kisemlősfaunájához erdei fülesbagoly (Asio otus) köpetvizsgálatok alapján. – *Veszprém megyei Múzeumok Közleményei* **13**: 123–127.

Szabó, I. (1969): On the coexistence of fleas (Siphonaptera) on mammals in Hungary. – *Parasit. hung.* **2**: 79–118.

Szörényi, L. (1987): Újabb adatok a Microtus oeconomus méhelyi Éhik magyarországi előfordulásához. – *Praenorica Fol. hist.-nat.* **2**: 165–169.

Szunyoghy, J. (1954): Adatok a Microtus oeconomus méhelyi Éhik elterjedésének, halló- és peniscsontjának ismeretéhez. – *Állatt. Közlem.* **64**: 225–230.
Tast, J. (1966): The root vole, Microtus oeconomus (Pallas), as an inhabitant of seasonally flooded land. – *Ann. Zool. Fenn.* **3**: 127–171.
Tast, J. (1968): The root vole, Microtus oeconomus (Pallas), upon the habitat selection of the field vole, Microtus agrestis (L.), in northern Finland. – *Ann. Acad. Sci. Fenn.* **136**: 3–23.
Topál, Gy. (1963): Újabb adat a Microtus oeconomus méhelyi Éhik, magyarországi előfordulásához, és a Tisza menti (Sasér) előfordulás cáfolata. – *Vertebr. hung.* **5**: 159–164.
Vasvári, M. (1943): A patkányfejű pocok előfordulása Zala vármegyében. – *Állatt. Közlem.* **40**: 284.
Vasvári, M. (1947): A patkányfejű pocok mint madártáplálék. – *Aquila* **51–54**: 85–86.
Viczián, A. (1933): Studien über die Ernährung der Waldohreule (Asio otus (L.)). – *Ornith. Monatsschrift* **58**: 173–182.

Activity in research of Hungarian root vole (*Microtus oeconomus*) populations

A. Gubányi[1], Gy. Horváth[2] and F. Mészáros[1]

[1]Department of Zoology, Hungarian Natural History Museum
H-1088 Budapest, Baross u. 13, Hungary, E-mail: gubanyi@zoo.zoo.nhmus.hu[1], meszaros@zoo.zoo.nhmus.hu
[2]University of Pécs, Faculty of Science, Institute of Biology,
Department of Zootaxonomy and Synzoology, H-7624 Pécs, Ifjúság u. 6, Hungary
E-mail: horvath@ttk. pte. hu

A local subspecies of root vole, the *Microtus oeconomus méhelyi* (Éhik, 1928) is the rarest vole species in Hungary according to the Hungarian Red Data Book. It is strictly protected since 2001, included into the 3rd Appendix of the Bern Contract. Their scattered populations are considered as a glacial relicts. Three isolated populations of root voles are regarded as vulnerable to extinction in Hungary. Investigation of root vole populations from a conservation biological point of view has only recently started and been supported by authorities. The population dynamic, habitat selection and use as well as genetic structure and distribution of Hungarian root vole populations have hardly been investigated. Nevertheless, increased scientific activity in ecological researches and concern of authorities are needed for successful conservation of the fragmented populations of the above-mentioned species. In this paper we summarised the special problems with the handling conceptions of the habitats of root voles. At the same time, based on the zoological literature and own results we stated our proposals for the effective conservation of this species. On the other hand, the active monitoring of population status should focus on populations in the Szigetköz and Hanság region because these populations have the highest chance of survival.

Key words: conservation biology, distribution, fragmentation, island biogeography, handling conceptions, Kis-Balaton, Hanság, *Microtus oeconomus*, Szigetköz

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 587–595, 2004

Az északi pocok (*Microtus oeconomus*) populációk jövője: fennmaradásukat befolyásoló tényezők, természetvédelmi stratégiák

Horváth Győző[1] és Gubányi András[2]

[1]*Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar*
Zootaxonómiai és Szünzoológiai Tanszék
7624 Pécs, Ifjúság u. 6, E-mail: horvath@ttk.pte.hu
[2]*Magyar Természettudományi Múzeum, Állattár*
1088 Budapest, Baross u. 13, E-mail: gubanyi@zoo.zoo.nhmus.hu

Összefoglaló: A jégkorszaki reliktumként megtalálható északi vagy patkányfejű pocok (*Microtus oeconomus* Pallas, 1776), amelyet 2001-től fokozottan védett kategóriába soroltak, szigetszerű populációkban és/vagy szubpopulációkban fordul elő hazánkban. Szigetszerű előfordulási területein 1999–2000-től indultak el a fajjal kapcsolatos olyan léptékű ökológiai alapkutatások, amelyek a természetvédelem számára is használhatók. A populációszintű monitoring eddigi eredményei alapján az egyes hazai élőhelyein (Tóköz-Hanság, Szigetköz, Kis-Balaton) körvonalazódnak a faj ökológiai igényei, ahol elsősorban a vízrendezési beavatkozások és az ezzel szoroson összefüggő vegetációszerkezeti változások alakítják a fajpopulációk vagy szubpopulációk elterjedését és lokális denzitását. Mindezek mellett nagy veszélyt jelentenek a faj megőrzésében az előre nem prognosztizálható káros emberi beavatkozások, valamint a faj számára előnytelen természetvédelmi kezelések.

Kulcsszavak: elterjedés, kezelési tervek, *Microtus oeconomus*, ritkaság, természetvédelmi stratégiák

Bevezetés

A fajszintű természetvédelemben, a fajok természetvédelmi értékeinek elemzésekor az egyik legfontosabb probléma a ritkaság meghatározása. A ritkasági típusok megállapítására több megközelítés, többféle csoportosítás született (Margóczi 1998), amelyekben a két alapszempont a földrajzi elterjedés és a lokális gyakoriság mértéke. Az északi pocok, *Microtus oeconomus* (Pallas, 1776) vonatkozásában a ritkaság okainak elemzésénél a külső, a belső, a természetes és végül az evolúciós okokat tekintettük át (Margóczi 1998). Külső ok lehet pl. a közvetlen pusztítás, az élőhelyrontás, míg belső ok pl. valamely sajátos populációs tulajdonság. Az északi pocok szempontjából a „természetes ok" figyelmen kívül hagyható, mivel ez a kategória a közösségekben, ökoszisztémákban természetesen alacsony denzitással jelenlévő ragadozókra, csúcsragadozókra érvényes. A faj hazai állo-

mányainak esetében az evolúciós ok az egyik legfontosabb szempont, aminek alapján a hazai védettségi státusa is indokolt. Az eredetileg holarktikus faj hazánk területén jégkorszaki reliktumként, szigetszerűen, egymástól távol elhelyezkedő állományokban maradt fenn. Ezt a taxonómiai helyzete is megerősíti, mivel a hazai populációk a holarktikus törzsfaj *Microtus oeconomus méhelyi* (Éhik, 1928) alfaját képviselik. A másik csoport, amivel foglakoznunk kell, a populációs, belső okok. Azonban ehhez a kérdéshez nincs még elég ismeretünk a hazai populációkról. A populációszintű monitorozás mellett alapkutatásokra is szükség van, amelyek a hazai élőhelyek sajátos környezeti feltételei mellett vizsgálják az élőhelyválasztást, a fragmentáció hatását, a szigetszerű populációk genetikai variabilitását, a feltételezhető genetikai távolságot. Az eddigi tapasztalatok alapján többet tudunk mondani a ritkaság okainak első csoportjáról, a „közvetlen pusztítás, élőhelyrontás", vagyis a külső okok hatásáról. Az emberi tevékenységek közül a hazai élőhelyek vonatkozásában legfontosabbak a vízrendezési beavatkozások (Szigetköz, Kis-Balaton), amelyek az amúgy is fragmentált szubpopulációk élőhelyeinek méreteit tovább csökkentik, vagy még inkább izolálják. E tevékenység eredménye az, hogy a *M. oeconomus* a foltszerű, izolált élőhelyfragmentumokból teljesen eltűnik. Ehhez olyan emberi beavatkozások is hozzájárulnak, mint az égetés, a faj számára előnytelen természetvédelmi kezelések (pl. kaszálás, nádaratás), amelyek a fragmentumok állományának lokális kihalását okozhatják.

A populációknak a terület fragmentációjára, elvesztésére adott válaszaik vizsgálatában kétféle megközelítés terjedt el. Az egyik a klasszikus, populációbiológiai módszer, ahol fontos paramétereket (populációméret, túlélés) becsülnek és modelleznek. Ez a továbbiakban kiterjeszthető a metapopulációs modellek (Hanski & Gilpin 1997), valamint az egyedek migrációinak optimális és szuboptimális habitatok közötti regisztrálásával a forrás-nyelő populációdinamika (Pulliam 1988) vizsgálatára és tesztelésére. A másik módszer viselkedésökológiai megközelítésű, az egyedek választ teszteli különböző kísérletes beavatkozások hatására, azt vizsgálja, hogy a foltos habitat különböző struktúrája, konnektivitása milyen hatással van az egyedek rátermettségére (pl. Wiens *et al.* 1993). A *M. oeconomus* vonatkozásában az irodalomban leginkább az utóbbi vizsgálatcsoportba tartozó, kísérletes terepökológiai esettanulmányokat találunk. Vizsgálták a habitat foltosságának és ezek kapcsolatainak hatásait a *M. oeconomus* szétterjedési távolságaira és térbeli aggregációjára (Andreassen & Ims 1998, Bjornstad *et al.* 1998). A habitatfragmentumok és az ezeket összekötő habitatfolyosók különböző szerkezeteinél vizsgálták a faj térhasználatát (Andreassen *et al.* 1998), valamint a fragmentált habitatban a denzitás alakulását, a fragmentáció és konnektivitás hatását a populáció növekedési rátájára és az ivararányra (Ims & Andreassen 1999). Tanulmányozták, hogy az egyedek mozgásához melyek a habitatfoltokat összekötő optimális folyo-

sók (Andreassen *et al.* 1996), elemezték a fajpopuláció túlélését fragmentált és lerontott habitatokban (Johannsen & Ims 1996).

Jelen munkában célunk, hogy a *M. oeconomus* populációszintű monitorozásának eddigi eredményei alapján értékeljük a populációkat érő, külső tényezőnek számító káros hatásokat. A faj populációinak megőrzése érdekében javaslatokat teszünk olyan természetvédelmi stratégiára, amely a *M. oeconomus* számára is előnyös és optimális természetvédelmi kezeléseket tartalmaz.

Módszerek

A Tóköz-Hanság, a Szigetköz és a Kis-Balaton területén három éve elevenfogó csapdázásos vizsgálatok folynak. Mindhárom területen 11 × 11-es csapdahálóval dolgozunk, a 0,25 ha-os hálóméret azonossága mellett minden alkalommal a kvadrátokban 5 éjszakát csapdázunk, napi három ellenőrzéssel.

A csapdázások során feljegyeztük az állat nemét (nőstényeknél graviditást, laktálást is feltüntetve), korát, tömegét, csapdaszámát és egyéni kódját, amennyiben szükséges volt a határozáshoz, fontos testméret-paramétereket is mértünk.

Az északi pocok populációszintű, Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) alapú monitorozása alkalmas módszer az egyedszámadatok, a vizsgált populáció, illetve szubpopuláció létszámának, denzitásának becslésére. Ezen értékeknek az időbeli mintázata jelzi az adott élőhelyen bekövetkező változásokat, amelyek alapján már megfelelő élőhely-rehabilitációs, élőhely-kezelési tervek dolgozhatók ki. Az NBmR programjában tehát szükségszerű volt olyan területeket kiválasztani, ahol alkalmas mintavételi módszerekkel (transzekt, kvadrát, körháló) a populáció méretének becsléséhez nagyobb mennyiségű fogási adatot gyűjthetünk (lásd részletesen Gubányi *et al.* 2001, Horváth 2001).

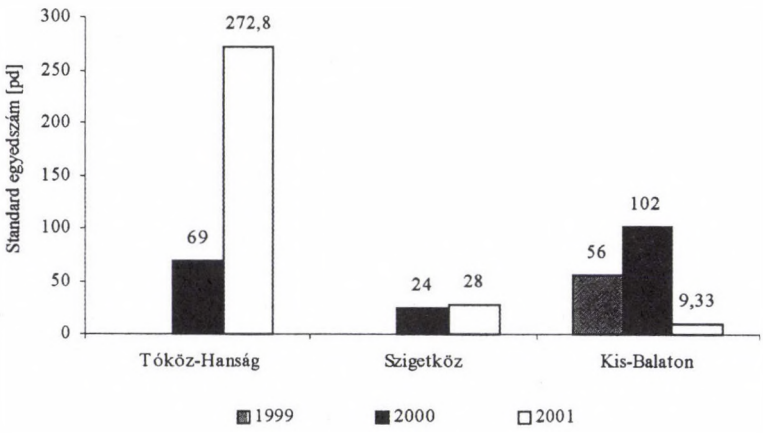
Eredmények és értékelésük

A *M. oeconomus* előfordulásának adataiból (Gubányi *et al.* 2004) megállapítható, hogy a szórványadatoktól és a bizonytalan meghatározásoktól eltekintve a faj elterjedése a Dunántúlra korlátozódik. A Balaton-felvidéki Nemzeti Park területén egyértelműen a Kis-Balaton térségében található meg a *M. oeconomus* nagyobb állománya. A Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóságához tartozó területeken három nagyobb térségben (Fertő és környéke, Tóköz, Szigetköz) található meg napjainkban is az északi pocok.

Az 1999-ig felsorolt adatok elsősorban csak faunisztikai szempontból értékesek, azonban a korábbi felmérések nem voltak metodikai szempontból megfelelőek ahhoz, hogy a *M. oeconomus* populációk tér-időbeli dinamikájáról értékelhető adatokat kapjunk. A Kis-Balatonon 1999 őszén, valamint a Tóköz–Hanság és a Szigetköz területén 2000-ben elkezdett populációszintű monitoring lényegesen több adatot szolgáltatott, mint a korábbi rendszertelen csapdázások (1. ábra).

A feltüntetett éves összesítéseket a monitorozási protokollban megadott 4 csapdázási periódusra standardizáltuk, mivel 1999-ben a Kis-Balatonon csak ősszel kezdődtek meg a csapdázások. Az értékek nagy különbségeket mutatnak a három kiemelt térség egy standard mintaterületéről származó adatai között. Az éves összesítés természetesen elfedi a denzitásváltozás szezonális mintázatát, de az eddigi vizsgálatok még kevés információt jelentenek a „populációs tulajdonság", azaz a belső okok problémájához, hogy értékelni tudjuk azt, mennyiben járult hozzá a populációk dinamikájában rejlő természetes ciklikusság a lényegesen különböző fogási eredményekhez. Tapasztalataink alapján a nagy, főként a Kis-Balaton területén látható drasztikus különbségek külső okokra vezethetők vissza, így az alábbiakban ezek hatásával, valamint e tényezők negatív hatásának kivédését célzó természetvédelmi stratégiákkal foglalkozunk.

Az északi pocok populációk nagyságát befolyásoló külső tényezőket a monitorozás során tapasztaltak alapján az alábbiak szerint csoportosítottuk: az élőhelyek beszűkülése és fragmentáltsága; a magassásos társulások vízellátottságának problémája; az élőhelyek természetvédelmi kezelésének problémái; előre nem prognosztizálható antropogén hatások.

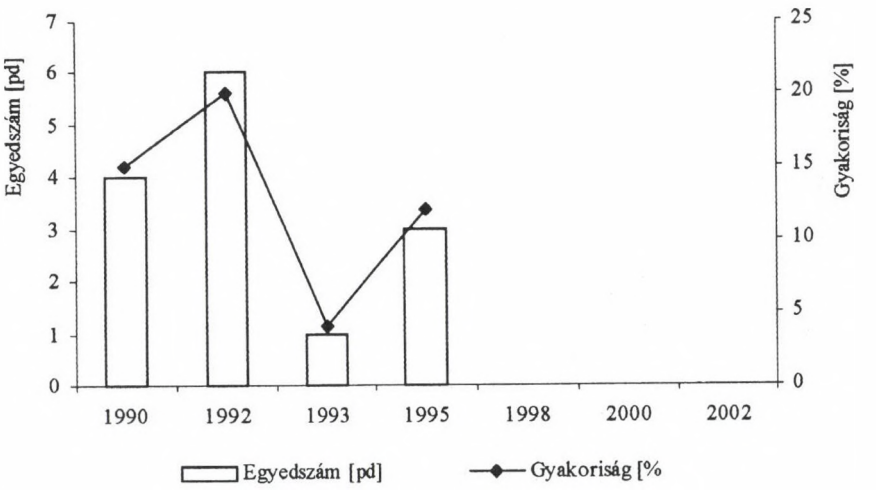


1. ábra. A *M. oeconomus* 4 mintavételi periódusra standardizált egyedszáma a három kiemelt térség egy standard mintaterületéről.

Az élőhelyek beszűkülése és fragmentáltsága vonatkozásában mindhárom monitorozási területen alapvető probléma a fajpopuláció számára az optimális magassásos élőhelyek beszűkülése és feldarabolódása, ami összefügg a vízellátottsággal. Az eredeti sásos területek ebben az esetben kiszáradnak, gyomosodás indul meg, majd megjelennek, és egyre inkább dominánssá válnak a kétszikű növényfajok. Végül a legszárazabb területeket a *Solidago gigantea* hódítja meg, amelyben a *M. oeconomus* már egyáltalán nem fordul elő.

A magassásos társulások vízellátottságának problémája, mint környezeti tényező az elárasztások révén is kedvezőtlenül hat az északi pocok populációira, amit a Tóköz-Hanságban tapasztaltunk. A zsombéksásosok magas vízborítása miatt az egyedek a zsombék tetejére húzódnak, így megnő a predációs nyomás, ami csökkenti a túlélést. A vízellátottság hatását a fajpopuláció állományának változásában a Szigetköz példáján mutatjuk be, mivel a 2000-es monitorozás megkezdése előtt itt volt a legtöbb csapdázásos mintavétel. Az egyik mintaterület a Duna elterelése miatt egy kiszáradó nádasban volt, ahol a kiszáradás hatására jól látható a populáció eltűnése (2. ábra). A másik terület viszont a vízpótló rendszer része, ahol a megfelelő vízellátottság kedvező hatású a *M. oeconomus* optimális élőhelyének. Így itt a csapdázások az utóbbi években is kimutatták a faj jelenlétét (3. ábra).

Az élőhelyek természetvédelmi kezelése és a káros emberi beavatkozások hatását több alkalommal tapasztaltuk a megkezdett populációszintű monitorozás óta. A faj számára fontos hatás a nádasok, nádszegélyek teljes levágása. Az így maradt nyílt területek nem biztosítanak védelmet a populáció egyedeinek, ezzel ez a kezelési beavatkozás ismét a predációs veszély növekedését okozza. A másik ta-



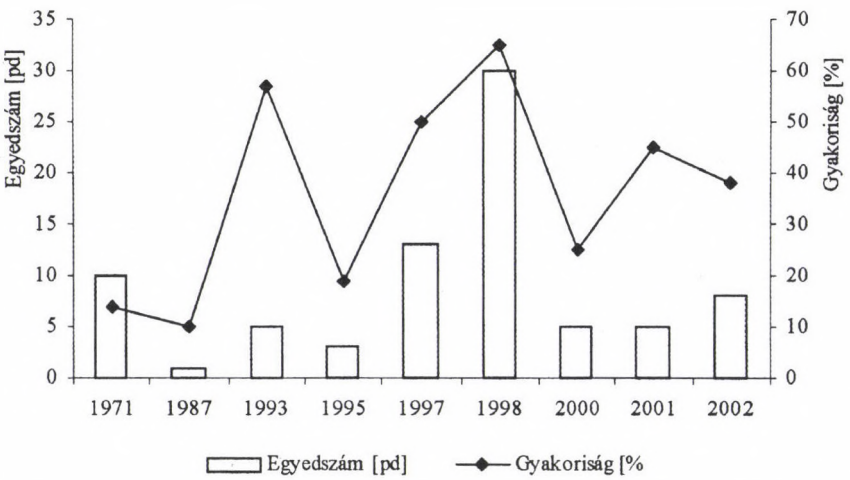
2. ábra. A kiszáradó nádasban történt csapdázások eredménye a Szigetközben.

pasztalt hatás a sásos területek leégetése és kaszálása, amit a Kis-Balatonon kiválasztott területünk esetén tapasztaltunk. Mindkét esetben a vegetáció nagyfokú degradációja következik be, ami a populáció eltűnését okozza. A kaszálás során vadászat céljára vágtak utat a sásos, nádas területen keresztül, amely természetesen zavarást jelentett az ott élő kisemlősök, főként a *M. oeconomus* populáció számára. Természetesen ezt terepi kísérletes csapdázásos vizsgálattal tudjuk csak eldönteni, hogy maga az út jelent-e barriert az állatok mozgására, és a *M. oeconomus* eltűnéséhez ez mennyiben járult hozzá a terület fokozatos szárazodása mellett.

A Kis-Balatonon országos összehasonlításra kiválasztott standard mintakvadrátot érintő 2001-ben történt égetés eredménye negatív hatásként jelentkezett a fogási eredményekben. A homogén sásos területet érintő drasztikus beavatkozás jól példázta, hogy a *M. oeconomus* populáció mennyire érzékeny az élőhelyében bekövetkező változásokra. Az égetés következtében felgyorsult kiszáradás, a kétszikű vegetáció kialakulása egyáltalán nem kedvezett a faj egyedeinek túléléséhez, a populáció legnagyobb denzitást biztosító élőhelyéről 2001-ben eltűnt, és helyét a pirók erdeiegér, *Apodemus agrarius* (Pallas, 1771) vette át, amely eredmény az azonos méretű kontroll területünkhöz képest jól látható (4. ábra).

Következtetések és lehetséges természetvédelmi stratégiák

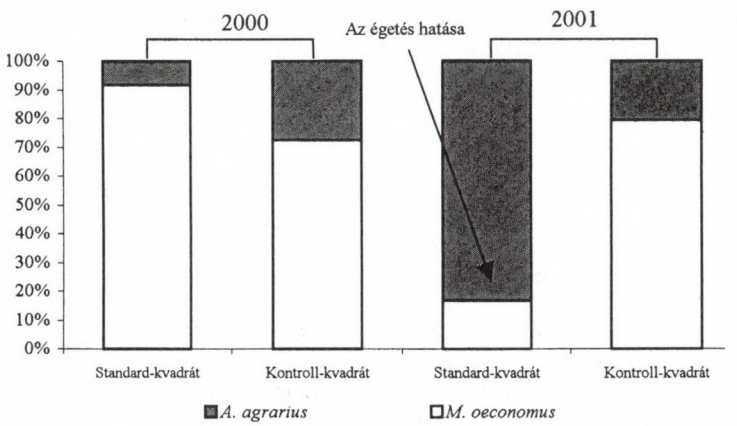
A fajok ritkaságának okait Margóczi (1998) szerint csoportosítva láttuk, hogy a *M. oeconomus* hazai populációinak esetében az eddigi monitorozási eredmények



3. ábra. A vízpótló rendszer területén történt csapdázások eredménye a Szigetközben.

és tapasztalatok szerint elsősorban az élőhelyek romlásával, külső emberi beavatkozások hatásával tudtunk foglalkozni. A populáció belső tulajdonságainak megértéséhez, a populációk, vagy szubpopulációk környezeti változásokra adott válaszaik értékeléséhez még kevés adat áll rendelkezésünkre. Az eddigi monitorozási tapasztalatok azonban már mutatták, hogy mindhárom kiemelt térségben (Tóköz-Hanság, Szigetköz, Kis-Balaton) a megmaradt fajpopulációk nagyon érzékenyek a külső környezeti feltételek negatív hatására. A *M. oeconomus* számára az egyik alapvető tényező az élőhelyek megfelelő vízellátottsága, vízszintje. A magassásos társulásokban a vízvesztés hatására ásványosodás indul meg, ami a magasabb nitrogénszintet kedvelő ruderális növényzet megjelenését és borításának növekedését segíti elő. Ennek hatására az összefüggő homogén sásos területek csökkennek. A magas vízborítás sem kedvez a faj állományainak, a túl sok víz is drasztikus átalakulást okoz az élőhelyben, a sásos foltok felritkulnak, izolálódnak, ami az ott élő populáció vagy szubpopuláció további fragmentálódását okozza. Megfelelő ökológiai folyosók hiányában e kisebb populációk teljesen elszigetelődnek, méretük a minimum életképes populáció mérete alá csökken, így a teljes izoláció a foltokban, fragmentumokban lokális kihaláshoz vezethet.

A természetvédelmi és egyéb területkezelés tevékenységeket illetően a *M. oeconomus* szempontjából fontos és megoldandó probléma az érintett élőhelyeken a nádállomány betakarítása és ennek ésszerű megtervezése. A nagy területeken tarra vágott nádas nyílt élőhellyé alakul, ahol a ragadozóknak, főként a ragadozó madaraknak nagyobb esélye van a sikeres vadászatra, így az északi pocok számára a predációs nyomás fokozódik. Amennyiben a nádaratás nem átgondolt, megfelelő



4. ábra. A *M. oeconomus* populáció állományának égetés hatására történt drasztikus csökkenése a Kis-Balatonon kiválasztott standard mintaterületen.

vízszabályozással jár együtt (pl. a Szigetközben tapasztalt elárasztás), akkor ez a tevékenység is nagyban hozzájárul a *M. oeconomus* optimális élőhelyeinek beszűküléséhez.

A kis-balatoni területen történt 2001-es égetés eredménye előre nem prognosztizálható negatív hatásként jelentkezett a fogási eredményekben. Ez a homogén sásos területet érintő drasztikus beavatkozás jól példázta, hogy a *M. oeconomus* populáció mennyire érzékeny az élőhelyében bekövetkező nem megtervezett, káros emberi beavatkozásokra. Az égetés következtében felgyorsult kiszáradás, a kétszikű vegetáció kialakulása egyáltalán nem kedvezett a faj egyedeinek túlélésához, a populáció a drasztikus negatív hatást érő élőhelyéről 2001-ben eltűnt. Az égetés után kapott eredmények tehát egyértelműen mutatták, hogy a sásos területeket érintetlenül kell hagyni, sem az égetés, sem az intenzív kaszálás nem megfelelő kezelési eljárás ott, ahol a *M. oeconomus* populáció fennmaradását biztosítani szeretnénk.

Amennyiben e fokozottan védett faj populációinak aktív védelmét meg szeretnénk valósítani, semmiképpen nem szabad a területeket égetni, kaszálni, a nád betakarítását pedig a természetvédelmi prioritásokat és a szukcessziós folyamatokat komplexen értékelve szabad csak megtervezni. Javasoljuk, hogy ne a teljes területen történjen legeltetés. A szárazodó magassásos élőhelyek javításához (Tóköz–Hanság, Kis-Balaton Keleti-berek) a vegetációs időszakban pedig a jelenleginél nagyobb mennyiségű víz folyamatos biztosítása szükséges.

*

Köszönetnyilvánítás – A kutatás a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Természetvédelmi Hivatala, a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatósága, a T 023876, 028364 számú OTKA pályázatok és a KAC 020889–01/2001 támogatás segítségével valósult meg. Külön köszönet illeti a Fertő–Hanság Nemzeti Park és a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóságát a vizsgálatok közben nyújtott segítségért.

Irodalomjegyzék

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 vole Microtus oeconomus. – *J. Animal Ecol.* **67**: 941–952.

Andreassen, H. P., Hertzberg, K. & Ims, R. A. (1998): Space-use responses to habitat fragmentation and connectivity in the root vole Microtus oeconomus. – *Ecology* **79**(4): 1223–1235.

Andreassen, H. P., Ims, R. A. & Steinset, O. K. (1996): Discontinuous habitat corridors: effects on male root vole movements. – *J. Applied Ecol.* **33**(3): 555–560.

Bjornstad, O. N., Andreassen, H. P. & Ims, R. A. (1998): Effects of habitat patchiness and connectivity on the spatial ecology of the root vole Microtus oeconomus. – *J. Animal Ecol.* **67**: 127–140.

Éhik, Gy. (1928): Einige Daten zur Saugertierkunde Ungarns. – *Ann. hist.-nat. Mus. Nat. Hung.* **25**: 195–203.

Gubányi, A., Horváth, Gy. & Mészáros, F. (2004): Az északi pocok (Microtus oeconomus) populációk hazai kutatottsága. – *Term.véd. Közlem.* **11**: 571–586.

Gubányi, A., Kalmár, S. & Horváth, Gy. (2001): Kisemlősök cönológiai vizsgálata a Fertő-Hanság Nemzeti Park területén. – *Magyar Apróvad Közlemények* **6**: 335–367.

Hanski, I. A. & Gilpin, M. E. (1997): *Metapopulation biology: Ecology, genetics, and evolution.* Academic Press, London.

Horváth, Gy. (2001): Az északi pocok (Microtus oeconomus) újabb előfordulása, a Kis-Balaton területén végzett kisemlős ökológiai kutatások előzetes eredményei. – *Term.véd. Közlem.* **9**: 299–313.

Ims, R. A. & Andreassen, H. P. (1999): Effects of experimental habitat fragmentation and connectivity on root vole demography. – *J. Animal Ecol.* **68**: 839–852.

Johannsen, E. & Ims, R. A. (1996): Modelling survival rates: habitat fragmentation and destruction in root vole experimental populations. – *Ecology* **77**(4): 1196–1209.

Margóczi, K. (1998): *Természetvédelmi biológia.* – JATE Press, Szeged, 108 pp.

Pulliam, H. R. (1988): Sources, skins, and population regulation. – *American Naturalist* **132**: 652–661.

Wiens, J. A., Stenseth, N. C., Van Horne, B. & Ims, R. A. (1993): Ecological mechanism and landscape ecology. – *Oikos* **66**: 369–380.

The future of Root vole (*Microtus oeconomus*) populations in Hungary: factors effecting persistence and protection strategies

Horváth, Gy.[1] & Gubányi, A.[2]

[1]Department of Zootaxonomy and Synzoology, Institute of Biology,University of Pécs
H-7624 Pécs, Ifjúság u. 6, Hungary
[2]Department of Zoology, Hungarian Natural History Museum
H-1088 Budapest, Baross u. 13, Hungary

Abstract: The Root vole, *Microtus oeconomus* (Pallas, 1776) which was announced seriously protected in 2001, occurs as an ice-age relict in fragmented populations and/or sub-populations in our country. In its fragmentary places of occurrence preliminary ecological investigations were started in 1999–2000, which can also be useful for nature conservation. From the results of population-scale monitoring carried out in its Hungarian habitats (Tóköz-Hanság, Szigetköz, Kis-Balaton), information emerges on the ecological demands of the species. The primary factors affecting dispersion and local density of the populations and subpopulations are water-management and structural changes in the vegetation, which is closely related to the former. In addition, unpredictable disturbing human interference and inappropriate wildlife management treatments represent serious danger in the preservation of the species.

Key words: dispersal, rarity, *Microtus oeconomus*, treatment plans, wildlife management strategies

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 597–606, 2004

A védett csalitjáró pocok, *Microtus agrestis* (Linnaeus, 1761) országos elterjedése az 1999-ig gyűjtött adatok alapján

Horváth Győző, Pogány Ákos, Hamburger Krisztina és Schäffer Dávid

Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Biológiai Intézet
Zootaxonómiai és Szünzoológiai Tanszék
7624 Pécs, Ifjúság u. 6, E-mail: horvath@ttk.pte.hu

Összefoglaló: A védett csalitjáró pocok (*M. agrestis*) hazai előfordulását az 1900-as évek elejétől 1999-ig gyűjtött és nagyrészt publikált adatok alapján elemeztük. Ezt két időintervallumra, 1974 előtti és utáni periódusra osztottuk, amit a faj előfordulására vonatkozó első összefoglaló publikáció alapján határoztunk meg. Az első időszakot tekintve összesen 15 közölt adatból 9-et tudtunk értékelni, amelyekből 8 származott bagolyköpet vizsgálatokból, egy pedig csapdázásból, amelyek elsősorban Dél-, Délnyugat-Magyarország területére estek. Az 1975–1999 közötti időszakból összesen 206 adatot vittünk be az adatbázisba, amelyekből a gyűjtőhely és az UTM-kód szerinti lekérdezés alapján 176 volt értékelhető. Ebben az időszakban is a fő előfordulási területnek a Dél-Dunántúl tekinthető.

Kulcsszavak: bagolyköpet, elterjedés, *Microtus agrestis*, relatív arány

Bevezetés

A kisemlősök elterjedésének és állományának monitorozásában adekvát, indirekt módszer a bagolyköpetekből származó adatsorok elemzése. A módszer hazánkban nagy múltra tekint vissza, ennek ellenére mégis azt kell mondanunk, hogy sok esetben még a gyakoribb hazai fajok esetében sem rendelkezünk az egész ország területét, vagy akár csak egy adott földrajzi tájegységet áttekintő elterjedési térképpel. Különösen keveset tudunk a ritka fajokról, például a szibériai faunaelem csíkos szöcskeegérről, *Sicista subtilis* (Pallas, 1773), vagy a jégkorszaki reliktum patkányfejű, *Microtus oeconomus* (Pallas, 1776) és a csalitjáró pocokról, *Microtus agrestis* (Linnaeus, 1761). Ez utóbbi, bagolyköpetekből gyakrabban előkerülő fajnál sem ismerjük a pontos elterjedési területet, valamint egy adott területen található populációjának nagyságát. Mindhárom faj esetében a korábbi bagolyköpetvizsgálatok már adtak összefoglaló képet a hazai elterjedésükről (Schmidt 1969, 1971, 1975).

A csalitjáró pockot, mint holarktikus, Magyarországon jégkorszaki reliktumként előforduló fajt, a hazai természetvédelem védetté nyilvánította. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer megalapozásánál a monitorozás minimális

programjába javasolták a faj felvételét (Báldi *et al.* 1995, Csorba & Pecsenye 1997), természetvédelmi értékelési rendszerében a faj biológia jellemzői alapján 3, a magyarországi állományának helyzetét tekintve 13, míg a hazai kutatottsága és monitorozás tekintetében 10–10, azaz maximális pontszámot kapott, ami azt jelenti, hogy a fajra nézve hazánkban semmilyen monitoring rendszer nem működött, illetve a faj ökológiai igényei a hazai populációknál nem voltak ismertek.

A *M. agrestis* vonatkozásában a hazai zoológiai irodalomban elsősorban faunisztikai adatok állnak rendelkezésre. A hazai faunában először Méhely (1908) mutatta ki, majd számos bagoly gyomor- és köpetvizsgálata alapján 1909-ben uhu (*Bubo bubo*) gyomrából Greschik (1911) regisztrálta a fajt. Később Éhik (1924, 1928) foglalkozott a faj hazai előfordulásával, és morfológiai jellemzők alapján elkülönítette egy alfaját (*M. agrestis pannonicus*). A hazai bagolyköpet-vizsgálatok kiszélesedésének következtében egyre több adat gyűlt össze a faj hazai előfordulásáról. Az így kapott adatok összesített elemzésével állatföldrajzi értékelések is lehetővé váltak, egyrészt több hazai faj együttes vizsgálatával (Schmidt 1976), másrészt kiemelten a *M. agrestis* előfordulásának összefoglalásával (Schmidt 1974). A hazai faunában szigetszerűen megtalálható *M. oeconomus* ökológiai igényeit, élőhelyválasztását és használatát tekintve nagyban hasonlít a *M. agrestis* populációra, amit a korábbi skandináviai kutatások már bizonyítottak (Tast 1968). Mindezek alapján a *M. oeconomus* szempontjából kiemelt hazai területeken valószínűsíthető a két faj együttes előfordulása, ami lehetővé teszi ökológiai igényeik összehasonlító kutatását hazánkban is. A két faj együttes előfordulását a Kis-Balatonon már leírták (Schmidt 1967), a bagolyköpetekből kimutatták a két faj együttes jelenlétét, viszont ezt akkor a csapdázásos felmérések nem erősítették meg.

Jelen dolgozatban az 1999-ig gyűjtött és nagyrészt publikált, valamint számos újabb, nem publikált eredmény alapján a *M. agrestis* hazai elterjedését elemezzük. A 2000-es adatokat már nem elemeztük, mivel 2000-ben kezdődött a kisemlősök elterjedésének bagolyköpet-vizsgálatokon alapuló országos monitorozása.

Módszerek

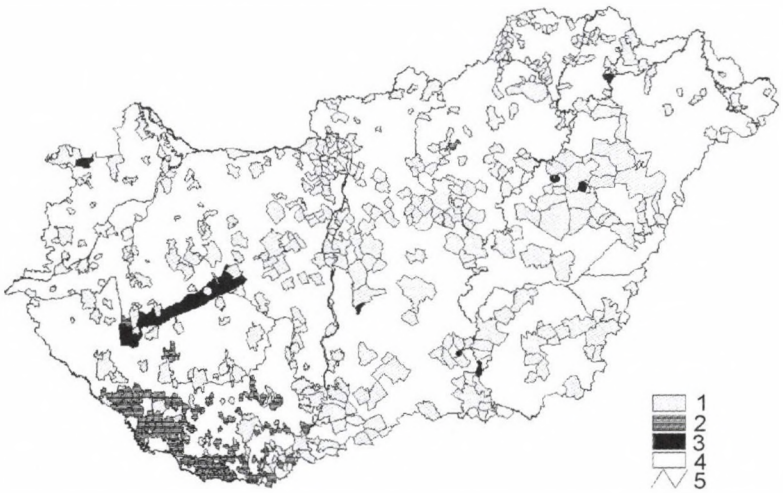
A *M. agrestis* hazai előfordulási adatainak feldolgozásához Microsoft Accessben adatbázist készítettünk, és a bevitt adatok értékelésénél két kutatási időszakot vettünk figyelembe. Az első intervallumot az 1900-as évek elejétől – amelynek adataira a hazai bagolyköpet vizsgálatok első közleményei hivatkoznak (pl. Greschik 1911) – 1974-ig számítottuk, amikor megjelent a *M. agrestis* hazai elterjedését összefoglaló első publikáció (Schmidt 1974). A második kutatási intervallumnak az 1975–1999 közötti időszakot tekintettük, amely során a bagolyköpet-vizsgála-

tokkal foglalkozó szakemberek újabb generációi számos publikációt jelentettek meg. A két időszakból származó adatok nagy része publikált, amely közlemények megkereséséhez Kalivoda (1999) bagoly-táplálkozástani bibliográfiai összefoglalása szolgált alapul.

Az adatbázisban lévő adatok térképi feldolgozását a már említett két időszaknak megfelelően végeztük el és az így kapott elterjedési térképhez referenciaként ábrázoltuk a Kalivoda (1999) bibliográfiájában található valamennyi települést, amelyek esetében bagolyköpetadatokat publikáltak. Ehhez hozzátettük a saját adatbázisunkból (1985–1999) a Dél-Dunántúlra (Baranya és Somogy megye) vonatkozó adatokból azokat a településeket, amelyek a fenti bibliográfiában nem szerepeltek, de Kalivoda (1999) munkája óta nagyrészt publikáltak (Horváth 1994, 1995, 1998, 1999, 2000*a*, 2000*b*, Purger 1996, 1997, 1998). Az első időszakra elvégeztük a faj hazai elterjedésére vonatkozó kvalitatív, míg a második időszakra a kvalitatív és kvantitatív adatok térképi ábrázolását, utóbbi esetén a faj mintánkénti relatív arányát vettük figyelembe. Az országos elterjedés mellett a második időszakban a kvantitatív adatok alapján vizsgáltuk a faj nagy- és középtájankénti elterjedését (Marosi & Somogyi 1990).

Eredmények

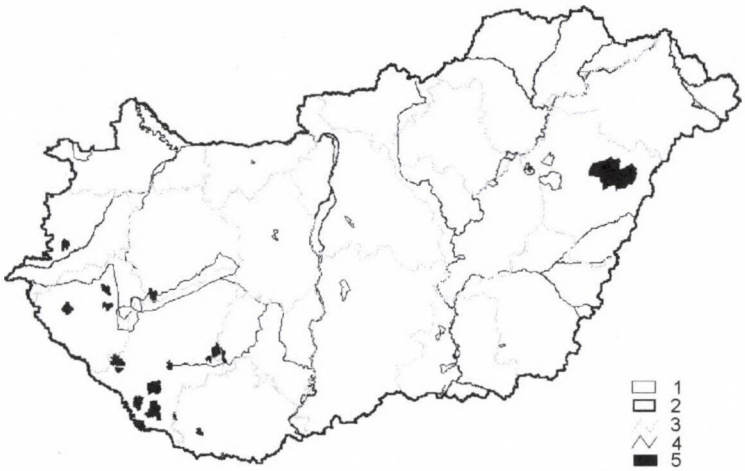
Minden faunisztikai feldolgozásnál az adatok térképi ábrázolásánál kapott információ azt is tartalmazza, hogy az adott régióban mennyire intenzíven kutatták



1. ábra. A hazai köpetgyűjtések által érintett települések a két adatbázis alapján készített tematikus térképen (1 = Kalivoda (1999), 2 = egyéb (1985–1999), 3 = Ramsar, 4 = ország, 5 = folyók)

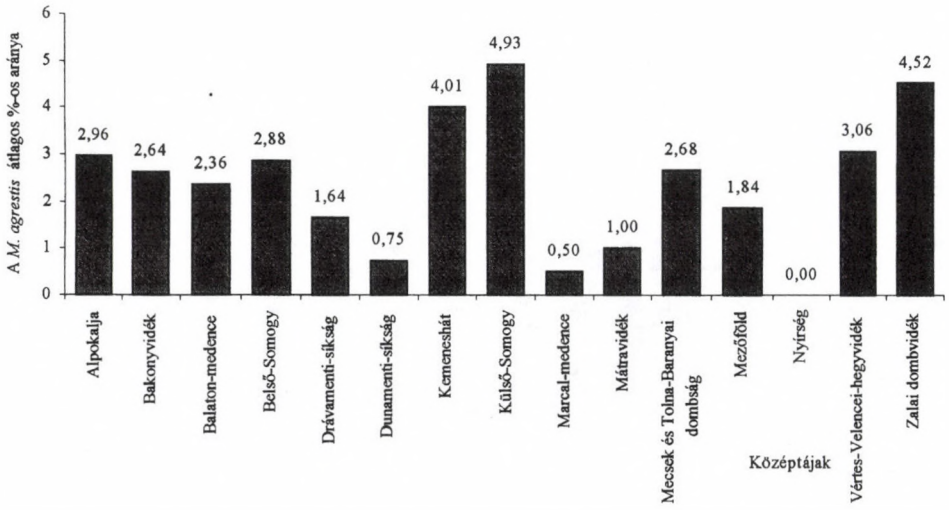
az adott fajt. A *M. agrestis* elterjedésének elemzéséhez elsőként tehát elkészítettük a hazai bagolyköpetgyűjtések országos elterjedését szemléltető tematikus térképét (1. ábra). Ehhez, mint referenciatérképhez tudjuk viszonyítani a *M. agrestis*, elsősorban bagolyköpetekből kapott elterjedési adatait. Az 1900-as évek elejétől 1974-ig tartó időszakban a tudományos közlemények alapján rendkívül kevés adat gyűlt össze. Összesen 15 közölt adatból 9-et tudtunk értékelni, amelyekből 8 származott bagolyköpet-vizsgálatokból, egy pedig csapdázásból. Az adatok 9 db 10 × 10-es UTM négyzetet érintettek, és elsősorban Dél-, Délnyugat-Magyarország területére estek. Magyarország kistájkataszteri felosztása alapján e kilenc adat 2 kistájat, 5 középtájat és 3 nagytájat érintett. A korábbi tudományos közlemények legnagyobb hibája az volt, hogy nem adták meg pontosan a fajok, illetve a kimutatott kisemlős közösségek adatait. Ezért legtöbb esetben nem tudtuk kiszámítani a *M. agrestis* összegyedszámhoz viszonyított relatív arányát. Azok a publikációk, ahol csak a faj egyedszámát közölték, viszont a többi fajról nem volt pontos adat, ugyancsak nem adtak kellő információt a *M. agrestis* többi fajhoz viszonyított dominanciájáról. Ezért ezeket az adatokat csak kvalitatív adatként tudtuk felhasználni az értékeléshez, erre az időszakra elkészített tematikus térképünkön csak az előfordulásokhoz kötött települések poligonjait jelöltük, melyek a faj előfordulására, jelenlétére utalnak, de semmilyen kvantitatív adatot nem tartalmaznak. A térképi ábrázoláson ebben az esetben is vesztek el adatok, azok, amelyeknél nem pontos földrajzi helységnevet, hanem földrajzi tájegységet jelöltek meg a faj előfordulásaként (2. ábra). Az egy csapdázásos adat azonban egyértelműen arra utal, hogy hazai célirányos kutatások nem történtek a fajra vonatkozóan. Schmidt (1974) közleménye az első törekvés arra, hogy a faj hazai adatait összefoglalja, amely szerint a faj egyértelműen Nyugat- és Délnyugat-Dunántúlon fordul elő. Ezen adatok alapján Schmidt térképen jelölte a faj elterjedésének keleti határát, mivel a rendelkezésére álló adatok alapján a faj legnagyobb sűrűségét Zala és Somogy megyére adta meg. Saját készítésű ábránk is tükrözi a Schmidt által leírt helyzetet (2. ábra).

Az 1975–1999 közötti időszakból összesen 206 adatot vittünk be az adatbázisba, amelyekből a gyűjtőhely és az UTM-kód szerinti lekérdezés alapján 176 volt értékelhető. Ebben az időszakban is a köpetvizsgálatok a szinte kizárólagos forrásai az adatoknak. A csapdázások eredményei nehezebben kezelhetők, a Kis-Balaton területén a több mintaponton végzett csapdázások adatai az országos léptékű térképen nem ábrázolhatók. Az adatok 6 nagytájat, 15 középtájat és 32 kistájat érintettek. A legtöbb előfordulási adat a Dél-Dunántúlról került elő, így nagytáj léptékben az alföldi területekről származó nagy mennyiségű adatot a Dráva mentisíkságon regisztrált jelentős előfordulás jelentette, ugyanakkor meglepő a faj nyírségi területről történő előkerülése, valamint az ország északi területéről származó adatok, melyek hitelessége megkérdőjelezhető és fontos lenne az esetleg megőrzött minták ellenőrzése.



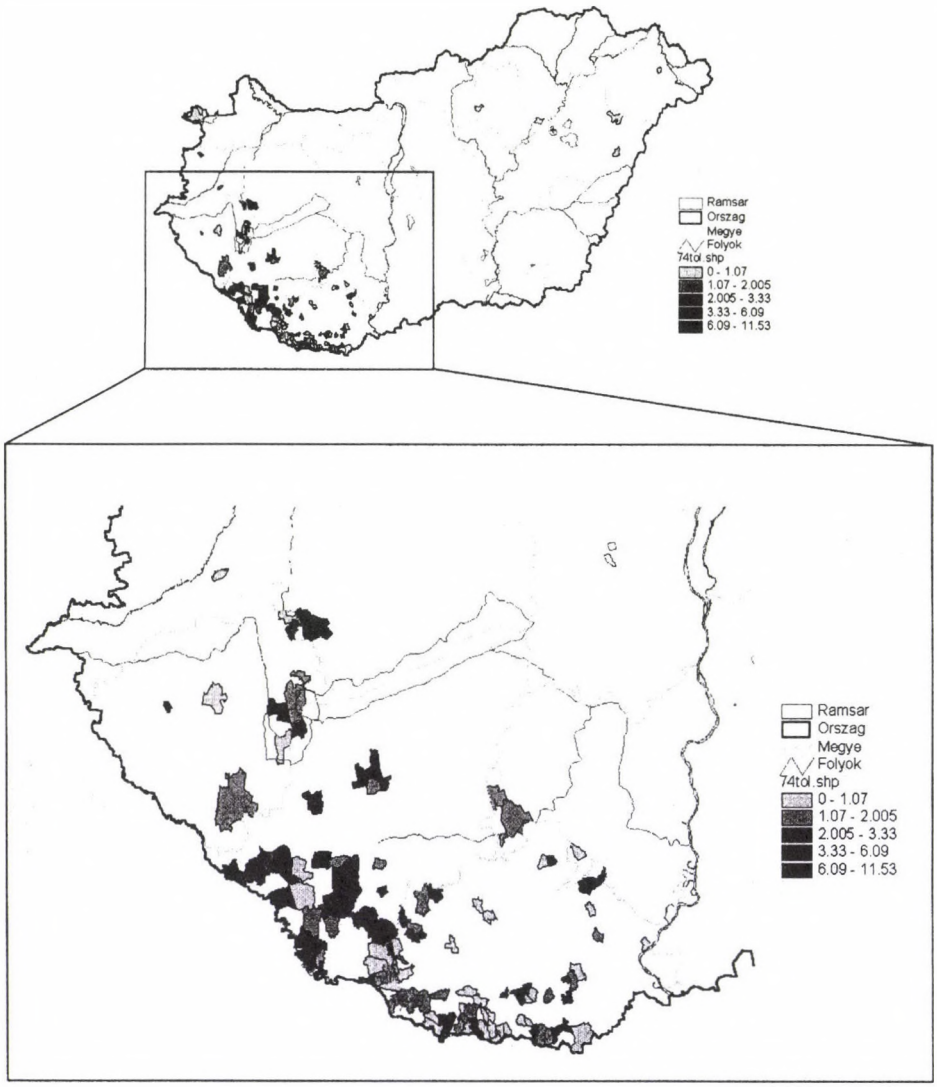
2. ábra. A *M. agrestis* hazai előfordulásának tematikus térképe az 1974-ig gyűjtött adatok alapján. (1 = Ramsar, 2 = ország, 3 = megye, 4 = folyók, 5 = *M. agestis* előfordulása 1974-ig)

A *M. agrestis* összes egyedszámhoz viszonyított relatív arányát a nagytájakra átlagolva teljesen más képet kapunk, mint azt az előfordulási adatok eloszlásánál láttuk. A relatív arányokat tekintve a nyugat-magyarországi peremvidék esetén kapott adat nem tekinthető reálisnak, mivel a kevés adat miatt az átlagos arány magas értéket adott. Az Alföld, a Dunántúli-dombság és a Dunántúli-középhegység vonatkozásában kapott nagyobb arányok azonban már elfogadhatónak tekinthe-



3. ábra. *M. agrestis* középtájak szerinti átlagos relatív aránya 1975–1999 között.

tők. Középtáj léptékben a legnagyobb gyakoriságot Belső-Somogyra kaptuk (3. ábra). A legjobb előfordulási területnek tehát a Dél-Dunántúl tekinthető, ami megerősíti a Schmidt (1974) által leírtakat, illetve alátámasztja a publikációjában közölt elterjedési térképet is, de azt lényegesen több adattal egészíti ki, így a Schmidt



4. ábra. A *M. agrestis* előfordulásának tematikus térképe az 1975–1999 között gyűjtött adatok alapján (kinagyítva a közép- és dél-dunántúli régiót).

Egon által leírt elterjedési határt módosítják. Ebben az időszakban is ábrázoltuk az adatokat tematikus térképen, ahol a faj előfordulási aránya alapján már mennyiségi viszonyokat is feltüntettünk (4. ábra). Mivel a faj elterjedésére vonatkozó legtöbb adat a Dél-Dunántúlról származik, ezért ezt a régiót kinagyítva is megjelenítettük, amiből szemléletesen látszik a faj Dráva menti folyamatos elterjedése, valamint a Kis-Balaton környéki és a zalai, valamint a belső-somogyi előfordulás.

Értékelés

A publikált adatok alapján számos információ gyűlt össze a *M. agrestis* országos elterjedéséről. Mindenekelőtt meg kell jegyeznünk, hogy a fajt tekintve egyáltalán nem volt célirányos kutatás hazánkban, még a Kis-Balaton területén sem volt 1993-ig három évnél hosszabb, rendszeres kisemlős faunisztikai kutatás. Így a korábbi adatok elsősorban faunisztikai, állatföldrajzi vonatkozásban fontosak, a fajpopuláció állományának, méretének, denzitásának nagyságáról, mindezek tér-időbeli változásáról nem adtak információt. Elsőként és természetesen egyben a legtöbb eredményt az indirekt vizsgálatok (bagolyköpet) adták a *M. agrestis* elterjedéséről. Ezek számos, de földrajzilag nem pontos lokalitáshoz, vizsgálati területhez köthető adatok voltak, de ennek ellenére mindenképpen ki kell emelnünk faunisztikai, állatföldrajzi fontosságukat.

A publikált adatokat két időszaknak megfelelően dolgoztuk fel, amelyek közül az első, 1900–1974-ig tartó időintervallumban meglehetősen kevés adat gyűlt össze a faj elterjedéséről, annak ellenére, hogy a hazai bagolyköpet és ragadozó madár gyomortartalom-vizsgálatoknak nagy múltja és aktív kutatási periódusa volt ebben az időszakban. Greschik (1911), aki rendkívül sok köpet- és gyomortartalom-vizsgálatot végzett, e korszak elején azt írta, hogy a *M. agrestis* példányait csak egy esetben találta meg, és ebből azt a következtetést vonta le, hogy a faj rendkívül ritka hazánkban, ellenben Németországban sok példányát mutatták ki bagolyköpetekből. Ezt az időszakot a faj elterjedésének vonatkozásában Schmidt (1974) dolgozata foglalta össze, amely alapján ezt választottuk ezen időszak lezárásának. Schmidt (1974) a legfőbb előfordulási területnek Zala, Somogy és Baranya megye keleti részét adta meg, ahol egyben a faj keleti elterjedésnek határát is jelezte.

A második időszak már lényegesen több adatot hozott, ami Schmidt Egon kutatásának egész országra történő kiterjedése, valamint az 1980-as évektől megjelenő regionális felmérések gyakoriságának növekedése okozott. A legtöbb előfordulási adat ebben az időszakban is a Dél-Dunántúlról került elő, ami megerősíteni látszik a korábbi időszak eredményeit, miszerint ez a tájegység a faj legfonto-

sabb hazai előfordulási területe. Emellett kiemelendő a Dráva-sík területéről előkerült nagy mennyiségű adat, ami azt jelzi, hogy ennek a területnek a kutatottsága az első időszakban nem volt megfelelő, ami jól bizonyítja azt, hogy kellő adat hiányában nem szabad megbecsülnünk egy faj elterjedési területének határait.

Az ország északkeleti területéről előkerült adatok esetén felmerül a kérdés, hogy a kapott adatok esetleg hibás határozás eredményei. A *M. agrestis*, főként a gyöngybagoly táplálékában legnagyobb gyakoriságú mezei pocoktól (*M. arvalis*) egyértelműen elkülöníthető a felső második zápfoga (M^2) alapján. Mivel a köpetekben nagy mennyiségben lehetnek a csalitjáró pocok koponyáját megközelítő vagy azonos nagyságú mezei pocok koponyák is, a felső M^2-es zápfog hiánya vagy a fogazat rosszabb állapota megnehezíti a határozást. Így mindenképpen fontos lenne e kérdéses adatok ellenőrzése. Ez természetesen akkor lehetséges, ha az adott határozó hosszú távra is megőrzi mintáit. A 2000-ben elindult országos bagolyköpet-vizsgálatokon alapuló kisemlős monitorozás eredményei választ adhatnak a csalitjáró pocok észak-magyarországi előfordulásának kérdésében. A nemzeti parkok területeihez kötött mintavételek adatait felhasználhatjuk a fenti kérdés további vizsgálathoz, így ezen országos program beindulása előtti időszakot vizsgálva az adatok értékelésében ezért választottuk 1999-et a felső időhatárnak.

A csalitjáró pocok elterjedésében fontos kérdés, hogy a különböző földrajzi szélességeken található populációk mennyiben tekinthetők reliktum, fragmentált állományoknak, vagy van-e a fajnak egy folyamatos dél, délkelet felé húzódó szétterjedési dinamikája. A Baranya megyében 1985 óta végzett rendszeres köpetfeldolgozásunk egyértelműen kimutatta, hogy végig megtalálható a Dráva mentén, így az ország legdélebbi pontjain is kimutattuk (Horváth 1998). A volt Jugoszlávia területén egészen a Száváig regisztrálták a faj előfordulását (Petrov 1992), tehát a Schmidt (1974) térképén jelzett északnyugat–délkelet irányultságú elterjedés tovább folytatódik a Száváig. Ezek mellett a volt Jugoszlávia területén a bagolyköpetekből még a Dunától keletre is megtalálták a fajt (Purger 1989, Purger & Krsmanovic 1989), ami egyértelműen jelzi, hogy a faj szétterjedési dinamikájában e délebbi területeken sem jelentett akadályt a Duna.

Irodalomjegyzék

Báldi, A., Csorba, G. & Korsós, Z. (1995): *Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere.* – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 59 pp.

Csorba, G. & Pecsenye, K. (1997): A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer X. Emlősök és a genetikei sokféleség monitorozása. – Magyar Természettudomány Múzeum, Budapest, 47 pp.

Éhik, Gy. (1924): Preliminary description of a new Microtus agrestis from Hungary. – *Ann. Mus. Nat. Hung.* **21**: 75–78.

Éhik, Gy. (1928): Néhány adat Magyarország emlősfaunájának ismeretéhez. – *Ann. Mus. Nat. Hung.* **25**: 195–203.

Greschik J. (1911): Hazai ragadozómadaraink gyomor- és köpettartalomvizsgálata. – *Aquila* **18**: 147–177.

Horváth, Gy. (1994): Kisemlősfaunisztikai vizsgálatok a gyöngybagoly (Tyto alba Scop., 1769) köpetanalízise alapján Baranya megyében. – *Állattani Közlemények* **80**: 71–78.

Horváth, Gy.(1995): Adatok a Dráva-sík kisemlős faunájához (Mammalia: Insectivora, Rodentia) gyöngybagoly (Tyto alba Scop.) köpetvizsgálata alapján. – *Dunántúli Dolgozatok, Természettudományi Sorozat* **8**: 203–210.

Horváth, Gy. (1998): Kisemlős (Mammalia) faunisztikai vizsgálatok a gyöngybagoly (Tyto alba) köpetanalízise alapján a Dráva mentén (1995–1997). – *Dunántúli Dolgozatok, Természettudományi Sorozat* **9**: 475–488.

Horváth, Gy. (1999): A gyöngybagoly (Tyto alba Scop., 1769) köpetvizsgálatának tíz éve Baranya megyében (1985–1994). – *Állatt. Közlem.* **84**: 63–77.

Horváth, Gy. (2000*a*): Comparative analysis of the small mammal fauna of the River Drava plain region. I. Species richness, diversity and biomass based on the anaysis of Barn owl Tyto alba (Scop., 1769) pellets. – *Tiscia* **32**: 47–54.

Horváth, Gy. (2000*b*): A Villányi-hegység peremének kisemlős faunája gyöngybagoly, Tyto alba (Scop., 1769) köpetvizsgálata alapján. – *Dunántúli Dolgozatok, Természettudományi Sorozat* **10**: 395–405.

Kalivoda, B. (1999): A magyar bagoly-táplákozástani irodalom annotált bibliográfiája. – *Crisicum* **2**: 221–254.

Marosi, S. & Somogyi, S. (1990): *Magyarország kistájainak katasztere*. – Budapest, 479 pp.

Méhely, L. (1908): Zwei für Ungarn neue Wühlmäuse. – *Állatt. Közlem.* **7**: 3–14.

Petrov, B. (1992): Mammals of Yugoslavia – Insectivores and Rodents. – *Nat. Hist. Mus. Suppl.* 37, Beograd, 186 pp.

Purger, J. J. (1989): New finding of meadow vole, Microtus agrestis (L. 1761) in Vojvodina. – *Bull. Mus. Hist. Nat. Ser. Biol. B* **43–44**: 203.

Purger, J. J. & Krsmanovic, L. (1989): A diet of the long-earned owl Asio otus L. 1758 in west Backa (Vojvonida, Yugoslavia). – *Arch. Biol. Sci.* **41**(1–2): 93–102.

Purger, J. J. (1996): A Boronka-melléki Tájvédelmi Körzet keleti határvidékének (Somogy megye) kisemlős faunája, gyöngybagoly, Tyto alba (Scopoli, 1769) köpetek vizsgálata alapján. – *Somogyi Múzeumok Közleményei* **12**: 299–302.

Purger, J. J. (1997): A csokonyavisontai halastavak (Somogy megye) környékének kisemlős faunája, gyöngybagoly köpetek vizsgálata alapján. – *Term.véd. Közlem.* **5–6**: 105–109.

Purger, J. J. (1998): A Dráva mente Somogy megyei szakaszának kisemlős (Mammalia) faunája, gyöngybagoly, Tyto alba (Scopoli, 1769) köpetek vizsgálata alapján. – *Dunántúli Dolgozatok, Természettudományi Sorozat* **9**: 489–500.

Schmidt, E. (1967): Néhány adat a gyöngybagoly táplálkozásökológiájához. – *Aquila,* **73–74**: 109–116.

Schmidt, E. (1969): Adatok egyes kisemlős fajok elterjedéséhez Magyarországon, bagolyköpet vizsgálatok alapján. (Előzetes jelentés). – *Vertebrata Hungarica* **11**(1–2): 137–153.

Schmidt, E. (1971): Neue Funde der Steppenbirkenmaus, Sicista subtilis (Pallas, 1773), in Ungarn. – *Säugetierk. Mitt.* **19**: 384–388.

Schmidt, E. (1974): Die Verbreitung der Erdmaus, Microtus agrestis (Linn., 1761), in Ungarn. – *Säugetierk. Mitt.* **22**: 61–64.

Schmidt, E. (1975): Die Ernährung der Waldohreule (Asio otus) in Europa. – *Aquila* **80–81**: 221–238.

Schmidt, E. (1976): Kleinsäugerfaunistische Daten aus eulengewöllen in Ungarn. – *Aquila* **82**: 119–144.

Tast, J. (1968): The root vole, Microtus oeconomus (Pallas), upon the habitat selection of the field vole, Microtus agrestis (L.), in northern Finland. – *Ann. Acad. Sci. Fenn.* **136**: 3–23.

Distribution of the protected field vole, *Microtus agrestis* (Linnaeus, 1761) in Hungary, based on data collected up to 1999

Horváth, Gy., Pogány, Á., Hamburger, K. and Schäffer, D.

Department of Zootaxonomy and Synzoology, Institute of Biology, University of Pécs
H-7624 Pécs, Ifjúság u. 6, Hungary

Abstract: Locality records of the protected field vole (*M. agrestis*) were analysed according to data collected and, in most cases, published between 1900 and 1999. This period was divided into two intervals: before and one after 1974, the publication year of the first comprehensive study on the occurrence of the species. In the first period there were 15 studies out of which 9 were sufficiently detailed for our investigations, 8 were based on pellet analyses and one on trapping carried out mostly in the south, southwestern areas of Hungary. A total of 206 data records were involved in our database from the period 1975–1999, out of which 176 were suitable for collection site and UTM code database queries. The main distribution area was South Hungary again.

Key words: dispersal, *Microtus agrestis*, owl pellet, relative frequency

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 607–611, 2004

Mesterséges madárodúkban fészkelő mogyorós pelék (*Muscardinus avellanarius*) populációdinamikája és predációs szerepe a Nyírségben

Juhász Lajos és Kozák Lajos

Debreceni Egyetem, Agrártudományi Centrum
Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék
4032 Debrecen, Böszörményi út 138, E-mail: juhaszl@helios.date.hu

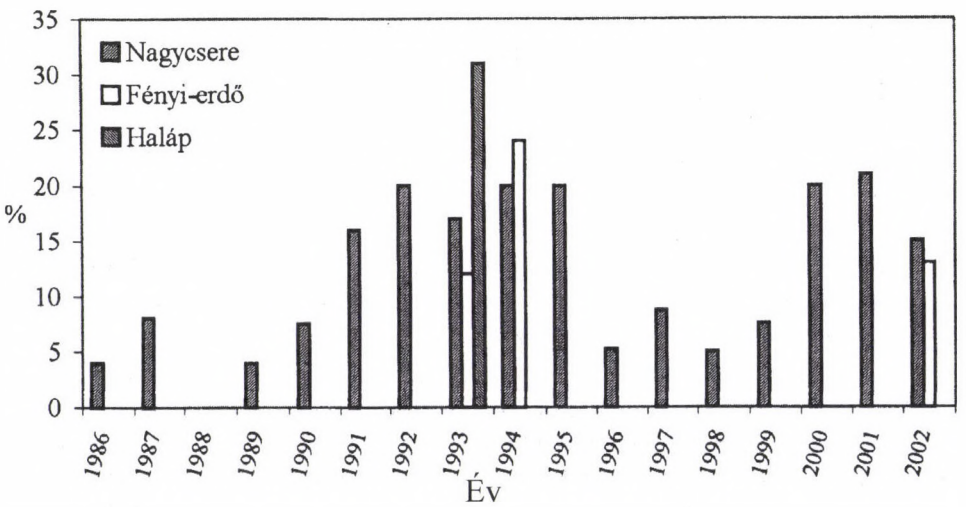
Az 1986-ban megkezdett mesterséges madárodúkkal történő fészkelésökológiai kutatásaink (Juhász & Tóth 1990, 1992, Juhász & Vas 1994, 1996) alkalmas módszert jelentenek egyéb fajok, így különösképpen a mogyorós pele prezenciájának és esetleges predációs szerepének a felmérésére is (Juhász & Kozák 2000). Az északkelet-magyarországi tapasztalatainkkal ellentétben, az országos adatbázis alapján a mogyorós pele ritka fajnak minősül a sík vidéki erdőkben (Bakó *et al.* 1998), így a felméréseinkkel szerzett új adatok fontos információt nyújtanak a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer számára is.

Felméréseinket a Nyírség három természetközeli tölgy-kőris-szil keményfa ligeterdő foltjában végeztük, mintegy 180 mesterséges madárodú segítségével. A 70–90 éves fákból álló nagycserei mintaterületen 1986 óta dolgozunk folyamatosan évi 80 (±5, az esetleges pótlások, elhasználódások miatt) odúval. A halápi mintaterület 40 év alatti korösszetételű erdejéből 1986-ból áll rendelkezésünkre 40, míg a Fényi-erdő 60–90 éves fákat magába foglaló erdőrészletéből 1993, 1994, valamint 2002 években 50 (±5), illetve 30 odú adata. Az odúk ellenőrzését a madarak fészkelési periódusában, illetve ősszel végeztük, heti rendszerességgel. A predációs ok kiderítésében rendszerint csak közvetett bizonyítékok segítenek. Valószínűsíthetően mogyorós pele általi predációnak tekintettük azt, ha a tojásos, vagy fiókás fészekben megtaláltuk a mogyorós pele fészkét, az állatot vagy ürülékét, és a továbbiakban a költés nem folytatódott.

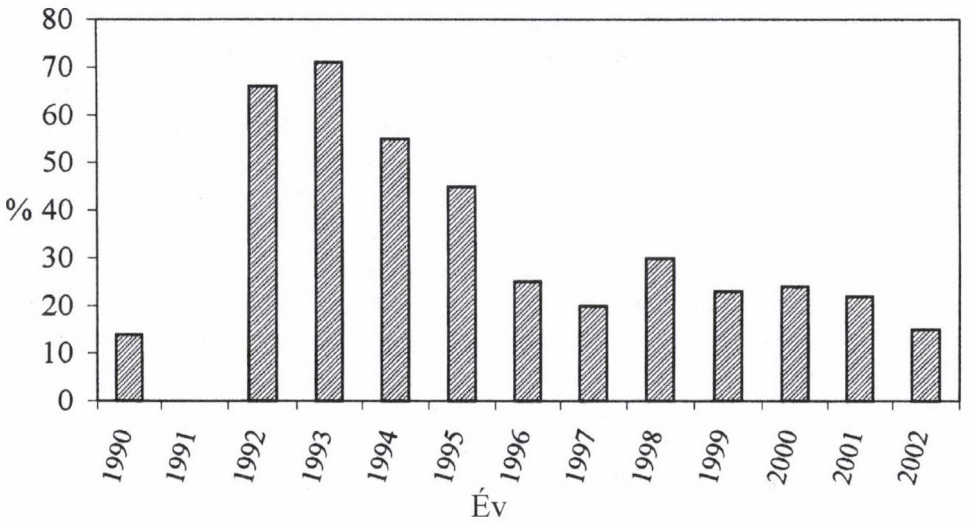
Mindhárom mintaterületen kimutattuk a mogyorós pele jelentős állományát. A pelék az odúk 0–31%-át foglalták el az egyes években (1. ábra). A pelefészkek nagyobb része csak alvó-, illetve váltófészek volt, de 0–45%-ában 1–4 utódot is találtunk. Tavasz végén és ősz elején egyaránt találtunk fiatalokat. Az odúbeli fészkelőhelyért versengést tapasztaltunk a pelék és az odúlakó madarak között. Az itt költő madárfajok többségének korábban kezdődik a költési időszaka, mint a mogyorós pele tavaszi aktivitásának kezdete. Ennek megfelelően a pelék sok esetben már lakott, esetenként tojásos fészekaljjal rendelkező odút foglaltak el. Egy esetben békés egymás mellett élést is tapasztaltunk: egy mogyorós pele fészke a már

kotló széncinege fészekalapjába készült, és a két faj természetszerűen ugyanazt a kijáratot használta. A madárfészkeket jelentős predációs nyomás terheli. Erre és a pelék egyedszámváltozására vonatkozóan a leginkább értékelhető információt a nagycserei mintaterület 16 éves adatsora szolgáltatja (2. ábra). A predátorok azonosítása gyakran nehéz, azonban esetenként bizonyíthatóan erdei sikló (*Elaphe longissima*), harkály (*Dendrocopos* spp.), ragadozó kisemlősök, vörös mókus (*Sciurus vulgaris*), mogyorós pele, erdei egerek (*Apodemus* spp.) vagy akár lódarázs (*Vespa crabro*) is okozhatja a fészekaljak pusztulását. A mogyorós pele valószínűsíthetően az esetek 0–71%-ában lehetett a fészekalj pusztulásának az okozója a nagycserei mintaterületen (3. ábra). Nem minden odúlakó madárfaj esetében jelentett azonos mértékű predációs tényezőt a mogyorós pele. A valószínűsíthetően pele által megsemmisített fészekaljak esetében 61%-os döntő többségben az örvös légykapó (*Ficedula albicollis*) tojásainak pusztulását, illetve költésének meghiúsulását tapasztaltuk. Az esetek 23%-ában a széncinege (*Parus major*), 10%-ában a kékcinege (*Parus caeruleus*), míg 3–3%-ában a seregély (*Sturnus vulgaris*), illetve a vörösbegy (*Erithacus rubecula*) fészekaljak esetén tapasztaltunk hasonló eseményt.

A Nyírség több területén odúlakó madárfajokkal folytatott programszerű madártani kutatásokhoz, fészkelésökológiai megfigyelésekhez használt mesterséges fészekodúk, a hazai és nemzetközi tapasztalatoknak is megfelelően (Bakó *et al.* 2002, Juškaitis 1997*a*, *b*) alkalmasnak bizonyultak a mogyorós pele prezenciájának és populációdinamikájának a monitorozására is. Minden mintaterületen si-

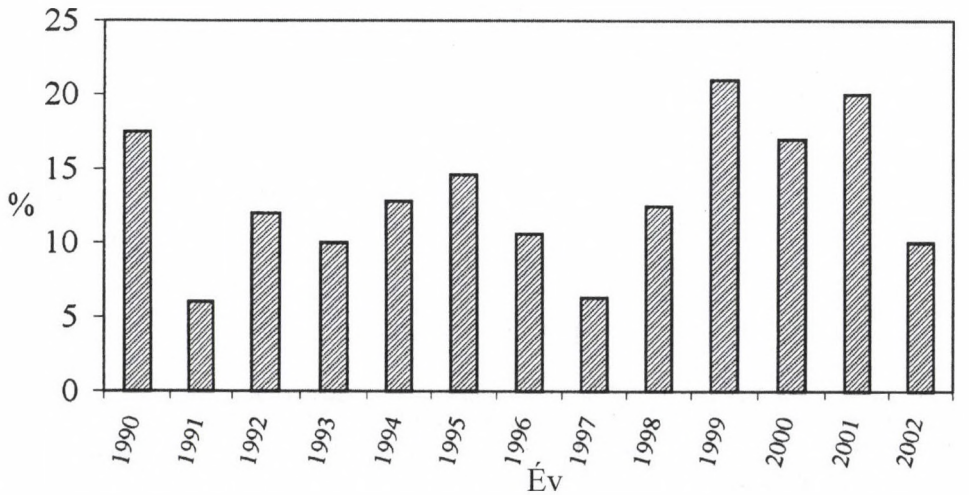


1. ábra. A mogyorós pele által elfoglalt mesterséges odúk aránya az egyes mintaterületeken.



2. ábra. A predált fészkek aránya a nagycserei odútelepen.

került kimutatni a fajt, valamint a nagycserei mintaterület 16 éves adatsora a populáció jól megfigyelhető, a rágcsálókra általánosságban jellemző egyedszám-ingadozását is jelzi (1. ábra). Vizsgálatok alapján a pelék által elfoglalt madárodúk száma szoros korrelációt mutat a populációdenzitással (Juškaitis 1994). Az egyed-



3. ábra. A megsemmisült fészkek közül valószínűsíthetően mogyorós pele által predált fészkek aránya a nagycserei mintaterületen.

számváltozás oka kereshető az egyes évek eltérő időjárási viszonyaiban és táplálékkínálatában, valamint a telelési időszak alatti körülményekben.

A fészkelőhelyért versengést tapasztaltunk a pelék és a mesterséges odúkban költő madarak között. Sok esetben a már költését megkezdett madár fészkére épült a pelefészek. Bár sokszor valószínűsíthető, azonban kétséget kizáróan nem bizonyítható minden esetben, hogy a fészeképítéshez, tojásrakáshoz, esetleg már a kotláshoz is hozzákezdett madár a pele miatt hagyta el végleg a fészket. Az odútelepen költő madarak fészkeit érő predációs hatások között a mogyorós pele jelentős szerepe valószínűsíthető, bár közvetlen megfigyelés hiányában a pelék tojáspredációja csak közvetett bizonyítékok alapján feltételezhető. Ugyanakkor nemzetközi vizsgálatok is említést tesznek a mogyorós pele tojásfogyasztásáról (Juškaitis 1995). A tapasztalataink alapján elsősorban az épülő, illetve a még nem teljes örvös légykapó fészkeket éri ez a hatás. Erre magyarázatként szolgálhat a pelék aktív időszakának és az örvös légykapók fészkelési idejének a többi odúlakó madárfajhoz viszonyított nagyobb mértékű átfedése. Ezzel szemben a fészekodútípus-választásban találtak magyarázatot egy litvániai vizsgálatban, ahol hasonló predációs hatást tapasztaltak (Juškaitis 1995). Abban az esetben a kormos légykapó (*Ficedula hypoleuca*) fészkek 9,5%-át érte predáció, és az odútelep egészét tekintve az összes predált fészekalj esetén 97%-ban kormos légykapó fészkek estek áldozatul. Meg kell azonban jegyezni, hogy ezen a területen a fészkek 57%-a kormos légykapóé volt, míg ez az arány esetünkben mindösszesen 2,8–26% (Juhász & Kozák 2000).

A fészkelőhelyért vívott versengés mértékének csökkentésére egy lehetséges megoldás lehet madárodúk és kifejezetten peléknek kihelyezett (pl. a fatörzs felé fordított bejárattal rendelkező) odúk együttes használata. E módszer tesztelése részét képezi a további vizsgálatainknak.

*

Köszönetnyilvánítás – A kutatási programot a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium KAC 027796–01 témaszámú kutatási támogatása tette lehetővé.

Irodalomjegyzék

Bakó, B., Csorba, G. & Berty, L. (1998): Distribution and ecological requirements of dormouse species occurring in Hungary. – *Natura Croatica* **7**(1): 1–9.

Bakó, B., Hecker, K. & Kis, Zs. (2002): Using of nestboxes in studies on the vegetation preference by the three dormouse species in Hungary. – *Proceedings, International Conference on Dormouse, Gödöllő*, p. 27.

Juhász, L. & Kozák, L. (2000): Fészkelési eredmények és predációs hatások egy mesterséges odútelepen. – *Ornis Hungarica* **10**: 35–40.
Juhász, L. & Tóth, L. (1990): A maradvány tölgy-kőris ligeterdők szerepe a madártársulások fenntartásában a Debreceni Erdőspusztákon. – *Déri Múzeum évkönyve* **1988**: 57–80.
Juhász, L. & Tóth. L. (1992): A keményfa maradványerdők madárfaunisztikai vizsgálata a Debreceni Erdőspusztán. – *Déri Múzeum évkönyve* **1990**: 37–49.
Juhász, L. & Vas, A. (1994): Egy mesterséges fészekodútelep madárállományának dinamikája és költésbiológiája. – *Aquila* **101**: 183–199.
Juhász, L. & Vas, A. (1996): Odúlakó madárfajok populációdinamikai változása és diverzitása egy mesterséges fészekodútelepen Debrecen-Nagycserén. – *Déri Múzeum évkönyve* **1994**: 7–24.
Juškaitis, R. (1994): The structure and dynamics of Common dormouse (Muscardinus avellanarius L.) populations in Lithuania. – *Hystrix* **6**(1–2): 273–279.
Juškaitis, R. (1995): Relation between Common dormice (Muscardinus avellanarius) and other occupants of bird nest-boxes in Lithuania. – *Folia Zoologica* **44**(4): 289–296.
Juškaitis, R. (1997*a*): Use of nestboxes by the common dormouse (Muscardinus avellanarius L.) in Lithuania. – *Natura Croatica* **6**(2): 177–188.
Juškaitis, R. (1997*b*): Ranging and movement of the Common dormouse Muscardinus avellanarius in Lithuania. – *Acta Theriologica* **42**(2): 113–122.

Population dynamics and the role of nest-box nesting Common dormice (*Muscardinus avellanarius*) in destroying bird nests in the Nyírség region

Juhász, L. and Kozák, L.

Department of Conservation Biology, Zoology and Game Management Centre
Agricultural Science, University of Debrecen
H-4032 Debrecen, Böszörményi u. 138, Hungary

Abstract: We have been conducting research projects in the sandy, lowland Nyírség region that has valuable close-to-nature oak forests, hardwood galleries and woodless areas, since 1986. We installed 180 nest boxes for dendricol birds in three separate areas of the region. The nest boxes were checked weekly in the breeding period and data were collected on Common dormouse occupancy and on the interaction between nesting birds and Common dormice. The number of dormouse nests in the nest-boxes showed a yearly fluctuation corresponding with the population size of the Common dormouse. The species occupied 0–31% of the nest-boxes annually. We also found sleeping nests and 0–41% of the dormice nests contained young annually. Several pieces of evidence showed that birds and dormice compete for the nest-boxes. The breeding period of the birds started earlier but dormice were able to occupy boxes inhabited by birds. Common dormice presumably caused 0–71% of the predation on bird nests annually. Dormice most frequently destroyed nests of flycatchers (61% of the destroyed nests).

Key words: Common dormouse (*Muscardinus avellanarius*), nest boxes, predation

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 613–622, 2004

A vidra (*Lutra lutra*) biomonitorozása a Dráva somogyi szakaszán (2000–2002)

Lanszki József

Kaposvári Egyetem, Állattudományi Kar, Ökológiai Munkacsoport
7401 Kaposvár, Pf. 16, E-mail: lanszki@mail.atk.u-kaposvar.hu

Összefoglaló: A fokozottan védett vidra biomonitorozása a Duna–Dráva Nemzeti Park területén, a Dráva folyó Somogy megyei szakaszán 2000-ben kezdődött. A 15 mintavételi hely közül 3 a Dráván, illetve a Murán (Őrtilos-Szentmihályhegy, Bélavár, Vízvár), 3 holtágon (Bélavár, Babócsa, Kis-Bók), 2 kavicsbányatavon (Őrtilos, Somogyudvarhely), 5 patakon vagy csatornán (Dombó csatorna több ponton, Babócsai Rinya, Barcs-Komlósdi Rinya, Korcsina), 2 égeresben, morotvatavon vagy felhagyott halastavakon (Lankóci-erdő, Középrigóci tavak) volt. Az összehasonlító vizsgálatban más somogyi vizes élőhelyek is szerepeltek. Az évszakonkénti táplálék-összetételen kívül vizsgáltam a bejárt útvonalra jutó ürülékek száma alapján a vidra relatív egyedsűrűségét. Legnagyobb vidrasűrűség a halastavakon és egyes holtágakon, legalacsonyabb az emberi zavaró hatásoknak (intenzív horgászat, vízi turizmus) kitett élőhelyeken (pl. bányatavakon) fordult elő. A Dráva folyón a vidra relatív sűrűsége alacsony vagy közepes volt, a nagy vízszintingadozásnak, a sebes folyásnak és a meredek partoldalnak köszönhetően. Az alacsony vízhozamú patakokon és időszakosan kiszáradó csatornákon a táplálékforrások mennyiségének nagymértékű ingadozása miatt szintén alacsony volt a vidrasűrűség. Megállapítható, hogy az élőhelyi változásokra a vidra az előfordulásán, a táplálkozási szokásain és az egyedsűrűségén keresztül érzékenyen reagál.

Kulcsszavak: biomonitorozás, Dráva, *Lutra lutra*, relatív sűrűség, táplálék

Bevezetés

A vidra (*Lutra lutra* Linnaeus, 1758) hazai elterjedését az elmúlt 15 évben kérdőíves felmérésekben nyomon követték (Gera 2001, Heltai 2002, Szemethy & Heltai 1996). Eszerint állománya, elterjedését tekintve stabil, mely más közép-európai országhoz hasonlóan (Gera 2001, Heltai 2002, Kranz 2000), feltételezhetően a védelemnek és elsősorban a mesterséges halastórendszereknek köszönhető. A vidra előfordulása, egyedsűrűsége, területiumának kiterjedése és zsákmányszerzése függ a rendelkezésre álló táplálékkészlettől (Erlinge 1967*b*, 1968, Kruuk *et al.* 1990, 1991, Kruuk & Moorhouse 1990). A táplálékkészlet nagyságán kívül lényeges, előfordulást befolyásoló tényező a part menti vegetáció minősége, a part meredeksége és a terület ember általi befolyásoltsága is (Carss 1995, Kemenes & Demeter 1995, Lanszki *et al.* 1999).

A vidrapopuláció nagyságának meghatározása a gyakorlatban sokszor problémát jelent. Rejtőzködő életmódjából éjszakai aktivitásából adódóan elsősorban közvetett módszerekkel (pl. életnyomok számlálása alapján) követhetők nyomon a változások. A relatív vidrasűrűség az egységnyi bejárt útvonalhosszra vetített életnyomok (pl. ürülék) száma alapján mérhető, vonal transzekt módszerrel (pl. Mason & Macdonald 1986, Prigioni *et al.* 1995, Robson & Humphrey 1985). Ez a metodika azonban hibákat is hordozhat magában. Lényeges a mintagyűjtési gyakoriság rögzítése, a vizsgálat minél hosszabb időtartama, ezáltal az évszakos és éves ingadozás meghatározása. A szaporodással összefüggő társas viselkedés és az évszakok is befolyásoló tényezőnek minősülnek (pl. Kruuk & Conroy 1987).

Horvátországban, Novo Virje térségében vízi erőmű építését tervezik, mely hatással lehet az egész térség jövőbeni állapotára. Az 1988-as Zágrábban aláírt, a Dráva közös érdekű szakaszának hasznosításával foglalkozó egyezmény után, a monitorozást a 2066/1999 (III.31.) számú kormányhatározat rendelte el. Ennek értelmében a Duna–Dráva Nemzeti Park Somogy megyei Dráva szakasza mentén megkezdődött a környezeti és természeti értékek, így a vidra monitorozása. Hazai természetes vizes élőhelyeken, különösen folyókon korábban nem folyt hasonló vidrakutatás, ezért megfelelő tapasztalatok hiányában, a tavakon és a patakokon végzett, somogyi kutatási eredményeket használtam fel viszonyításként. A vidra-biomonitorozás főbb célkitűzései: mintaterületeken az előfordulást befolyásoló tényezők (különösen a táplálkozással összefüggésben), valamint az állománysűrűség vizsgálata volt.

Módszerek

A vizsgált Dráva menti élőhelyek (mintaterületek) főbb adatait az 1. táblázat tartalmazza. Az összehasonlító vizsgálatban ezeken kívül a Balaton–Dráva ökológiai hálózat részletesen kutatott vizes élőhelyei, így a Boronka-melléki Tájvédelmi Körzet tavai, a Fonói-halastó, illetve -patak, továbbá a petesmalmi tórendszer is szerepelt. A Dráva mentén a mintavétel gyakorisága 6 hét, 2002 májusától 4 hét volt. A vidra táplálkozási szokásait hullatékanalízissel tanulmányoztam, a hullatékokat standard útvonal bejárásával gyűjtöttem (1. táblázat). A származtatott adatok megadásakor a téli és a tavaszi, valamint a nyári és az őszi időszakok mintáit összevontam. A táplálék-összetétel meghatározása toll, csont, pikkely, garatfog, kitinváz, fogazat, valamint szőrjellemzők alapján mikroszkóppal történt (részletesen: Lanszki 2002). A táplálék-összetételt és a táplálkozási niche-szélességet a hullatékokban előforduló táplálékalkotók relatív előfordulási gyakorisága alapján számítottam ki, a mintánkénti minimális egyedszám alapján. A táplálkozási niche-

1. táblázat. A vidra éves táplálék-összetétele a Dráva menti és a viszonyításként szereplő területeken.

Terület (UTM kód+)	Vonal transzekt, (m)	Táplálék taxon						
		n*	Emlős	Madár	Hüllő, kétéltű	Hal	Gerinc-telen	Növény
		Relatív előfordulási gyakoriság (%)						
Dráva menti területek								
Őrtilos-Szentmihályhegy, Dráva / Mura (XM42)	1800	215	1,4	5,8	10,9	75,3	6,4	0,2
Dombó-csatorna, Gyékényes (XM52)	600	303	5,9	3,6	31,6	43,3	15,2	0,2
Gyékényes, Lankóci égererdő (XM52)	2000	176	6,9	2,3	22,7	47,1	19,6	1,4
Berzence, Dombó-csatorna (XM61)	200	226	7,0	1,4	10,1	68,4	12,4	1,0
Somogyudvarhely, kavicsbányatavak (XM61)	2000	175	2,6	0,0	17,9	70,4	8,0	1,2
Bélavár, holtág (XM70)	500	385	1,5	1,7	12,8	69,9	13,1	1,0
Bélavár, Zsdála patak és Dráva torkolata (XM60)	500	131	0,0	0,0	10,7	83,9	3,6	1,8
Vízvár, Dráva (XM70)	1500	207	3,5	11,5	10,3	60,1	12,9	1,7
Babócsa, Ó-Dráva holtág és bányatavak (XL79)	1600	304	0,2	2,0	9,2	79,0	9,6	0,0
Babócsa, Rinya (XM80)	400	452	7,8	2,5	14,4	55,3	19,0	0,9
Drávaszentes, Barcs-Komlósdi Rinya (XL89)	200	231	4,0	2,3	8,7	62,7	21,6	0,7
Barcs, Kis-Bóki holtág (XL99)	1000	206	0,9	1,5	8,2	73,6	15,7	0,2
Barcs, Középrigóci tavak (XL99)	2000	832	0,8	3,9	9,5	67,2	17,9	0,7
Lakócsa, Korcsina-csatorna (YL08)	200	120	0,5	0,0	20,5	38,3	38,6	2,1
Egyéb somogyi területek								
Boronka-melléki TK., 2 év (XM84, XM94)	4200	1280	1,7	2,7	7,6	80,9	6,9	0,3
Fonói-halastó, 1. időszak, 2 év (YM24)	1200	760	1,0	6,8	7,7	66,9	10,3	7,4
Fonói-tó (patak=), 2. időszak, 2 év	1000	273	2,6	1,1	22,9	52,8	18,0	2,8
Fonói-halastó, 3. időszak, 2 év	1200	909	2,0	5,0	17,6	66,0	8,0	1,5
Petesmalom, halastórendszer, 2 év (XM92)	6200	801	1,1	1,1	4,7	86,0	5,8	1,3
Látrány-Visz, Tetves-patak, 1 év (YM17, YM18)	1300	234	3,7	0,7	33,7	22,2	38,3	1,4

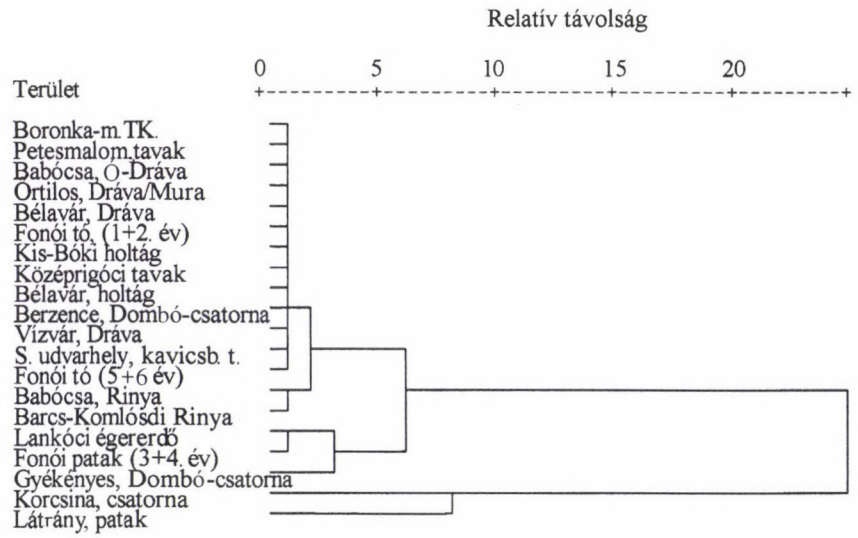
+: 10 km × 10 km-es UTM kód; *: mintaszám: 2002 november nélkül; =: baté–magyaratádi vízfolyás

szélességet Levins szerint számítottam időszakonként: $B = 1 / \Sigma p_i^2$, ahol p_i = adott taxon relatív gyakorisága (Krebs 1989). Az alkalmazott taxonok: 1) emlősök, 2) madarak, 3) hüllők és kétéltűek, 4) halak, 5) gerinctelenek és 6) növények. A relatív vidrasűrűség számítása során a gyűjtött hullatékok számát vetítettem egységnyi bejárt útszakaszra. A sűrűségi rangsor számításakor a mintavételi időtartam és gyakoriság alapján korrigálást végeztem (részletesen: Lanszki 2002). Az adatfeldolgozás SPSS 7.5 (Green *et al.* 1997) programmal történt. A hierarchikus klaszteranalízis (UPGMA) Pearson korreláción alapul.

Eredmények

Táplálék-összetétel

A vidra fő táplálékát megfelelő rendelkezésre álló táplálékkészlet esetén a halak alkotják (pl. Carss 1995, Erlinge 1967*a*, 1969, Kemenes & Nechay 1990, Kruuk 1995, Lanszki *et al.* 2001, Mason & Macdonald 1986, Wise *et al.* 1981). A halak alacsony (kb. 50% alatti) előfordulási gyakorisága a táplálékban mennyiségi problémákra, pl. alacsony rendelkezésre álló haltáplálékforrásra vagy időszakok között nagymértékben ingadozó sűrűségre utal. Ilyen esetben a másodlagos táplálékforrások szerepe megnőtt, melyek hazai élőhelyi feltételek mellett leggyakrabban kétéltűek, esetenként madarak voltak (1. táblázat). A tipikus másodlagos források



1. ábra. Különböző élőhelyeken élő vidrák táplálékának hasonlósága hierarchikus klaszteranalízissel.

szerepe azonban, bőséges halellátottság mellett jóval 20% alatt marad. Amennyiben más, nem jellemző táplálék taxonok (pl. emlősök, gerinctelenek) szerepe (is) nőtt a vidra táplálékában, ez az általános (elsődleges és másodlagos) táplálékforrások hiányára hívja fel a figyelmet. Ilyen problémák merültek fel az időszakosan kiszáradó élőhelyeken, pl. a Lankóci-erdőben vagy a Dombó-csatornán (és általában a csatornákon, egyes patakokon).

A klaszteranalízis alapján kapott dendrogram (1. ábra) három fő élőhelycsoportot különít el. Az első csoportba a vidra számára kedvező halkészlettel rendelkező élőhelyek: a Dráva folyó, a holtágak, a tavak tartoztak, ezek többsége horgászati vagy halászati hasznosítás alatt is állt. Ide sorolhatók az állandó vízhozamú Rinyák is. A második csoportba az időszakosan kiszáradó vagy kis vízhozamú patakok tartoztak, melyek szezonálisan jelentős hal- vagy kétéltűforrással rendelkeztek. A harmadik csoportba az időszakosan kiszáradó és környezetükben alacsony táplálékkészlettel rendelkező csatornák, patakok sorolhatók.

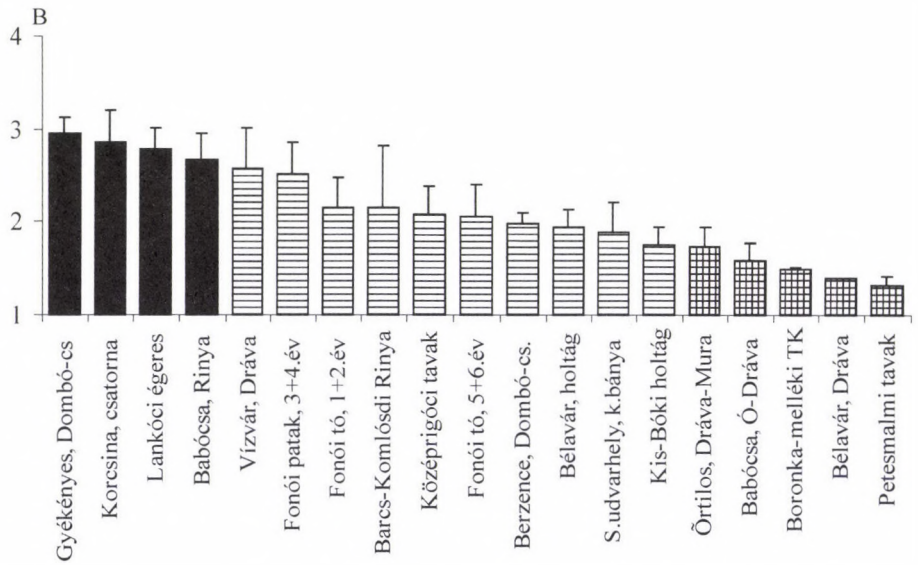
Táplálkozási niche-szélesség

A vidra táplálkozási niche-szélessége bőséges haltáplálékkészlet esetében kicsi. A vidra tápláléka ugyanis normális esetben, a fő taxonok figyelembevételével nem változatos: fő táplálékát halak képezik. A halak zsákmányul ejtése során azok faja nem meghatározó; a méretük és az előfordulásuk jellemző régiója a vidra prédaválasztását befolyásoló fő tényezők, bár a zsákmányszerzés során alkalmazkodni képesek az ideálistól eltérő feltételekhez is (Lanszki *et al.* 2001). Vagyis, ha adott élőhelyen bármilyen halfajból elegendő mennyiség áll rendelkezésre, akkor fő táplálékukat a halak alkotják. Ez pedig lényeges befolyással van a vidraállomány nagyságára is. Például a Barcs-Komlósdi Rinyán, 2002-ben, téli–tavaszi időszakban a kisméretű kínai razbóra 90%-os gyakorisággal fordult elő táplálékként, és ezen a szegényes táplálékon mégis képesek voltak a vidrák az egész télen megélni. A vidra tápláléka akkor válik változatosabbá, amikor a halon kívül más taxonokhoz tartozó táplálékot is jelentősebb arányban fogyaszt (1. táblázat). Ezt a szélesebb táplálkozási niche értékek jelzik (2. ábra). Általánosságban, azokon a területeken nagyobb a vidra táplálkozási niche-szélessége, ahol a haltáplálékkészlettel időszakosan problémák merültek fel (pl. kiszáradás). Az élőhelyi adottságokban megmutatkozó ingadozás mértékét az átlaghoz tartozó szórás értékek jelzik (2. ábra).

Relatív állománysűrűség

A gyűjtött hullatékok számán alapuló speciális, indirekt vonal transzekt módszert kizárólag az élőhelyek rangsorának, illetve az állapotváltozás nyomon köve-

tésére alkalmaztam. A vizsgálat alapján felállított rangsort a 3. ábra szemlélteti. Ebből látható, hogy a legnagyobb vidrasűrűség azokon az élőhelyeken található, ahol az emberi befolyás kismértékű, vagy ahol jelentős haltermelést folytatnak, a területen élő vidrák életritmusának megzavarása nélkül. A horgászattal (gyakori emberi jelenlét) hasznosított tavakon és holtágakon, valamint az időszakosan kiszáradó csatornákon általában alacsony a vidrasűrűség. A Dráva sebesen áramló folyószakaszain (Őrtiloson és Vízváron) alacsony vagy közepesen alacsony vidrasűrűség tapasztalható, ami elsősorban a folyó nagy sebességével és jelentős vízszintingadozásával, továbbá alacsony vízállás esetén a vidrák számára túlságosan meredek partoldallal függhet össze. A vidrák nem kedvelik a meredek és növényzettel nem megfelelően borított (túl sűrű vagy túl kopár) partoldalt a kiszállásaik során (pl. Kemenes & Demeter 1995, Kruuk 1995). A kiszálló helyek igen fontos szerepet töltenek be a társas viselkedésben, pl. a játszásban, a tisztálkodásban, a territórium határának jelölésében. Ezek tönkretétele, pl. a parti növényzet irtása horgászhelynek, csónakkikötőnek, illetve a nagy vízszintcsökkenés negatívan hat a vidra előfordulására. A Dráva partoldalát védő köveken, melyek alacsony vízálláskor emelkednek ki, a vidrák csak alkalmanként végzik a területjelölést. Az akár naponkénti jelentős vízszintingadozás következtében a fontos kémiai és vizuális



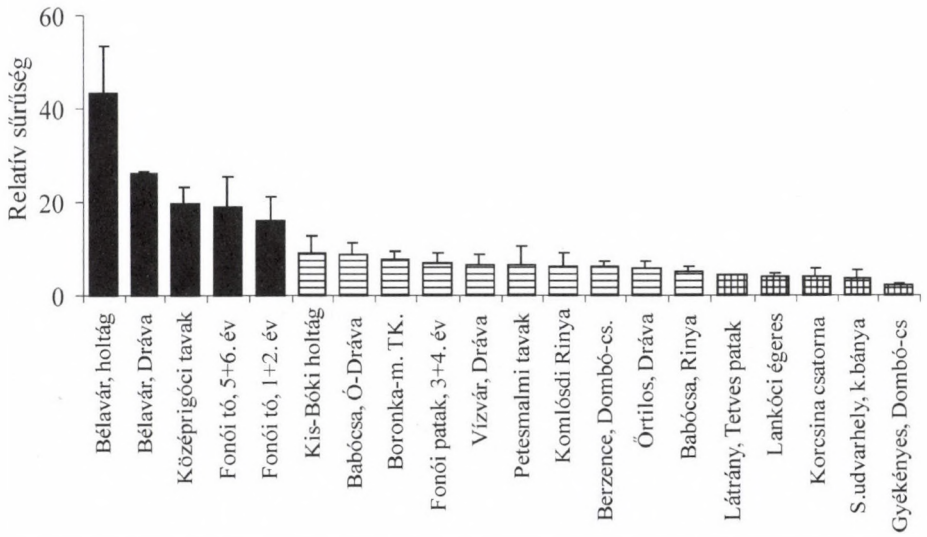
2. ábra. A vidrák táplálkozási niche-szélessége (B) különböző élőhelyeken. $B = 1 / \Sigma p_i^2$, ahol p_i = adott taxon relatív gyakorisága. A magasabb B érték változatosabb táplálékot jelez. A különböző (felső, inter- és alsó) kvartilis tartományokba sorolt területek színezése eltérő.

jelzésnek számító ürülékek idő előtt vízbe mosódnak, ezáltal nem töltik be szerepüket. A 3. ábrán az alsó és felső kvartilis határát jelző eltérő színezés természetesen nem éles határral különíti el a nagy, a közepes és a kis vidrasűrűséggel jellemezhető területeket.

Értékelés

A Dráva monitorozó rendszer számára készült protokollban (Horváth 1999) szereplő mintaterületeken a mintavételi útvonalak véglegesítése lezajlott. A Dráva mentén zajló vidramonitorozás illeszkedik a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszerhez (Csorba & Pecsenye 1997) és az IUCN vidrára vonatkozó ajánlásaihoz is (Reuther *et al.* 2000). Az eddigi vizsgálatokhoz kapcsolódóan, 2002 májusától a Dráván és a kapcsolódó területeken a vidrapopulációk dinamikájának nyomon követésére molekuláris genetikai (Dallas *et al.* 1999, 2000) vizsgálatot kezdtünk.

A vidra táplálék-összetétel vizsgálatának adatai (részletesebben: Lanszki 2002) például a halak, a kétéltűek, a tízlábú rákok faunisztikai vizsgálatában is felhasználhatók. Másrészt a többi állatcsoporttal végzett monitorozó munka eredményei a vidránál is értékesek, mintegy összekapcsolódnak.



3. ábra. A különböző élőhelyek relatív vidrasűrűségének rangsora. A relatív sűrűség viszonyszám, kiszámításának alapját az egységnyi bejárt útszakaszon gyűjtött hullatékok száma jelenti. A különböző kvartilis tartományokba sorolt területek színezése eltérő.

A horgászat és a (vízi)turizmus szigorú korlátok között tartva, feltehetően nem gyakorol jelentős kedvezőtlen hatást a Dráva menti élőhelyek ma még esetenként természeteshez közeli állapotára, ezáltal a vidraállomány létére. Ez alatt a part menti növényzet megőrzését, valamint a kavicszátonyok bejárásának és a fokozottan védett területrészek gépjárművel való elkerülését (kapcsolódóan, a védőzónában folyó gazdálkodási gyakorlat szabályozását) értem. Sajnálatos módon, esetenként súlyos szemléletbeli hiányosságok tapasztalhatók a szabadidős tevékenységben.

A táplálkozási szokások és a relatív sűrűség évek közötti és éven belüli változásának nyomon követésével meghatározhatók a vidrát érintő főbb hatások és jellegzetességek. A Dráván végzett kutatás, az általánosan érvényes protokolltól (Csorba & Pecsenye 1997, Reuther *et al.* 2000) részletesebb, ezért az elvégzése nem várható el az ország bármely területén. Hasonló tapasztalatokra azonban szükség lenne a vidra életmódjának pontosabb megismerése érdekében, mely a védelmi gyakorlat alapjául szolgál.

Megállapítható, hogy a már jelenleg működő vízierőművek is kedvezőtlen hatást gyakorolnak a Dráva folyó mentén élő vidrák életritmusára. Egy újabb, nagy teljesítményű erőmű építése esetén a meder mélyülésével, a talajvízszint további csökkenésével nemcsak a Dráván következnek be negatív hatások (alacsony vízszintnél túl magas a partoldal, magas vízállásnál erős a sodrás, a vízszintingadozás miatt a területjelzés bizonytalan), hanem a környező élőhelyek (holtágak, kavicsgödrök, bányatavak, patakok, csatornák) kiszáradása tovább folytatódik. Ez a vízhez kötődő fajok, így a térségben élő vidraállomány stabilitását is veszélyeztetheti.

*

Köszönetnyilvánítás – A Dráva menti vidra-biomonitorozást a Duna–Dráva Nemzeti Park Igazgatóság, a kapcsolódó kutatást az OTKA (F 037557) és az MTA Bolyai Ösztöndíj Alap támogatta.

Irodalomjegyzék

Carss, D. N. (1995): Foraging behaviour and feeding ecology of the otter Lutra lutra: a selective review. – *Hystrix* **7**: 179–194.

Csorba, G. & Pecsenye, K. (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszerek X. Emlősök és a genetikai sokféleség monitorozása.* – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 47 pp.

Dallas, J. F., Carss, D. N., Marshall, F., Koepfli, K. P., Kruuk, H., Piertney, S. B. & Bacon, P. J. (2000): Sex identification of the Eurasian otter Lutra lutra by PCR typing of spraints. – *Conserv. Genetic* **1**: 181–183.

Dallas, J. F., Bacon, P., Carss, D. N., Conroy, J. W. H., Green, R., Jefferies, D. J., Kruuk, H., Marshall, F., Piertney, S. B. & Racey, P. A. (1999): Genetic diversity in the Eurasian Otter, Lutra lutra, in Scotland. Evidence from microsatellite polymorphism. – *Biol. J. Linn. Soc.* **68**: 73–86.

Erlinge, S. (1967*a*): Food habits of the fish-otter Lutra lutra L. in South Swedish habitats. – *Viltrevy* **4**: 371–443.

Erlinge, S. (1967*b*): Home range of the otter Lutra lutra L. in southern Sweden. – *Oikos* **18**: 186–209.

Erlinge, S. (1968): Territoriality of the otter Lutra lutra L. – *Oikos* **19**: 81–98.

Erlinge, S. (1969): Food habits of the otter Lutra lutra L. and the mink Mustela vison Schreber in a trout water in southern Sweden. – *Oikos* **20**: 1–7.

Gera, P. (2001): *Az európai vidra (Lutra lutra Linnaeus 1758) állományfelméréseinek összefoglaló jelentése 1995–2001.* – Alapítvány a Vidrákért, Budapest, 88 pp.

Green, S. B., Salkind, N. J. & Akey, T. M. (1997): *Using SPSS for Windows: analyzing and understanding data.* – Prentice Hall, New Jersey, 494 pp.

Heltai, M. (2002): *Emlős ragadozók magyarországi helyzete és elterjedése.* – Doktori disszertáció, Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, 177 pp.

Horváth, Gy. (1999): *A Dráva felső szakaszának térségére, „emlős objektumokra" (Mammalia) kidolgozott monitorozási tervezet. A monitoring vizsgálatokra kijelölt taxonok monitorozási protokollja.* – Janus Pannonius Tudományegyetem, Pécs, pp. 45–51.

Kemenes, I. & Demeter A. (1995): A predicive model of the effect of environmental factors on the occurrence of otters (Lutra lutra L.) in Hungary. – *Hystrix* **7**: 209–218.

Kemenes, K. I. & Nechay, G. (1990): The food of otters Lutra lutra in different habitats in Hungary. – *Acta Theriol.* **35**: 17–24.

Kranz, A. (2000): Otters (Lutra lutra) increasing in Central Europe: from the threat of extinction to locally perceived overpopulation? – *Mammalia* **64**: 357–368.

Krebs, C. J. (1989): *Ecological methodology.* – Harper Collins Publishers, New York, pp. 372–374.

Kruuk, H. (1995): *Wild otters. Predation and population.* – Oxford University Press, Oxford, 290 pp.

Kruuk, H. & Conroy, J. W. H. (1987): Surveying otter Lutra lutra populations: a discussion of problems with spraints. – *Biol. Conservation* **41**: 179–183.

Kruuk, H. & Moorhouse, A. (1990): Seasonal and spatial differences in food selection by otters (Lutra lutra) in Shetland. – *J. Zool.* **221**: 621–637.

Kruuk, H., Conroy, J. W. H. & Moorhouse, A. (1991): Recruitment to a population of otters (Lutra lutra) in Shetland, in relation to fish abundance. – *J. Appl. Ecol.* **28**: 95–101.

Kruuk, H., Wansink, D. & Moorhouse, A. (1990): Feeding patches and diving success of otters, Lutra lutra, in Shetland. – *Oikos* **57**: 68–72.

Lanszki, J. (2002): Magyarországon élő ragadozó emlősök táplálkozás-ökológiája. – *Natura Somogyiensis, Kaposvár* **4**: 1–177.

Lanszki, J., Körmendi, S. & Hancz, Cs. (1999): Élőhelyi változások hatása vidrák táplálkozási szokásaira, élőhely használatára és állományalakulására egy halastavon. – *Halászatfejlesztés* **21**: 58–67.

Lanszki, J., Körmendi, S., Hancz, C. & Martin, T. G. (2001): Examination of some factors affecting selection of fish prey by otters (Lutra lutra) living by eutrophic fish ponds. – *J. Zool.* **255**: 97–103.

Mason, C. F. & Macdonald, S. M. (1986): *Otters: ecology and conservation.* – Cambridge Univ. Press, 236 pp.

Prigioni, C., Fumagalli, R., Schirru, L & Carugati, C. (1995): Sprainting activity of captive otters: its relationship with breeding cycle and number of animals. – *Hystrix* **7**: 297–301.

Reuther, C., Kölsch, O. & Janssen, W. (eds) (2000): Surveying and monitoring distribution and population trends of the Eurasian otter (Lutra lutra). – Habitat 12., IUCN/SSC Otter Specialist Group, GN-Gruppe Naturschutz GmbH, Hankensbüttel.

Robson, M. S. & Humphrey, S. R. (1985): Inefficiacy of scent-stations for monitoring river otter populations. – *Wildlife Society Bulletin* **13**: 558–561.

Szemethy, L. & Heltai, M. (1996): Néhány védett emlős ragadozó faj helyzete Magyarországon, 1987–1994. – *Vadbiológia* **5**: 1–17.

Wise, M. H., Linn, I. J. & Kennedy, C. R. (1981): A comparison of the feeding biology of mink Mustela vison and otter Lutra lutra. – *J. Zool.* **195**: 181–213.

Monitoring of the otter (*Lutra lutra*) population along the Somogy county section of the Drava River (2000–2002)

Lanszki, J.

Ecological Research Group, Faculty of Animal Science, University of Kaposvár
H-7401 Kaposvár, P. O. Box 16, Hungary

Abstract: The monitoring of the strictly protected otter populations began in 2000 in the Danube–Drava National Park and the stretch of the River Drava flowing through the county of Somogy. Three of the sampling sites were on the Drava River (Őrtilos-Szentmihályhegy, Bélavár and Vízvár), three by backwaters (Bélavár, Babócsa and Kis-Bók), two by gravel pit pools (Őrtilos and Somogyudvarhely), five by streams or canals (at two points on the Dombó Canal, and alongside Babócsa Brook, Barcs-Komlósd Brook and Korcsina), and two in alder forest by stagnant ponds or by fishponds, where management had been discontinued (Lankóc Forest and the Középrigóc Ponds). Other aquatic habitats in Somogy were also included in this comparative study. In addition to the analysis of seasonal diet composition (studied by spraint analysis), relative density of occurrence of the otter was also examined the, based on number of spraints in relation to the routes used (line transect survey). The highest otter density was recorded in the fishponds and some backwaters, the lowest in habitats exposed to detrimental human influences such as intensive angling and water leisure pursuits (e.g. quarry pools). The relative density of the otter was relatively low or medium on the Drava due to great fluctuations in water level, rapid flow and the steep riverbank. As a result of substantial fluctuations in the quantity of available food sources otter density also proved low in streams with low flow rate and also in the canals, which ran dry periodically. It can be ascertained that the otter reacts sensitively to changes in habitat with respect to its occurrence, feeding habits and population density.

Key words: diet, *Lutra lutra*, monitoring, relative density, River Dráva

Természetvédelmi Közlemények 11, pp. 623–632, 2003

Az aranysakál és a konkurens vörösróka táplálkozási szokásainak vizsgálata Magyarországon

Lanszki József[1], Heltai Miklós[2] és Szűcs Eleonóra[2]

[1]*Kaposvári Egyetem, Állattudományi Kar, Ökológiai Munkacsoport*
7401 Kaposvár, Pf. 16, E-mail: lanszki@mail.atk.u-kaposvar.hu
[2]*Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék*
2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1

Összefoglaló: Az aranysakál (*Canis aureus*) és a vörösróka (*Vulpes vulpes*) táplálkozási szokásait hullatékanalízissel tanulmányoztuk a sakál hazai elterjedésének peremén (1997–1998, Mike–Csököly, n = 24, ill. 11 minta az aranysakál, ill. a vörösróka esetén) és központjában (2000–2001-ben, Kétújfalu körzete, n = 330, ill. 300 minta, a két fajnál). A közepes testméretű aranysakál domináns táplálékát kisemlősök alkották (elsősorban mezei pocok, *Microtus arvalis*), ezek biomassza számítás szerinti aránya a peremterületen, téli–kora tavaszi időszakban 56%, a központi területen évszaktól függően 83–97% között alakult. A nagyvadfajok szerepe másodlagosan fontos az elterjedési peremterületen (41%) és alárendelt volt a központi területen (2,5–5,5%), ezek esetében főként dögfogyasztás volt jellemző. Az egyéb táplálék taxonok fogyasztása kismértékű volt. Az azonos élőhelyen élő aranysakál és vörösróka között jelentős (70–76% téli–tavaszi és 91–95% nyári–őszi) táplálkozási niche átfedés állt fenn. Az aranysakál tápláléka változatos, étlapján 45 zsákmány és 9 növény taxon fordult elő. A peremterületen élő egyedek táplálkozási niche-e lényegesen szélesebb volt (5,2), mint a központi területen (2,6–2,7), ahol kisemlős-specializációt figyeltünk meg.

Kulcsszavak: aranysakál, dögfogyasztás, hullatékanalízis, kisemlős-specializáció, táplálkozási niche átfedés, vörösróka

Bevezetés

A Magyarországon őshonos aranysakál (*Canis aureus,* Linnaeus 1758) a Vörös Könyvben (Rakonczay 1989) a kipusztult fajok között szerepel. Az 1990-es évek elejétől tapasztalt visszatelepedése és a faj elterjedése napjainkban zajlik. Az ország egyre több pontján jelzik a sakál állandó, vagy alkalmankénti előfordulását (Heltai 2002, Heltai *et al.* 2000), de a tőlünk nyugatabbra és északabbra fekvő országokban, pl. Ausztriában, Szlovákiában és Lengyelországban is megjelent (Demeter & Spassov 1993, Hell & Rajsky 2000, Mitchell-Jones *et al.* 1999). Bár a Balkán-félsziget nagy részén közönséges faj (Mitchell-Jones *et al.* 1999), Görögországban állományának folyamatos csökkenéséről számolnak be (Giannatos & Ioannidis 1991, Giannatos *et al.* 2003).

Az aranysakál a szaporodási időszakon kívül vadászható. Gazdasági és természetvédelmi megítélése rendkívül ellentmondásosnak tűnik, annak ellenére, hogy ökológiáját Közép-Európában egyáltalán nem vizsgálták. Az aranysakál vadászati szokásairól és táplálék-összetételéről csak néhány délkelet-európai, ázsiai, valamint kelet- és észak-afrikai megfigyelés áll rendelkezésre (Demeter & Spassov 1993, Gittleman 1989, Lamprecht 1978, Lawick & Lawick-Goodall 1970, Macdonald 1979, Macdonald & Barrett 1993). Hazai tapasztalatokról eddig néhány esetben számoltak be (Gellai 2002, Lanszki & Heltai 2002).

Tanulmányunk fő célkitűzése az aranysakál évszakonkénti táplálék-összetételének vizsgálata, másodsorban a vele tényleges életközösséget alkotó vörösrókával történő összehasonlítása volt.

Módszerek

Az aranysakál táplálék-összetételének vizsgálata 2000–2001 között, a faj elterjedésének központjában, Kétújfalu körzetében (Baranya megye), valamint az 1996–1998-as elterjedésének peremterületén (Mike–Csököly körzete, Somogy megye) történt. A központi területen a szántóföldek jelentős része parlagon állt, betyárkóró borította. A mintavételre kijelölt területen meghatározó jelentőségű a nagyvadgazdálkodás volt. A táblákat és az árkokat rekettyefűz, kökény, galagonya bozótosok szegélyezték. 2000-ben a tarlókon juhlegeltetés zajlott. A vegyes állományú, szabdalt tölgy-kőris-szil ligeterdők mellett a közelben zárt gyertyános-tölgyes erdőtömbök húzódtak. A sakál hazai elterjedésének peremterületén bejárt mintaterület, Somogy megye középső részén, lankás dombvidéken, Mike és Csököly között helyezkedett el. Az erdők erősen szabdaltak, mozaikos jellegűek voltak; meghatározó az akác és az éger, alárendelt a tölgyerdő volt. A szántóföldi művelés volt a meghatározó.

A ragadozók táplálék-összetételét standard hullatékanalízissel tanulmányoztuk (részletesebben: Lanszki 2002). Mike–Csököly körzetében a mintagyűjtés 1996 decembere és 1997 áprilisa közötti időszakban havonta, Kétújfalu körzetében 2000-ben hathetente, 2001-ben havonkénti gyakorisággal történt. A bejárt útvonal hossza Mike–Csököly körzetében 6,7 km, Kétújfalu körzetében 9,0, illetve 12,8 km, a két egymást követő évben; a feldolgozott aranysakálminták száma Mike–Csököly körzetében 24 db, Kétújfalu körzetében 330 db. A vörösróka esetében vizsgált minták száma a fenti területeken 11, illetve 300 db volt.

A táplálék-összetételt és a táplálkozási niche-átfedést a hullatékokban előforduló táplálékalkotók relatív gyakorisága és biomasszája alapján számítottuk ki. A táplálékalkotók kategóriánkénti relatív gyakoriságának a kifejezésekor a mini-

mális egyedszámot használtuk. Az aranysakál esetében a vörösrókánál leírt súlyozófaktorok (rovarevők 23, kisrágcsálók 23, közepes méretű emlősök 50, vaddisznó 118, szarvasfélék 15, csülkös háziállatok 118, madarak 35, hüllők, kétéltűek 18, halak 25, puhatestűek, rovarok 5, gyümölcsök, magvak és egyéb növények 14) alkalmazásával történt a fogyasztott táplálék biomassza számítása (Jedrzejewska & Jedrzejewski 1998).

A táplálkozási niche-szélességet Levins szerint (Krebs 1989) számítottuk: $B = 1 / \Sigma p_i^2$, ahol B = a niche szélesség, értéke 0-nál nagyobb; p_i = az adott táplálék taxon relatív gyakorisága. A niche-átfedés Renkonen-index (1938) alkalmazásával történt (Krebs 1989): $P_{jk} = [\Sigma n(\text{minimum } p_{ij}, p_{ik})] \times 100$, ahol P_{jk} = a százalékos átfedés *i* és *j* faj között (értéke 0 és 100% között terjedhet); p_{ij} = az i-edik táplálék taxon (forrás) részesedése a „j" ragadozó táplálékában, p_{ik} = az i-edik táplálék taxon részesedése a „k" ragadozó táplálékában. A minimum kifejezés azt jelzi, hogy a kisebb értéket kell figyelembe venni, n = a táplálék taxonok száma.

A statisztikai elemzést SPSS 7.5 (Green *et al.* 1997) programcsomaggal végeztük.

Eredmények

Az aranysakál hazai elterjedésének peremterületén a sakál téli és kora tavaszi táplálékában a kisemlősök domináltak (1. táblázat), fogyasztott biomasszájuk összesített aránya 56%, míg a rókáéban 36% (2. táblázat) volt. A kisemlősök közül a mezei pocok (*Microtus arvalis*) fogyasztása volt meghatározó. A csülkös vad fajok másodlagosan fontos szerepet játszottak az aranysakál téli–tavaszi táplálkozásában, fogyasztott biomasszájuk aránya 41%-ot (a rókáéban 48%-ot) tett ki. A nagyvadfajokon belül legnagyobb fogyasztott biomasszával a vaddisznó (*Sus scrofa*) szerepelt. Az aranysakál háziállatot nem fogyasztott, a madarak (kistestű énekesmadarak), a hüllők (gyíkok), kétéltűek, ízeltlábúak és növények szerepe pedig jelentéktelen volt. Az aranysakál és a legfőbb konkurensének számító vörösróka közötti táplálkozási niche-átfedés közepesen magas volt (72%) a fogyasztott táplálék biomassza-számítása alapján.

Az aranysakál hazai elterjedésének központjában elsődlegesen fontos táplálékot minden évszakban a kisemlősök jelentették (1. táblázat). Ezen belül is a mezőgazdasági kártevő mezei pocok dominált (biomasszája 56–83%). A kisemlősök fogyasztott biomasszájának aránya (83–97%) kiemelkedően magas, és évszaktól függetlenül, szűk tartományban mozgott (a rókáéban ez az arány: 80–94%, 2. táblázat). A télen fogyasztott kisemlősök aránya közel kétszeresét tette ki, mint az aranysakál hazai elterjedésének peremén. A csülkös vad fajok fogyasztott bio-

masszájának aránya évszakonként mindössze 2,5 és 5,5% között mozgott. A háziállatok nyáron szerepeltek számottevő arányban, ekkor fogyasztott biomasszájuk megközelítette a 10%-ot. Ezek fogyasztása főként dögkutakból történt. A fácán (*Phasianus colchicus*) fogyasztása a tavaszi költési időszakban 4%-ot ért el, de az év többi részében jelentősége elenyésző volt. Hüllők, kétéltűek és halak, bár előfordultak az aranysakál táplálékában, de nem játszottak fontos szerepet. Legin-

1. táblázat. Az aranysakál táplálék-összetétele a hazai elterjedés peremén (P) és központjában (C). Táplálék-összetétel kifejezése: E% – előfordulási gyakoriság alapján, B% – a fogyasztott táplálék számított mennyisége (biomasszája) alapján, + 0.05% alatti arány.

Terület, év	P (Mike–Csököly, 1997)		C (Kétújfalu körzete, 2000–2001)							
Évszak	Tél-koratavasz		Tél		Tavasz		Nyár		Ősz	
Táplálék taxon	E%	B%	E%	B%	E%	B%	E%	B%	E%	B%
Rovarevők	0	0	0	0	1.0	0.2	0	0	0	0
Pocokfélék	35.3	49.9	64.4	73.2	45.6	74.1	41.0	77.0	71.6	85.9
Egérfélék	7.8	5.4	24.6	23.1	11.5	13.0	5.7	5.8	7.8	6.9
Egyéb rágcsálók	0	0	0.4	0.5	0	0	0	0	0	0
Mezei nyúl	2.0	0.3	0	0	0	0	0.4	+	0.7	1.9
Őz	2.0	1.2	0	0	3.1	1.0	0.7	0.3	0.7	+
Gímszarvas	7.8	4.9	0.3	+	1.0	3.9	0.4	0.1	0.7	+
Gímszarvas, borjú	0	0	0	0	0	0	1.1	3.1	0.3	0.1
Dámvad	3.9	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0
Szarvasféle	2.0	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0
Vaddisznó, malac	0	0	0	0	0.5	0.5	0	0	0	0
Vaddisznó, egyéb	7.8	33.9	0.4	2.5	0.5	+	0	0	0.7	2.6
Ragadozó emlősök	2.0	+	0	0	0	0	0	0	0	0
Macska	0	0	0	0	0.5	+	0.7	0.4	0	0
Szarvasmarha	0	0	0	0	0	0	0	0	0.7	0.5
Sertés	0	0	0	0	0	0	1.9	9.4	0	0
Fácán	0	0	1.4	0.5	2.5	4.0	0.4	0.2	0	0
Egyéb madár	2.0	2.1	0	0	2.0	0.3	3.0	0.2	1.2	0.1
Hüllők, kétéltűek	5.9	0.5	0	0	2.0	1.8	0.4	+	0	0
Halak	0	0	0.4	+	0.5	+	0	0	0	0
Gerinctelenek	15.7	0.4	0.7	+	18.7	0.3	23.5	0.2	2.5	+
Magvak, gyümölcsök	3.9	0.3	1.1	+	3.0	0.6	13.4	2.6	11.0	1.9
Egyéb növények	2.0	0.1	6.3	0.2	7.6	0.2	8.2	0.7	2.0	+
Táplálék elemek száma	51		283		198		268		408	
Mintaszám	24		75		59		78		121	

kább a tavaszi kölyöknevelés időszakában fogyasztottak belőlük. A gerinctelenek különösen tavasszal és nyáron fordultak elő a táplálékban gyakran és nagy fajgazdagsággal, fogyasztott biomasszájuk viszont kicsi volt (0,2–0,3%). A növények – a rókával ellentétben – fontosabb szerepet csak nyáron és ősszel töltöttek be. A fogyasztott biomasszájuk aránya, még a vadon termő gyümölcsök érésének időszakában is meglehetősen alacsony maradt (2–3%). Az elterjedés központi területén élő aranysakál és róka táplálkozási niche-átfedése téli–tavaszi időszakban közepesen magas (70–76%), nyári–őszi időszakban igen nagy mértékű volt (91–95%).

A faj hazai elterjedésének peremén élő egyedek téli–tavaszi táplálkozási nicheszélessége (5,19) kétszerese volt az elterjedési központban élő sakálénak (2,70 télen, illetve 2,56 tavasszal). Ez azzal függött össze, hogy a peremterületen élő aranysakál tápláléka kiegyenlítettebb, legalább is a fő táplálék csoportok százalé-

2. táblázat. A vörösróka táplálék-összetétele az aranysakál hazai elterjedésének peremén és központjában (a rövidítések azonosak az 1. táblázatnál leírtakkal).

Táplálék taxon	Mike–Csököly		Kétújfalu körzete							
	Tél–kora tavasz		Tél		Tavasz		Nyár		Ősz	
	E%	B%	E%	B%	E%	B%	E%	B%	E%	B%
Rovarevők	0	0	0	0	3,3	10,3	1,1	0,1	0	0
Pocokfélék	30,8	33,3	46,8	68,8	21,1	56,9	47,1	88,9	54,9	80,2
Egérfélék	3,8	3,0	15,1	18,1	6,5	12,2	4,7	4,9	11,1	6,8
Egyéb rágcsálók	0	0	0	0	0,8	+	0	0	0	0
Mezei nyúl	0	0	0	0	0	0	0,5	+	0,4	0,4
Őz	0	0	0	0	1,6	0,6	0	0	0,4	0,1
Gímszarvas	11,5	4,2	0	0	0,8	1,4	0	0	1,4	+
Gímszarvas, borjú	0	0	0	0	0	0	0,6	0,1	0	0
Dámvad	3,8	10,5	0	0	0	0	0	0	0	0
Szarvasféle	15,5	7,1	0	0	2,5	0,5	0	0	0	0
Vaddisznó	3,8	26,6	7,2	2,5	0,8	0,1	0,5	0,1	0,4	+
Kutya	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	4,6
Szarvasmarha	0	0	0	0	0	0	0	0	1,8	1,7
Sertés	0	0	0	0	0	0	0,5	+	0	0
Fácán	7,7	8,5	1,5	2,2	0	0	0	0	0	0
Egyéb madár	15,4	4,8	1,4	0,1	7,3	2,6	1,1	+	1,3	0,1
Hüllők, kétéltűek	0	0	0	0	3,3	1,5	1,1	+	0	0
Gerinctelenek	0	0	2,2	+	39	1,3	23,8	0,1	2,7	+
Magvak, gyümölcsök	7,7	2,0	19,4	8,3	8,1	11,5	11,7	5,5	21,0	5,9
Egyéb növények	0	0	6,5	0,1	4,9	0,9	7,3	0,1	4,0	0,1
Táplálék elemek száma	26		139		123		189		224	
Mintaszám	11		64		38		77		121	

kos megoszlása alapján. A központi területen élő populáció táplálékának döntő részét kisemlősök alkották, ennek köszönhető a szűk táplálkozási niche. Az adatok alapján, a peremterületen inkább generalista táplálkozás, míg a központi területen kisemlős-, sőt mezei pocok specializáció jellemezte a fajt.

Értékelés

A kapott eredmények alapján megállapítható, hogy az aranysakál az élőhelyi adottságoktól függően lényegesen eltérő táplálkozási szokást mutathat. A faj elterjedésének központi területén élő egyedeket kisemlős-specializáció jellemezte. Ezt a minden évszakban kiugróan magas kisemlős (főként mezei pocok) fogyasztás támasztja alá. Ugyanakkor a faj hazai elterjedésének peremterületén kapott eredmények azt mutatják, hogy az aranysakál jól képes alkalmazkodni más élőhelyi feltételekhez is, és jelentős dögfogyasztóvá válhat. Az eddigi hazai vizsgálatok azt a hipotézist támasztják alá, hogy az aranysakál az éppen legkönnyebben kiaknázható táplálékforrást hasznosítja, ami táplálkozási opportunizmusra utal.

A csülkös vad és a háziállat-fogyasztás értékelése gazdasági szempontból lényeges (kényes) kérdés. Még akkor is, ha éves szinten ezek aránya csekély mértékű. A vizsgálatok szerint téli–tavaszi időszakban, az ürülékmintákban előfordult vaddisznó, illetve szarvasfélék maradványa kifejlett egyedektől származott, a predáció helyett ekkor sokkal valószínűbb a dögfogyasztás. A csülkös vad aránya különösen a peremterületen volt magas az aranysakál táplálékában, de a róka táplálékában még nagyobb arányt (!) ért el (2. táblázat). Ennek ismeretében még inkább kizárható, hogy téli–kora tavaszi időszakban nagyvadpredáció fordult volna elő. A központi területen, télen nem volt számottevő a nagyvadfajok fogyasztása. Tavasz végén és nyár elején viszont, az ellési és utódnevelési időszakában megnőtt arányuk a sakál táplálékában. Azonban ekkor is előfordult dögfogyasztás (kifejlett vaddisznó és gímszarvas), és kétségtelenül fiatal példányok fogyasztása is. Az aranysakál az újszülött, illetve a néhány napos és néhány hetes elfektetett vagy elpusztult borjakból és gidákból is fogyaszthatott. A fiatal egyedeket a róka (kóbor kutya stb.) is képes lefojtani, csak ez ritkábban (?) fordul elő, vagy nem válik ismertté. Az év többi részében viszont többségében elpusztult vadból táplálkozhattak, ezt támasztották alá az ürülékben talált, kifejlett egyedektől származó szőrszálak. A nemzetközi irodalom is hasonló megfigyelésekről számol be. Kétséget kizáróan nagyvadfajok borjának zsákmányolását írták le a melegebb éghajlatú területeken (pl. Lawick & Lawick-Goodall 1970), Európában viszont, a magas hóban menekülni kevésbé képes őz és dámvad elejtéséről is beszámoltak (Stenin *et al.* 1983). A szavannán az aranysakál általában magányos vadász, esetenként párban,

ritkán családi kötelékben vadászik (gyenge elejtési sikerességgel) gazellák borjára (Lamprecht 1978, Lawick & Lawick-Goodall 1970). A hosszan tartó üldözés nem jellemző az aranysakál vadászati stratégiájára, ugyanis testfelépítése alapján (pl. rövid lábak) elsősorban a préda gyors lerohanására (Demeter & Spassov 1993, Lamprecht 1978), illetve kisrágcsáló fogásra képes. Európában, a sűrűn lakott vidékeken, az ember általi üldözés miatt inkább a magányos, vagy a páros vadászatot részesítik előnyben a falkavadászattal szemben (Demeter & Spassov 1993).

Háziállat-fogyasztás közeli dögkútból és dögtérről történt, bár izraeli vizsgálat szerint (Yom-Tov *et al.* 1995) az aranysakálok képesek a legelőn tartott szarvasmarha borját zsákmányul ejteni. Vizsgálatunk szerint a juhnyájak tizedeléséről szóló híreknek semmi alapjuk nem volt.

Az aranysakál táplálék-összetétele az elterjedésének központi területén nemcsak a vele életközösséget alkotó, hanem más hazai területen vizsgált rókához és menyétféléhez, pl. hermelin (*Mustela erminea*), nyuszt (*Martes martes*) is nagyfokú hasonlóságot mutatott (Lanszki 2002). Az elterjedési peremterületen élő, jelentős arányban dögöt fogyasztó aranysakál és róka táplálék-összetétele a központi területen élő aranysakáltól és rókától, valamint a menyétféléktől, továbbá a nagyragadozóktól, pl. farkastól (*Canis lupus*), hiúztól (*Lynx lynx*) is lényegesen különbözött (Szabó *et al.* 2001). Az eredmények azt mutatják, hogy az aranysakál táplálkozási szokásai rendkívül hasonlóak a vörösrókához, közöttük jelentős kompetíció áll fenn. Ugyanakkor testméretei, alkata, táplálkozási szokásai (vadászati stratégiája) lényegesen különbözik a nagyragadozóktól. Semmiképp nem nevezhető a nagyvadállományt veszélyeztető fajnak.

Az aranysakál spontán visszatelepülését követő rövid időszak alatt, számtalan kérdés merült fel, melyek egy részére rövid távú, néhány éves (pl. táplálék-összetétel), más részükre csak hosszú időszak alatt végzett vizsgálattal lehet választ kapni. Az aranysakál életmódjának kutatására irányuló programban szereplő kérdések közül néhány érdekesebbet említünk meg. Vizsgáljuk, hogy a rókával fennálló igen jelentős táplálkozási kompetíció hogyan oldódik fel? Erre pillanatnyilag nincs egyértelmű válasz; közvetlen predációt nem figyeltünk meg (az aranysakál dominál a róka felett), a vizsgált területeken állandó a róka jelenléte. Elképzelhető, hogy amint az őz (és a többi vadfaj) megszokta az aranysakál állandó jelenlétét (Gellai 2002), úgy az aranysakálnál kisebb testű róka is képes rejtőzködve alkalmazkodni és fennmaradni. Érdekes és valószínűleg lényeges kérdés a különböző élőhelytípusok (durva megközelítésben: erdő, szántóföld, parlagföld, bozótosok) arányának változását, a rágcsálósűrűség (és -összetétel), valamint az aranysakál és a róka táplálék-összetétel és populációméret változásának függvényében nyomon követni. Nem lehet kikerülni a vadászati hasznosítás kérdését sem. Egyelőre, az aranysakál terjeszkedő állományát nem gátolja az idényben (június 16. és

február 28. között) történő vadászata. Azonban, a vadászhatóvá tett borzhoz hasonlóan, az aranysakál esetében is célszerű nyomon követni az országos és nagyobb régión belüli populációtrendeket. Erre intő példát jelent a sakál európai elterjedésének középpontjának számító Görögországban végzett megfigyelés (Giannatos & Ioannidis 1991, Giannatos *et al.* 2003). A természetvédelemi oltalom ellenére folyamatosan csökken az aranysakál állománya, mely jelentős részben élőhelyvesztéssel függ össze, de pontos oka nem ismert. Végső soron, egy Magyarországon őshonos, Vörös Könyves fajról van szó (az elmúlt száz évben sem lehetett egyértelműen kizárni a hazai állományok szórványos fennmaradását), megérdemli, hogy sorsát nyomon kövessük, és szükség esetén, védelme érdekében gyors természetvédelmi beavatkozás történjen. Az itt leírt és más kapcsolódó vizsgálatokat már megkezdtük, eredményükről továbbra is beszámolunk.

Az eddigi vizsgálataink során kapott eredmények egyértelműen jelzik, hogy az aranysakál köznapi megítélése, a téves média propagandának köszönhetően hamis. Az aranysakál gazdasági és természetvédelmi megítélése egyaránt revízióra szorul.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönetünket fejezzük ki a terepi munkákban nyújtott segítségükért Gellai Tibor és Kolozsi Géza vadászoknak. A kutatást az OTKA (F 023057), a Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium (11556/2001), továbbá az MTA Bolyai Ösztöndíj Alap (Lanszki J.) támogatta.

Irodalomjegyzék

Demeter, A. & Spassov, N. (1993): Canis aureus Linnaeus, 1758. – In: Niethammer, J. & Krapp, F. (eds): *Handbuch der Säugetiere Europas*. Wiesbaden: Aula Verlag, pp. 107–138.

Gellai, T. (2002): Ha már nem félünk a farkastól, ne féljünk a sakáltól se! – *Madártávlat* **4**: 9.

Giannatos, G. & Ioannidis, I. (1991): Preliminary survey on the distribution and status of jackal (Canis aureus L. 1758) in southern Greece. – *Biologia Gallo-hellenica* **18**: 67–74.

Giannatos, G., Marinos, Y., Maragon, P. & Catsadorakis, G. (2003): The status of the golden jackal (Canis aureus) in Greece. – *Belgian J. Zool. (in press)*.

Gittleman, J. L. (1989): Carnivore group living: comparative trends. – In: Gittleman, J. L. (ed.): *Carnivore behaviour, ecology, and evolution*. Cornell University Press, New York, pp. 183–207.

Green, S. B., Salkind, N. J. & Akey, T. M. (1997): *Using SPSS for Windows: analyzing and understanding data*. – Prentice Hall, New Jersey, 494 pp.

Hell, P. & Rajsky, D. (2000): Immigrationen des Goldschakals in die Slowakei im 20. Jahrhundert. – *Beitr. Jagd- und Wildforschung* **25**: 143–147.

Heltai, M. (2002): *Emlős ragadozók magyarországi helyzete és elterjedése*. – Doktori disszertáció, Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, 177 pp.

Heltai, M., Szemethy, L., Lanszki, J. & Csányi, S. (2000): Returning and new mammal predators in Hungary: the status and distribution of the golden jackal (Canis aureus), raccoon dog (Nyctereutes procyonoides) and raccoon (Procyon lotor) in 1997–2000. – *Beitr. Jagd- und Wildforschung* **26**: 95–102.

Jedrzejewska, B. & Jedrzejewski, W. (1998): *Predation in Vertebrate communities. The Bialowieza Primeval Forest as a case study.* – Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, pp. 180–185.

Krebs, C. J. (1989): *Ecological methodology.* – Harper Collins Publishers, New York, pp. 372–374.

Lamprecht, J. (1978): On diet, foraging behaviour and interspecific food competition of jackal in the Serengeti National Park, East Africa. – *Z. Säugetierk.* **43**: 210–223.

Lanszki, J. (2002): Magyarországon élő ragadozó emlősök táplálkozás-ökológiája. – Natura Somogyiensis, 4. kötet, Somogyi Múzeumok Igazgatósága, Kaposvár, 177 pp.

Lanszki, J. & Heltai, M. (2002): Feeding habits of golden jackal and red fox in south-western Hungary during winter and spring. – *Z. Säugetierk.* **67**: 128–136.

Lawick, H. van & Lawick-Goodall, J. van (1970): *Ártatlan gyilkosok.* – Gondolat Kiadó, Budapest, 166 pp.

Macdonald, D. W. (1979): The flexible social system of the golden jackal, Canis aureus. – *Behavioral Ecology and Sociobiology* **5**: 17–38.

Macdonald, D. W. & Barrett, P. (1993): *Mammals of Britain and Europe.* Harper Collins Publishers, London, Glasgow, New York, pp. 93–94.

Mitchell-Jones, A. J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P. J. H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J. B. M., Vobralik, V. & Zima, J. (1999): *The Atlas of European Mammals.* – Academic Press, London, pp. 312–313.

Rakonczay, Z. (szerk.) (1989): *Vörös Könyv.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 62–64.

Szabó, Á., Heltai, M. & Lanszki, J. (2001): A hiúz és a farkas táplálék-összetétele Magyarországon. – *Vadbiológia* **8**: 77–83.

Yom-Tov, Y., Ashkenazi, S. & Viner, O. (1995): Cattle predation by the golden jackal Canis aureus in the Golan Heights, Israel. – *Biol. Conserv.* **73**: 19–22.

Examination of feeding habits of the golden jackal in competition with the red fox in Hungary

Lanszki, J.[1], Heltai, M.[2] and Szűcs, E.[2]

[1]Ecological Research Group, Faculty of Animal Science, University of Kaposvár
H-7401 Kaposvár, P. O. Box 16, Hungary
[2]Department of Wildlife Biology and Game Management, Szent István University
H-2301 Gödöllő, Páter K. u. 1, Hungary

Feeding habits of the golden jackal (*Canis aureus*) and the red fox (*Vulpes vulpes*) were studied by scat analysis at the edge (winter-spring of 1996/1997, Mike–Csököly, n = 24 and 11 faeces, jackal and fox, respectively) and at the centre (2000–2001, region of Kétújfalu, n = 330 and 300 faeces) of the Hungarian range of the jackal. Small mammals (mainly the common vole, *Microtus arvalis*) were dominant in the diet of the medium-sized jackals, the consumed biomass of small mammals on the edge of the range during winter and early spring constituted 56%, while in the centre

83–97% of the diet, depending on the season. In the edge area the secondary important foods were ungulates (41% it indicates carrion-eating), but the importance of ungulates' was low (2.5–5.5%) in the centre. The trophic niche overlap was high (70–76% during winter and spring and 91–95% during summer and autumn) between the coexisting jackal and red fox. The diet of jackals was diversified, 45 prey and 9 plant taxa occurred. The trophic niche-breadth was higher on the edge of the range (B = 5.2) than in the centre (2.6–2.7), where small mammal specialisation was observed.

Key words: carrion-eating, trophic niche overlap, golden jackal, red fox, scat analysis, specialisation on small mammals

CONTENTS

Lendvai, Á. Z. and Szentirmai, I.: Parts of the whole: Linking disciplines in conservation biology as it is reflected by the First Hungarian Conservation Biology Conference 20

Aradi, Cs., Gőri, Sz. and Lengyel, Sz.: Practice in conservation and conservation biology: the role of scientific research 30

Jordán, F., Báldi, A., Orci, K. M., Rácz, I. and Varga, Z.: Identifying critical habitat patches – a case study 38

Báldi, A. and Vörös, J.: Caveats of using the species-area relationship for extrapolations on historical and future species numbers 44

Boldogh, S.: Planning of species management programmes, umbrella- and flagship-species conservation 52

Mátyás, Cs.: Genetic aspects of the conservation of threatened species and populations, with special regard to forest trees 66

Kiss, B., Vargha, M. and Márialigeti, K.: Analysis of horizontal gene transfer in river sediment 75

Persányi, M.: Zoos shift their paradigms towards conservation 84

Orbán, Z., Fercsik, P. and Sárközy, T.: Zoopedagogical and environmental education in order to protect endangered and highly endangered species in the Zoological and Botanical Garden of Jászberény 92

Deák, Á. J.: Actual and landscape historical biotop-mapping around Csongrád 105

Török, P. and Tóthmérész, B.: Botanical survey of the Nagyerdő Forest 116

Süle, Sz., Penksza, K., Turcsányi, G. and Sümegi, A.: Chances of the survival of grasslands on dolomite under anthropogenic impacts 125

Kenderes, K. & Standovár, T.: Can we assess forest naturalness by ecological interpretation of forest floor vegetation? 137

Szabó, K., Beszteri, B., Lendvai, Á. Z. and Ács, É.: The Merzse marsh, preserver of diatoms' genetic diversity 148

Tatár, S.: Impacts of human activities on floating mires of Malom pond at Veresegyház, Hungary 157

Czúcz, B.: Ferns on the walls of the Buda Castle 162

Pál-Fám, F., Benedek, L. and Rimóczi, I.: Conservation of macrofungi in Hungary: possibilities and perspectives 172

Rudolf, K. and Pál-Fám, F.: Macrofungi conservation in habitats strongly influenced by man in Belső-Cserehát 183

Siller, I., Pál-Fám, F. and Fodor, L.: Macrofungi as indicators of forest regeneration and forest developmental processes 193

Szűts, F.: Habitat management against alien trees in the habitat of strictly protected plants 197

Csere, Sz., Bódis, J. & Dénes, A.: Studies of the phenometry of *Himantoglossum caprinum* (M. Bieb.) Spreng. in a Hungarian population, conservational conclusions 207

Schnitchen, Cs., Tóthmérész, B., Magyari, E., Grigorszky, I. and Braun, M.: Reconstruction of the hydrology of an East Carpathian *Sphagnum* bog by fossil testate amoebae 218

B. Bokor, Zs.: The effect of reforestation on the terricolous macroarthropod fauna of the reserve forest stands of the Bereg Plain 227

Traser, Gy. and Salló, M.: New Collembola (Insecta) records from the Kőszeg Mountains 232

Lengyel, Sz., Kiss, B., Müller, Z. and Aradi, Cs.: Colony location, colony structure, and population status of the Long-tailed Mayfly on certain sections of the upper Tisza river 240

Kenyeres, Z., Bauer, N. and Szövényi, G.: Study of habitat preference and stands of *Isophya costata* Brunner von Wattenwyl, 1878 in contacting grasses (Káli Basin, Sásdi meadow, Hungary) 249

Nagy, A.: Orthoptera assemblages of the xerotherm grasslands of the Villány Hills (South Hungary) 254

Purger, D. and Vadkerti, E.: Secondary grasslands in the Mecsek and Baranya Hills as bushcricket (Orthoptera, *Isophya*) habitats 261

Pápai, J. and Krausz, K.: Possibilities of testing the movement patterns of endangered orthopterans based on the study of *Euchorthippus declivus* (Orthoptera, Caelifera, Acrididae) 270

Elek, Z., Magura, T. and Tóthmérész, B.: Impacts of non-native spruce plantation on the carabids in the Bükk mountains (Coleoptera: Carabidae) 278

Kutasi, Cs.: Occurrence of *Carabus marinalis decorus* (Coleoptera: Carabidae) in the Bakony Mountains (West Hungary) 284

Molnár, T., Magura, T., Tóthmérész, B. and Elek, Z.: The role of edges in supporting biodiversity in the case of carabids 293

Szél, Gy., Kutasi, Cs. and Retezár, I.: New results of the coleopterological investigations of the Tihany Peninsula 298

Sárospataki, M., Novák, J. and Molnár, V.: The endangered bumble bee (*Bombus Latr.*) species in Hungary and the need of protection 307

Tartally, A. and Csősz, S.: Data on the ant hosts of the *Maculinea* butterflies (Lepidoptera: Lycaenidae) of Hungary 316

Árnyas, E., Szabó, S., Tóthmérész, B. and Varga, Z.: Light-trap surveys of the Lepidoptera fauna in the Aggtelek National Park 328

Bereczki, J., Pecsenye, K. and Varga, Z.: Changes in the structure of variation of morphometric traits in two populations of *Aricia artaxerxes issekutzi* (Lepidoptera: Lycaenidae) in the Carpathian Basin 336

Kőrösi, Á., Kassai, F. and Peregovits, L.: Study on a *Maculinea teleius* population in the Szigetköz, NW Hungary 348

Sólymos, P.: The assessment of the Hungarian land molluscs based on their rarity, and its applications 358

Márkus, F.: A review of the reintroduction of vertebrate species in Hungary 368

Keresztessy, K.: Conservation of threatened fish species 381

Keresztessy, K.: Research on threatened fish species and their habitats in River Mura 388

Lendvai, Cs. and Keresztessy, K.: Fish-faunistical investigation of Balaton inflows 397

Puky, M., Fodor, A., Molnár, Á., Hámori, M., Tinya, F., Fodor, A. Molnár, P., Hajdu, Á. and Jónás, Sz.: Distribution, habitat characteristics and protection of the Alpine Crested Newt (*Triturus carnifex* Laurenti 1768) in Hungary 409

Puky, M., Hajdu, Á., Surget-Groba, Y., Heulin, B. and Odierna, G.: Tasks and necessity of species-oriented conservation programmes in Hungary: results and conclusions of the common lizard (*Zootoca vivipara* Mayer & Bischoff, 1996) project 418

Kovács, T.: Problems in the conservation of the Hungarian Meadow Viper 427

Bajomi, B.: White-headed duck (*Oxyura leucocephala*): lessons from the failed reintroduction program in Hungary 437

Báldi, A., Nagy, K. and Hanyus, E.: Modelling the occurrence of birds on Important Bird Areas in Hungary using the CORINE Land Cover 50,000 maps – preliminary results 447

Báldi, A., Verhulst, J. and Kleijn, D.: Comparing bird communities on agricultural lands with different management intensity 455

Barta, Z. and Béres, L.: Attempt for settling the kestrel (*Falco tinnunculus*) in the Bakony area 464

Csörgő, T., Karcza, Zs., Halmos, G.: Monitoring of Passerines in the Landscape Protection Area of Ócsa 472

Fuisz, T. I. and Zölei, A.: The effects of forest plantation on the density and breeding success of Red-backed Shrikes (*Lanius collurio*) 480

Gyurácz, J., Nagy, K., Bagdi, A., Hadarics, T. and Ragats, Zs.: Protection status and monitoring of the Bee-eater (*Merops apiaster*) in Hungary, 1997–2001 489

Horváth, Gy., Molnár, D., Nagy, T., Baksza, I. and Németh, T.: Study on nesting parameters and food composition in Barn owls (*Tyto alba*) based on landscape pattern analysis of nesting places 499

Jávor, B., Jordán, F. & Török, J.: Differences between the feeding habits of blackbird (*Turdus merula*) in a forest and an orchard habitat – a sink web approach 510

Kalocsa, B. and Tamás, E.: The protection of the Black Stork (*Ciconia nigra*) 516

Mátics, R.: Natural and non-natural mortality of the barn owl *Tyto alba* in Hungary: growing importance of road kills 524

Szitta, T., Bagyura, J. and Demeter, I.: Increasing the stock of strictly protected bird species by artificial nests in North Hungary 533

Tamás, E. and Kalocsa, B.: Problems of the floodplain habitats of the Black Stork (*Ciconia nigra*) 540

Tóth, L.: Historical and recent distribution, population trends and protection strategies of Montagu's Harrier *(Circus pygargus)* in Hungary 549

Tóth, L., Palatitz, P. and Bera, M.: The effect of predation on the reproduction of a ground nesting raptor species 557

Bihari, Z.: Changes in the distribution of Hamster (*Cricetus cricetus*) in Hungary during the past fifty years 566

Bozsér, O.: Reintroduction of the Eurasian beaver (*Castor fiber*) in Hungary 570

A. Gubányi, Gy. Horváth and F. Mészáros: Activity in research of Hungarian root vole (*Microtus oeconomus*) populations 586

Horváth, Gy. & Gubányi, A.: The future of Root vole (*Microtus oeconomus*) populations in Hungary: factors effecting persistence and protection strategies 595

Horváth, Gy., Pogány, Á., Hamburger, K. and Schäffer, D.: Distribution of the protected field vole, *Microtus agrestis* (Linnaeus, 1761) in Hungary, based on data collected up to 1999 606

Juhász, L. and Kozák, L.: Population dynamics and the role of nest-box nesting Common dormice (*Muscardinus avellanarius*) in destroying bird nests in the Nyírség region 611

Lanszki, J.: Monitoring of the otter (*Lutra lutra*) population along the Somogy county section of the Dráva River (2000–2002) 622

Lanszki, J., Heltai, M. and Szűcs, E.: Examination of feeding habits of the golden jackal in competition with the red fox in Hungary 631

Contents 633

