



Természet- védelmi közlemények

Magyar
Biológiai Társaság
Budapest

13

2007

TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK

13. ÉVFOLYAM

A Magyar Biológiai Társaság
Környezet- és Természetvédelmi
Szakosztályának közleményei



Budapest, 2007

A Természetvédelmi Közlemények ezen számának megjelenését
a Magyar Tudományos Akadémia
Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium
Kutatás-fejlesztési Pályázati és Kutatáshasznosítási Iroda (Mecenatúra)
támogatása tette lehetővé.

Ezt a kötetet szerkesztette:
Sólymos Péter

Szerkesztő bizottság:
Báldi András (elnök)
Demeter András
Erdős Sarolta (technikai szerkesztő)
Horváth Ferenc
Horváth Győző
Kiss István
Liker András
Lőkös László
Margóczy Katalin
Peregovits László

Szerkesztőség címe:
Báldi András
Magyar Természettudományi Múzeum, 1088 Budapest, Baross u. 13.
Tel.: 1-210-1075, Fax: 1-334-2785
E-mail: baldi@nhmus.hu

ISSN 1216–4585

© Magyar Biológiai Társaság
1027 Budapest, Fő u. 68.
Megjelent: 2007. december 31.

Tördelés: Patkó Livia
Nyomás: Garmond Print Kft.

Tartalomjegyzék

Előszó	7
Vida G.: Természetvédelem – remény nehéz időkben	9
Sólymos P. és Báldi A.: Állóképek egy fejlődő tudományterületről: a Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferenciák tanulságai	17
Benedek Zs., Jordán F. és Báldi A.: Kulcsfajkomplexek kutatása és ennek alkalmazási perspektívái a természetvédelem hatékonyságának növelésében	27
Tinya F. és Tóth Z.: Tájéttörténeti vizsgálatok a Bátorligeti Ösláp Természetvédelmi Területen és környékén	37
Hornung E., Vilisics F. és Szlávecz K.: Hazai szárazföldi ászkarákfajok (Isopoda, Oniscidea) tipizálása két nagyváros, Budapest és Baltimore (ÉK Amerika) összehasonlításának példájával	47
Szabó S., Árnas E., Tóthmérész B. és Varga Z.: Az Aggteleki Nemzeti Park nagylepke (Lepidoptera: Macroheterocera) faunájának elemzése hosszú távú fénycsapdás adatsor alapján	59
Kenderes K., Tímár G., Ódor P., Bartha D., Standovár T., Bodoncz L., Bölöni J., Szmorad F. és Aszalós R.: A természetvédelem hatása középhegységi erdeinkre	69
Arany I., Török P., Aszalós R. és Matus G.: Vadkizárás hatásának vizsgálata egy déli-bükki endemikus erdőtársulásban: kompozíció, produktivitás és virágzási siker	81
Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., Koncz G., Papp M., R. D. Bowden és Tóth J. A.: A síkfőkúti cseres-tölgyes fafaj-összetételének és struktúrájának hosszú távú változása	93
Kenderes K. és Standovár T.: Természetes lécek felújulásának vizsgálata a bükk-i Öserdő Erdőrezervátumban	101
Vasas V., Magura T., Tóthmérész B., Jordán F. és Kődöböcz V.: A Beregi-sík erdőfragmentumainak élőhelyszerkezeti elemzése a futóbogár fauna alapján	109

Katona K., Szemethy L., Nyeste M., Fodor Á., Székely J., Bleier N., Kovács V., Olajos T., Terhes A. és Demes T.: A hazai erdők cserjeszintjének szerepe a nagyvad-erdő kapcsolatok alakulásában	119
Lengyel Sz., Göri Sz., Lontay L., Kiss B., Sándor I. és Aradi Cs.: Konzervációbiológia a gyakorlatban: természetvédelmi kezelés és tájrehabilitáció az Egyek-Pusztakócsi LIFE-Nature programban	127
Szitár K. és Török K.: Hosszú távú fajkompozíció változás vizsgálatok hazai dolomit-, mészkő- és szilikátsziklagyep társulásokban	141
Nagy A. és Rácz I. A.: Alföldi szikes, homoki- és löszpuszta-gyeppek jellemzése Orthoptera-együttesek alapján	153
Illyés E., Molnár Cs., Garadnai J. és Botta-Dukát Z.: Északi-középhegységi erdőössztyeprétek természetvédelmi állapotának felmérése – csettanulmány	163
Dobolyi K.: A dolomitlen (<i>Linum dolomiticum</i> Borbás) kutatásának újabb eredményei	173
Deák B. és Tóthmérész B.: A kaszálás hatása a Hortobágy Nyírólapos csetkákás társulásában	179
Török P., Arany I., Prommer M., Valkó O., Balogh A., Vida E., Tóthmérész B. és Matus G.: Újrakezdett kezelés hatása fokozottan védett kékperjés láprét fitomasszájára, faj- és virággazdagságára	187
Aradi E., Margóczy K. és Krnács Gy.: Gyepmaradványok védelme és kezelése: a dél-kiskunsági semlyékek példája	199
Szalkovszki O., Horváth R., Szinétár Cs. és Tóthmérész B.: Legeltetés hatása talajlakó pókokra a Hortobágyon	209
Kisfali M. és Nagy A.: Ormánsági higrofil és mezofil gyeppek Orthoptera-együttese	217
Kutasi C. és Szél Gy.: Futóbogár-együttesek faj-és egyedszámváltozásainak vizsgálata domitgyepekben (Coleoptera: Carabidae)	223
László Z. és Tóthmérész B.: Rózsacserjék (<i>Rosa spp.</i>) térbéli mintázatának hatása a <i>Diplolepis rosae</i> általi parazitáltságra	233

Batáry P., Báldi A. és Erdős S.: Helyi és tájszerkezeti hatások alföldi gyepek madárközösségeire	241
Báldi A., Batáry P., Erdős S., Kisbenedek T., Orci K. M., Orosz A., Podlussány A., Rédei D., Rédei T., Rozner I., Sárospataki M., Szél Gy. és Szűts T.: Legelés intenzitásának hatása alföldi gyepek biodiverzítására	249
Hahn I., Gergely A. és Barabás S.: A szigetközi élőhelyek növényzetének változásai a Duna elterelése óta	259
Takács G., Margóczy K. és Bátorfi Z.: Vegetációváltozások egy nagy kiterjedésű hansági vizes élőhely-rekonstrukción	269
Regős J., Milinki É., Nagy B., Murányi Z., Andrikovics S. és T. Tittizer: Néhány vízi szervezet ciánérzékenységének vizsgálata a tiszai ciánszennyezés kapcsán	281
Nagy B., Kiss O. és Andrikovics S.: A medertisztítás hatásairól a Szalajkapatokban	289
Kancsal B., Szinetár Cs. és Bognár V.: A nádatartás hatása a Velencei-tó partmenti nádasának talajlakó pókközösségére (Araneae)	299
Simon E., Braun M., Szabó K., Molnár P. és Tóthmérész B.: Cink monitorozás <i>Rana esculenta</i> fajkomplex egyedeinek vizsgálatával	309
Andrikovics S., Kiss O., Kiss B. és Nagy B.: Vízimadarak potenciális táplálékba-zisáról szikes vizekben	319
Szöllősi T. és Tóth M.: Bálványfa eltávolítási kísérlete a Főti Somlyó hegyen	329
Vona M., Centeri Cs., Malatinszky Á. és Penksza K.: Felhagyott vagy extenzi-ven művelt szántók kezelésének hatása a növény- és talajtani viszonyokra a Putnoki-dombságban	339
Vilisics F., Hornung E., Elek Z. és Lövei G.: Szárazföldi ászkarák (Isopoda: Oniscidea) együttesek egyedszám változásai egy dániai urbanizációs grádiens mentén	349
Kutasi Cs. és Markó V.: Környezetkímélő növényvédelem hatása futóbogár-együttesek (Coleoptera: Carabidae) fajösszetételére és biodiverzítására	361

Kovács A., Batáry P. és Báldi A.: Különböző intenzitással kezelt szántóföldek madár és növény fajszámának és abundanciájának összehasonlítása	371
Sólymos P., Fehér Z. és Varga A.: A hazai puhatestűek (Mollusca) élőhely- és fajmegőrzési prioritásai	379
Szabados K., Szekeres O. és Mikes B.: Az egyhajú virág (<i>Bulbocodium versicolor</i>) szerbiai állományainak felmérése	393
Illyés Z., Takács A. A., Takács G. és Kiss P.: Szempontok a hagymaburok (<i>Liparis loeselii</i>) magyarországi élőhelyeinek természetvédelmi szempontú kezeléséhez	403
Bérces S., Szél Gy. és Ködöböcz V.: A magyar futrinka (<i>Carabus hungaricus</i>) elterjedése és természetvédelmi helyzete	411
Árnyas E., Bereczki J., Tóth A., Pecsénye K. és Varga Z.: A <i>Maculinea alcon</i> (Lepidoptera: Lycaenidae) peterakási preferenciájának vizsgálata az Aggteleki Nemzeti Parkban	421
Bellaagh M., Báldi A. és Korsós Z.: Élőhelypreferencia vizsgálatok a magyarországi haragossikló-állományokon <i>Hierophis (= Coluber) caspius</i>	431
Németh A., Czabán D., Csorba G. és Farkas J.: Egy fokozottan védett emlős, a nyugati földikutyta (<i>Spalax leucodon</i>) csapdázásának lehetőségei	439
Szerzők névmutatója	445
Contents	449

ELŐSZÓ

Zöld lelkiismeret: az élőhelyek megőrzése és a fajok védelme

A földi élet évmilliárdok alatt alakult lenyűgözően sokszínűvé és változatosá. Az elmúlt két évszázadban azonban az emberiség egyre mértéktelenebbül avatkozott be környezetébe, s mára felborította a természet egyensúlyát. Csak a gépjárművek annyi széndioxidot bocsátanak egy év alatt a légkörbe, amennyit a földtörténeti őskorban a növények 500 év alatt kötöttek meg. Mára mindenki számára világosnak kell lennie, hogy ez az út nem járható tovább. Az ezredforduló után a környezetvédelem stratégiai kérdéssé vált. Ezt mutatja az ENSZ klímaváltozással foglalkozó testülete, az IPCC és Al Gore közös Nobel-díja, a francia köztársasági elnök „zöld forradalma”, vagy a most lezajlott ausztrál parlamenti választás, amelyen a győztes párt egyik legfőbb ígérete a Kiotói Jegyzőkönyvhöz való csatlakozás volt.

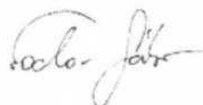
A környezeti és fenntarthatósági szempontokat figyelmen kívül hagyó emberi tevékenység soha nem látott mértékben okozza fajok százezreinek kihalását. A környezettudatosság növekedésével egyre nagyobb figyelem irányul arra a területre, ahol a legnyilvánvalóbb, hogy nem lehet tovább halogatni a cselekvést, a Föld állat- és növényvilágának védelmére, illetve az ezzel foglalkozó szervezetekre.

A fajok megóvása önmagában nem elég. A növény- és állatfajok kihalásának megfékezése csak tudományos alapokon nyugvó, jól átgondolt élőhely-védelemmel lehetséges. E célok mentén 2005 novemberében a III. Magyar Természetvédelmi Konferencián több száz kutató, tudós és természetvédelmi szakember gyűlt össze az „élőhelyek védelmében”. A tudományos fórumon elhangzott szakmai érvek, valamint a természetvédők és a kutatók között kialakult szakmai párbeszéd az elmúlt két évben számos természetvédelmi sikert hozott. A közös munka gyümölcse többek között, hogy az élőhelyek és a biológiai sokféleség védelmében Magyarország csatlakozott a „Countdown 2010” elnevezésű program természetmegőrző céljaihoz, továbbá, hogy az értékes természeti területeink, élőhelyeink többé-kevésbé összefüggő láncolatával, ökológia hálózatával hazánk közel 21%-a lett Natura 2000 terület. A közelmúltban sikerrel tettünk eleget az Európai Bizottság felé az Élőhelyvédelmi Irányelvben meghatározott jelentéstételi kötelezettségeinknek: 46 élőhelyről és 208 fajról adtunk számot.

Környezetvédelmi minisztereként kívánom, hogy a mind szélesebb szakmai összefogás és a minél hatékonyabb környezeti nevelés segítségével a társadalmi környezettudatosság az ország jövőképeinek egyik alappillérvé váljon.

Örömmel ajánlom minden érdeklődő, a Föld élővilága iránt felelősséget érző, tudatos ember kezébe e kötetet, amely a hazai természetvédelem egyik legnagyobb seregszemléjén elhangzott előadások gyűjteménye.

Budapest, 2007. november 12.



Dr. Fodor Gábor

Természetvédelem – remény nehéz időkben

Vida Gábor

*MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót
2163 Vácrátót, Alkotmány utca 2–4.*

Bevezetés

A természetvédelmi biológia vezető nemzetközi lapjában, 2004-ben David Orr ilyen címmel (Hope in hard times) írt gondolatébresztő cikket a világ helyzetéről, s az ezzel kapcsolatos lehetséges reagálási stratégiákról. Orr szerint ma már nem az a kérdés, ho-

gy az emberiség komoly veszélybe került-e vagy sem, hanem az, hogy mit tehetünk e reális baj esetén. A még megmaradt természetközeli tájakon élő és dolgozó kutató talán indokolatlannak vagy túlzottnak vélné Orr aggodalmát, hiszen a hazai és nemzetközi konferenciákon egyaránt eredményekről, sikeres akciókról hallunk. Magyarország például már 10 Nemzeti Parkkal büszkélkedhet, s ha ehhez hozzávesszük az újabban kijelölt Natura 2000 területeket is, ezzel az ország egy ötöde már védelem alatt áll! Sajnos a tények mást mutatnak. A papíron valóban létező védelem ellenére a pusztulás szinte mindenütt egyértelmű, ha hosszabb távon (pl. 50 év) vizsgálódunk (Vida 2000). Még rosszabb a helyzet, ha Földünk egészét nézzük, rajta a múlt században megnégyszereződött emberi populációt (mára több mint 6 milliárd emberrel), s ennek egyre több fogyasztásért globálisan versengő, öngyilkos akcióit, melyekből egy-egy mozaikot az évenként magyar fordításban is megjelenő „A világ helyzete” kötetekben (a washingtoni Worldwatch Institute kiadványa) olvashatunk. A bajt tovább növeli a versenyből adódó növekvő egyenlőtlenség, melynek illusztrálására szolgáljon Serageldin (2002) három adata: (1) A világ lakóinak 20%-a gazdag országban él, s élvezi a világ összjövedelmének 85%-át! (2) A világ 3 leggazdagabb emberének több vagyona van, mint a 47 legszegényebb ország együttes GDP-je! (3) 1,2 milliárd ember kevesebb, mint havi 6 000 Ft-ból tengődik!

Ez tehát a helyzet, de bizonyára sokakban felvetődik a kérdés: mi köze ennek a természetvédelemhez? Valójában rengeteg. Ezt azonban csak akkor észleljük, ha vizsgálódásunkat a biológia hierarchikus szerveződési szintjeinek magasabb fokán végezzük.

A természetvédelmi biológia az egyedi és ennél magasabb szerveződési szinteket kutatja. Ebben hagyományosan az egyed, a populáció (faj) és a társulás védelme dominált, s csak az utóbbi évtizedekben fordul a figyelem a táj, a biom és a bioszféra szintjei felé. E magasabb szinteken a jelenségek egyre bonyolultabbak, az összefüggések egyre szerteágzóbbak, s az egész bioszférára kiterjedő szinten megértésük gyakorlatilag minden tudományterület ismeretét igényelné. A szerveződési szintek magasabb fokain így aligha negligálhatjuk a társadalomtudományi vonatkozások figyelembevételét.

Pillanatkép a szerveződési szintek hierarchiáján folyó kutatásokról

A természetvédelem helyzetéről (és jelentőségéről) kíséreljünk meg képet alkotni a legutóbbi egy-két év hiteles publikációiból válogatva. Induljunk ki az egyed szintjéről, s innen haladjunk felfelé a szerveződési szinteken.

Az egyed (individuum) szintjén nem sok újat látunk. A konzervációt a véges élethossz limitálja. Bár a múlt század óta ennek meghosszabbítására számos módszert fejlesztettek ki (lefagyasztástól a klónozásig), változatlan genotípussal nincs esély a fennmaradásra egy változó világban. Ehhez egy szaporodási közösség, a populáció fenntartása szükséges.

A populáció fennmaradási esélyét annak effektív méretével (N_e) és genetikai összetételével szabályozhatjuk. Többek között e témát is tárgyalja a nemrég megjelent kitűnő hazai természetvédelmi kézikönyv (Standovár & Primack 2001), de e tekintetben jóval részletesebb elemzést ad Schaal & Leverich (2005) legújabb összefoglalója. Figyelemre méltó tanulság, hogy nem lehet általános szabályt adni. A beltenyésztés (inbreeding) lehet káros hatás nélküli is. A beszűkült génállomány túlzott mértékű frissítése (outbreeding) is vezethet erős populációnövekedéshez, de akár kipusztuláshoz is. Fontos információhoz juthatunk a sokat vitatott biodiverzitás veszteség kérdésében Balmford *et al.* (2003) tanulmánya alapján. A kipusztulást ugyanis többnyire nehéz igazolni. E szerzők ezért néhány jól ismert állatcsoport populációméretében és számában történt változásokat illetve élőhelyeik területének csökkenését tanulmányozták, majd a tendenciákból extrapolálva jutottak arra a következtetésre, hogy évenként a fajoknak mintegy 1%-a pusztul ki. Ez Földünk fajszerkezetének konzervatív becslésével is óránként tucatnyi faj végleges eltűnését jelenti, legalább százszorosán múlva felül a fajkeletkezési rátát. Kivételesen kedvező lehetőséget biztosított hosszabb távú változások megfigyelésére az a wisconsini erdőterület (USA), amelyben a Wisconsin Egyetem Növényökológiai Laboratóriuma 1942 óta rendszeres tanulmányokat végzett. Az adatok igen alapos elemzésével Rooney *et al.* (2004) kimutatták, hogy az utóbbi ötven évben az őshonos fajok populációi átlag 18,5%-al csökkentek, míg az adventívek 80%-al nőttek. E megállapítás jelentőségét növeli az a körülmény, hogy igazolták, miszerint e jelenség hátterében nem lehetnek gazdálkodási tényezők (fragmentálódás, szukcessziós változás, vadgazdálkodás), így talán a klímaváltozás, a savas eső, vagy éppen az idegen fajok okozhatták a változást. Ez utóbbi lehetőség kapcsán már át is léptünk a populációk közötti kölcsönhatások, azaz a társulás szintjére.

A társulás (biotikus közösség) elemzésének jelenleg egyik legérdekesebb, de egyben legnehezebb problematikája az együtt élő populációk közötti kapcsolatok felderítése és mérése, az interakciós hálózat (network system) megrajzolása. A molekuláris módszerek itt is új lehetőségeket hoztak a kutatásba (ld. Sheppard & Harwood 2005 összefoglalóját). Természetvédelmi szempontból különösen fontos ennek ismerete, hiszen a hálózat egyes populációinak (kulcsfajok) esetleges kiesése a társulás összeomlásához vezethet (Jordán 2001, Ebenman & Jonsson 2005). Mi több, ezt még a szomszédos társulások is megszenvedhetik! Az ilyen eset különösen gyakori a társulásokat váltó fajok (pl. vízi és szárazföldi életszakasszal rendelkezők) közvetítésével. Nemrég a Nature egyik cikkében (Knight *et al.* 2005) olvashattunk arról, hogy a halak csökkentik a szitakötő lárvák egyedszámát, aminek következtében a kifejlett szitakötők kevesebb virágmegporzó rovarra tudnak elfogyasztani.

Tehát a tavi predációnak hatása van a szárazföldi megporzási mutualizmusra. A természetvédelem sem állhat meg tehát a társulás határánál, szükség van a tágabb környezet ismeretére is.

A táj szintű ökológiára alapozott természetvédelem ígéretesebbnek tűnik, ugyanakkor a gyakorlati kivitelezés legtöbbször tornyosuló nehézségekbe ütközik. A táj szint növekvő jelentőségére utal, hogy az *Ecological Monographs* egyik legutóbbi teljes száma (*Special Feature, Ecological Monographs 2005, 75/4*) e témakört járja körül. E szinten nyer értelmezést az úgynevezett béta diverzitás a hozzá rendelhető speciális módszertanával (*Legendre et al. 2005*). A táj szintjén már aligha kerülhető el az emberi hatások figyelembevétele, s mindez különösen bonyolult, döntésméleti ismereteket is igénylő természetvédelmi kezelést tesz szükségessé (ld. *Burgman et al. 2005*). A táj szinten gazdálkodó emberek helyi közösségeinek hosszabb távon fenntarthatóságot biztosító hagyományra épülő tájművelése olyan társadalmi tökét képvisel, mely alapja lehetne a mai konzerváció biológiának és a biodiverzitás megőrzésének (*Pretty & Smith 2004*). E témáról egyébként már tankönyv is készült (*Russell & Harshbarger 2002*) melyben a szerzők már ki merik mondani a jelenlegi probléma egyik alapvető okát: a természet tönkretételéért a vég nélküli fogyasztásra ösztönző, csak a materiális értékeket látó konzumerizmus a felelős. Ráadásul ez a szemlélet globalizálódik, beláthatatlan áttételes következményekkel. A növekvő fogyasztás több energiát használva hozzájárul a légköri CO₂ szint növeléséhez, s ezzel az üvegházhatáson keresztül a hőmérséklet emelkedéséhez. A 2003-as európai hőhullám azonban nemcsak az emberi populációt sújtotta, több tízezer idős ember halálát okozva. Egy nemrég megjelent 33 szerzős *Nature* cikk (*Ciais et al. 2005*) arról számolt be, hogy a 2003-as év rendkívül meleg és száraz nyarán Európában a bruttó primer produkció (GPP) 30% csökkenést szenvedett, s ezzel az ökológiai rendszerek (erdők, cserjések és gyepek) CO₂ nyelő helyett kibocsátóként működtek. Mindez pozitív visszacsatolással tovább erősíti a kedvezőtlen hatást.

A tengerek helyzetéről itt most csak annyit, hogy a túlhalászás és a szennyezés már globális gondokat okoz. Számtalan cikk mellett *Pauly & Maclean (2003)* könyve tanúskodik erről (ld. még *Jordán 2005*).

Globális gondok: a bioszférában

A táj szintjéről időközben már a globálishoz közelítve vessünk egy rövid pillantást Földünk teljes bioszférájának állapotára. Két szóval jellemezhető: globális változás (*Global Change*). Ez így önmagában persze nem újság. Bioszféránk több mint három milliárd éves története másról sem szól. Az újság az irányban és a sebességben van: „gyors globális degradálódás emberi hatásra” lenne a pontosabb diagnózis. Az összefüggések bonyolult szövevényét valamennyire is átlátó tudósok már régóta figyelmeztetnek erre, de az emberi időlépték a megszokással párosulva nem készítet a veszély nagyságának felismerésére (*Vida 2001*). Legutóbb 66 tudós tett kétségbeesett kísérletet arra, hogy felhívják a politikusok és a döntéshozók figyelmét a helyzet komolyságára (*Lovejoy & Hannah 2005*). A közérthető stílusban írt könyvben a mérésekkel is igazolt gyors változásokról olvashatunk. A gletcse-

rek fogynak, a permafrost talajok felengednek, a sarki jég vékonyodik, a globális hőmérséklet emelkedik, a légkör szén-dioxid és metán szintje növekszik, a tengerszint emelkedik, stb. Mindezzel együtt az élővilág is változik azon túl, hogy védjük vagy pusztítjuk. Globális felmelegedés a korábbi földtörténeti korokban számos alkalommal történt már, melyek közül legjobban a legutóbbi jégkorszakot lezáró eseményeket ismerjük. Palinológiai tanulmányok adnak részletes információt a szélbeporzású fajok észak felé történő vándorlásának sebességéről. Hasonló vándorlás már ma is megkezdődött, már ahol erre lehetőség adódik. Parmesan & Yohe (2003) szerint 279 elemzett faj évtizedenként 6,1 km-t haladt a pólusok felé (vagy hegyvidéken egy métert felfelé). A baj az, hogy sok helyen – például nálunk az Alföldön – a fajok (különösen a növények) vándorlásának a számukra nem megfelelő élőhely (mezőgazdasági vagy beépített területek) állja az útját. Ezért Európában egyesek inkább az áttelepítést javasolják (Hulme 2005), aminek viszont eddig elég kevés sikeres eredménye ismert.

A globális változás hátterében egy közismert tény áll: sokan vagyunk, és sokat fogyasztunk. Mára az ember a teresztris bioszféra nettó primer produkciójának (NPP) közel 40%-át kisajátította (Imhoff *et al.* 2004), de ennek területi eloszlása nagyon eltérő. Egyes helyeken a 100%-ot is sokszorosán meghaladja (import révén). Magyarországon ez az érték kb. 60%. Még ijesztőbb a kép, ha az ökológiai lábnyom fogalmával próbáljuk felmérni szerepünket (Wackernagel *et al.* 1999, Wackernagel & Rees 2001). E lábnyom fogalma a manapság meggondolatlanul használt fenntarthatóságot igyekszik komolyan venni, kiszámítva azt a területet, amelyen fogyasztott javainkat tartósan meg tudnánk termelni, és hozzáveszi a hulladékok és szennyananyagok teljes feldolgozásához szükséges értéket is. A Föld összes emberére számítva kiderül, hogy már az ezredforduló előtt legalább 25%-al meghaladtuk Földünk kapacitását, s némelyik „fejlett” ország lakóinak lábnyoma többszörösen felülmúlja a határain belül rendelkezésre álló termőterületet! Magyarország „csupán” 50%-al él nagyobb lábon. Az emberiség már a jövőjét fogyasztja.

Az emberiség egészét érintő ilyen súlyos gondok hallatán joggal gondolhatnánk, hogy tudósok hada keresi és feltehetően rövidesen meg is leli a probléma lehetséges megoldását. Sajnos napjaink specializálódott tudósai a globális szintű kérdéseket nem látják, vagy nem tekintik illetőségi körükbe tartozónak (vö. Vida 1998, Takács-Sánta 2005). Ennek ellenére még így is 95 ország 1300 tudósa vállalkozott az úgynevezett Millennium Ecosystem Assessment összeállításban (<http://www.millenniumassessment.org>, Mooney *et al.* 2005) a helyzet értékelésére. E gigantikus vállalkozásban a Föld ökológiai rendszerének működését, fenntartható használatát és az emberiség jólétének összefüggéseit járják körül. Megállapítják, hogy a vizsgált ökoszisztéma szolgáltatások 60%-a mára degradálódott, vagy fenntarthatatlanul használjuk őket. Számos tudományterület tudósainak integrált együttműködésére volna szükség a további romlás megállításához. Amíg azonban legtöbb ökológiai szolgáltatás ára nem kerül bele a gazdasági számításokba, sőt sok környezetre káros tevékenység államilag is támogatott, egy versengő világgazdaságban nem számíthatunk javulásra. Ilyen összefüggések ismeretében a természetvédelem helyzete is eléggé reménytelennek tűnik, ha csak időben rá nem döbbenünk, hogy a jelenlegi „fejldési” irány a természet pusztulásával az emberiség sorsát is megpecsételi. Erre figyelmeztet Paul és Anne Ehrlich legújabb könyve (2004), melynek címe meglehetősen drámai (One with Nini-

veh: politics, consumption, and human future – ismertetését lásd Myers 2004). Az Ehrlich házaspár azonban nem csak bírál, megoldási javaslatuk is van. Növelni kell az átláthatóságot és a társadalmi ellenőrzés lehetőségét a gazdasági és politikai döntéshozó testületekben, s ezzel összefüggésben egy új világméretű program indítását javasolják az emberi viselkedés tanulmányozására „Millennium Assessment of Human Behavior” címen.

Mi baj van velünk? – tennék fel sokan a kérdést. A válasz erre angol nyelven a három S betűvel kezdődő tulajdonságunk lehet: selfish, short-sighted, stupid – azaz önző, rövidlátó és ostoba. Nem könnyű tőlük megszabadulnunk (Vida 2001).

Mit tehetünk?

Térjünk vissza David Orr (2004) cikkéhez. Mit tehetünk egy ilyen reménytelennek tűnő helyzetben? A kutatók többségének hozzáállását egy ilyen globális problémához három típusba sorolja, de ő maga egyikkel sem ért egyet, hanem egy negyediket javasol.

Az első típus a negligálás stratégiáját követi. Sajnos ez alkotja ma a többséget világszerte. A kutató végzi a maga dolgát, mintha nem lenne semmi baj. Kutatgatunk, publikálunk, versenyzünk a magasabb (impakt faktorban, idézettségben mért) teljesítmény eléréseért. A globális problémákra közben nincs idő, így a kutató vagy tudomást sem szerez róla, vagy szándékosan elfordul tőle. Ettől persze a gond marad, amit hosszabb távon, saját bőrén is kénytelen lesz tapasztalni.

A második típushoz az úgynevezett techno-elbizakodottak tartoznak. Ők nem veszik eléggé komolyan a bajt, s abban bíznak, hogy minden problémára lehet valamilyen technológiai megoldást találni. A környezetvédelem szakembereinek körében gyakori e hozzáállás. Sok részproblémára valóban van megoldás, a gond azonban legtöbbször ott van, hogy a „megoldás” újabb problémákat szül, gyakran még nagyobb számban. Kényszerűségből, sürgős esetben mégis kénytelenek vagyunk ilyen módszereket is alkalmazni, de látnunk kell, hogy ez nem lehet a végső megoldás.

A harmadik típust a beletörődő pesszimista jelenti, aki szinte várja az elkerülhetetlen „világ végét”. Ezzel nincs mit kezdenünk.

A negyedik stratégiát David Orr találóan a túlélés komédiájának (comedy of survival) nevezi. Nem adjuk fel, de nem is akarunk győzedelmeskedni, mivel belátjuk, hogy a természetet legyőzni nem lehet. (A természetet kell legyőzni, vagy természetünket? Vagy inkább a természetvédelem-ellenes – pl. olaj – lobbikat?) Ehelyett gyarlóságunk beismerésével keressük a beilleszkedés lehetőségét a Bioszféra Nagy Rendszerébe a többi sokmillió fajt társunknak fogadva el. Ez persze nem megy máról a holnapra, de ha e stratégia valahol sikeresen elkezdhető, az nyilvánvalóan a természetvédők köre lehet. Egy innen elindulva szétterjedő szemléletváltással talán van némi remény az előttünk álló nehéz idők túlélésére.

Fogadjuk meg hát David Orr tanácsát: „Ha nem tudunk magunkon és beképzeltségünkön nevetni, akkor nem vettük eléggé komolyan magunkat!”

Irodalomjegyzék

- Balmford, A., Green, R. E. & Jenkins, M. (2003): Measuring the changing state of nature. – *TREE*, 18: 326–330.
- Burgman, M. A., Lindenmayer, D. B. & Elith, J. (2005): Managing landscapes for conservation under uncertainty. – *Ecology*, 86: 2007–2017.
- Ciais, P., Reichstein, M., Viovy, N., Grainer, A., Ogée, J., Allard, V., Aubinet, M., Buchmann, N., Bernhofer, C., Carrara, A., Chevallier, F., De Noblet, N., Friend, A. D., Friedligstein, P., Grünwald, T., Heinesch, B., Keronen, P., Knohl, A., Krinner, G., Loustau, D., Manca, G., Matteucci, G., Miglietta, F., Ourcival, J. M., Papale, D., Pilegaard, K., Rambal, S., Seufert, G., Soussana, J. F., Sanz, M. J., Schulze, E. D., Vesala, T. & Vlentini, R. (2005): Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. – *Nature*, 437: 529–533.
- Ebenman, B. & Jonsson, T. (2005): Using community viability analysis to identify fragile systems and keystone species. – *TREE*, 20: 568–575.
- Ehrlich, P. R. & Ehrlich, A. H. (2004): *One with Niniveh: Politics, Consumption and the Human Future*. – Island Press, 430 pp.
- Hulme, P. E. (2005): Adapting to climate change: is there scope for ecological management in the face of a global threat? – *J. Appl. Ecol.*, 42: 784–794.
- Imhoff, M. L., Bounoua, L., Ricketts, T., Loucks, C., Harris, R. & Lawrence, W. T. (2004): Global patterns in human consumption of net primary production. – *Nature*, 429: 870–873.
- Jordán, F. (2001): Trophic fields. – *Community Ecology*, 2: 181–185.
- Jordán, F. (2005): Hálózatelmélet a tengerek konzervációbiológiájában. – In: Jordán, F. (szerk.): *A DNS-től a Globális Felmelegedésig*. Scientia, Budapest, pp.157–171.
- Knight, T. M., McCoy, M. W., Chase, J. M., McCoy, K. A. & Holt, R. D. (2005): Trophic cascade across ecosystems. – *Nature*, 437: 880–883.
- Legendre, P., Borcard, D. & Peres-Neto, P. R. (2005): Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. – *Ecol. Monographs*, 75: 435–450.
- Lovejoy, T. E. & Hannah, L. (szerk.) (2005): *Climate Change and Biodiversity*. – Yale Univ. Press, 440 pp.
- Mooney, H., Cropper, A. & Reid, W. (2005): Confronting the human dilemma. How can ecosystems provide sustainable services to benefit society? – *Nature*, 434: 561–562.
- Myers, N. (2004): The way or the world. – *Nature*, 429: 22–23.
- Orr, D. (2004): Hope in hard times. – *Conservation Biology*, 18: 295–298.
- Parmesan, C. & Yohe, G. (2003): A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. – *Nature*, 421: 37–42.
- Pauly, D. & Maclean, J. (2003): *In a Perfect Ocean*. – Island Press, Washington D.C., 175 pp.
- Pretty, J. & Smith, D. (2004): Social capital in biodiversity conservation and management. – *Conservation Biology*, 18: 631–638.
- Rooney, T. P., Weigmann, S. W., Rogers, D. A. & Waller, D. M. (2004): Biotic impoverishment and homogenization in unfragmented forest understory communities. – *Conservation Biology*, 18: 787–798.

- Russell, D. & Harshbarger, C. (2002): *Groundwork for community-based conservation: strategies for social research*. – AltaMira Press, Walnut Creek, California. ix + 322 p.
- Schaal, B. & Leverich, W. J. (2005): Conservation genetics: theory and practice. – *Ann. Missouri Bot. Gard.*, 92: 1–11.
- Serageldin, I. (2002): World poverty and hunger – the challenge for science. – *Science*, 296: 54–58.
- Sheppard, S.K. & Harwood, J. D. (2005): Advances in molecular ecology: tracking trophic links through predator-prey food webs. – *Functional Ecology*, 19: 751–762.
- Standovár T. & Primack, R. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest. pp. 542
- Takács-Sánta, A. (2005): Továbbgondolt sötét gondolatok – Sokasodó specialisták, eltűnő generalisták a tudományban. – In: Jordán, F. (szerk.): *A DNS-től a Globális Felmelegedésig*. Scientia, Budapest, pp. 173–184.
- Vida, G. (1998) Sötét gondolatok a részről és egészről s a tudományról. – *Liget*, 11: 4–7.
- Vida, G. (2000): A természetvédelem kettős arca. – In: Gadó, Gy. (szerk.): *A természet romlása, a romlás természete*. Föld Napja Alapítvány, Budapest, pp. 7–14.
- Vida, G. (2001): *Helyünk a Bioszférában*. – Typotex, Budapest, 128 pp.
- Wackernagel, M., Onisto, L., Bello, P., Linares, A. C., Falfán, I. S. L., García, J. M., Guerrero, A. I. S., Guerrero, G. S. (1999): National natural capital accounting with the ecological footprint concept. – *Ecological Economics*, 29: 375–390.
- Wackernagel, M. & Rees, W. E. (2001): *Ökológiai lábnyomunk*. – Föld Napja Alapítvány, Budapest, 232 pp.

Állóképek egy fejlődő tudományterületről: a Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferenciák tanulságai

Sólymos Péter^{1*} és Báldi András²

¹SZIE-ÁOTK Ökológiai Tanszék, Budapest, 1077 Budapest, Rottenbiller u. 50.

²MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport, 1083 Budapest, Ludovika tér 2.

*Kapcsolattartó szerző: SZIE-ÁOTK Ökológiai Tanszék,
1077 Budapest, Rottenbiller u. 50., tel.: +36-1-478-4254, fax: +36-1-478-4232,
e-mail: Solymos.Peter@aotk.szie.hu

Összefoglaló: A III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia (MTBK) és az I. Európai Természetvédelmi Biológiai Konferencia (ECCB) részvételi adatainak felhasználásával igyekszünk képet adni a hazai természetvédelmi kutatások jelenlegi állapotáról, a hazai és nemzetközi trendekről. Az MTBK-n a kutatói és gyakorlati oldal részvételi aránya kiegyensúlyozott volt, emellett kiemelkedő volt a hallgatói részvétel. Ez mind fontos feltétele a párbeszédnek és a tapasztalatátadásnak. Az MTBK élőhely védelmi tematikájából fakadóan a konferencián növényekkel foglalkozó kutatási témák túlsúlya volt megfigyelhető. A gerinces és ízeltlábú taxonok jó reprezentáltsága mellett kevés egyéb gerinctelen taxonnal és gombákkal foglalkozó vizsgálat került bemutatásra. Az ECCB-n bemutatott összes és magyar prezentációk összehasonlításából jelentős eltérésekre derült fény. A hazai kutatás erőssége az urban ökológia, közösségökológia, gyepökológia és hidroökológia, azonban kevés a hazai vizsgálat veszélyeztetett fajok kezelése, konzervációgenetika és védett területek tervezése és kezelése terén. Emellett nagyon elhanyagolt a természetvédelem társadalmi-gazdasági beágyazását vizsgáló irányzat. A jelentős hazai elméleti és gyakorlati előrelépések mellett a magyar természetvédelmi biológiai kutatások legnagyobb adóssága a problémákat megelőző stratégiai megközelítés hiánya. Egyre nagyobb mértékű környezeti változások közepette hazánk biológiai sokféleségének hosszú távú megőrzéséhez az egyéni természetföltö elhivatottság mellett komoly összefogásra van szükség. Ezért szorgalmazzuk a hazai természetvédelmi biológiai kutatásokhoz szükséges megfelelő finansiális és intézményi háttér megteremtését.

Kulcsszavak: Európa, konferencia, Magyarország, természetvédelem

Bevezetés

A természetvédelmi biológiában gyakran találkozhatunk az orvostudományból átvett analógiákkal. Például a természetvédelmi objektumok (védendő, veszélyeztetett fajok, vagy élőhelyek) rangsorolásakor alkalmazzák a harctéri sebészet analógiáját. A tábori orvoshoz sorra hozzák a sebesülteket, aki röpke diagnózis alapján eldönti, ki az, aki súlyos sérült és menthetetlen, ki az, aki súlyos sérült, de jó eséllyel megmenthető, és ki az, aki nem olyan súlyos és még ráér a kezelése. Az analógia talán kissé morbid, de sajnos találó. A természetvédelemben is gyakran elégtelen információk alapján és gyorsan kell dönteni a rendelkezésre álló források legjobb felhasználásáról. Ezért is nevezik „krízistudománynak” (Standovár & Primack 2001). Fontos azonban, hogy a meglévő információk alapján a lehető legjobb döntések szülessenek. Ezt segítik elő olyan újfajta törekvések, melyek az

ellenőrizhető tényeken és tudományos alapokon nyugvó döntéseket és átlátható módszereket helyezik előtérbe. Ilyen példaként az orvostudományban régóra bevett gyakorlattá vált meta-elemzés rendszer (systematic review) átvételét és alkalmazását (bizonyíték alapú természetvédelem, <http://www.cebc.bangor.ac.uk>) említhetjük (Pullin & Knight 2001). Ezen a ponton hadd éljünk egy újabb hasonlattal. Ha az ember rendszeresen jár fogorvoshoz, akkor alkalmi visszajelzést kap fogai állapotáról. Ez persze nem jelenti azt, hogy a fogorvos látogatások közötti időszakban nem kellene fogat mosni, vagy hogy ne hasítana belénk a fájdalom fagyaltalozás közben. A hazai természetvédelem mindennapjai szintén apró sikerekről és kudarcokról szólnak. A mindennapok eredményeiről pedig három évente – immár hagyományosan – a Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferenciák (MTBK; www.mtbk.hu) keretében készül „látlet”.

Az I. MTBK (2002, Sopron) konferencia kötetében Lendvai & Szentirmai (2004) elvégezték az előadások és poszterek tematikus feldolgozását és összevetették a kapott látletet korábbi (irodalmi feldolgozáson és kérdőíveken alapuló) vizsgálatok eredményeivel (Margóczi et al. 1997, Báldi 1998, Mihók & Standovár 2001, Standovár 2001). Ehelyütt ismét kísérletet teszünk a magyar természetvédelmi biológia 2005-ös állapotáról szóló pilanatfelvétel elkészítésére. Megvizsgáljuk milyen trendek rajzolódnak ki a korábbi ismeretek fényében, illetve a korábban megfogalmazott hiányosságokhoz képest milyen előrelépések történtek 2002 óta. Élve a 2006-ban, szintén Egerben megrendezett 1. Európai Természetvédelmi Biológiai Konferencia (<http://www.eccb2006.org>) nyújtotta lehetőséggel, a hazai, MTBK-k alapján kirajzolódó trendeket az európai trendek tükrében is megvizsgáljuk. Ezután pedig azonosítjuk azokat a területeket, amelyek jelenleg is elhanyagoltak, bár intenzívebb kutatásokra volna szükség.

Elmélet és gyakorlat viszonya

Az MTBK-k fő célkitűzése a természetvédelem tudományos megalapozásának elősegítése, azáltal, hogy közös fórumot biztosítanak, és így kapcsolatot teremtenek a természetvédelem gyakorlati és a gyakorlatot segíteni hivatott elméleti szakemberei között. A III. MTBK 359 előzetesen regisztrált résztvevője 180 prezentációt mutatott be. A résztvevők sokféle intézményből érkeztek, a konferenciát a kutatói (egyetem, főiskola, múzeum, kutatóintézet, összesen 38,2%) és gyakorlati oldal (közigazgatás, nemzeti park igazgatóságok, civil szervezetek, összesen 34,3%) kiegyensúlyozott részesedése jellemezte. Külön kiemelendő a magas (20,6%-os) hallgatói részvételi arány (1. táblázat). Nagyon örvendetes, hogy a természetvédelemből, tudományból és oktatásból történt forráskivonások ellenére minden természetvédelemben érdekelt fél fontosnak tartotta azt, hogy a konferencián részt vegyen, tapasztalatot cseréljen. Ehhez a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium támogatása nagyban hozzájárult, csakúgy, mint 2002-ben a Természetvédelmi Hivatalé.

1. táblázat. A III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia előzetesen regisztrált résztvevőinek intézményi megoszlása.

Intézmény típus	Résztvevők száma (%)
Egyetem	90 (25,1)
Főiskola	9 (2,5)
Hallgató	74 (20,6)
Kutatóintézet	18 (5,0)
Múzeum	20 (5,6)
Nemzeti park igazgatóság	69 (19,2)
Közigazgatás	28 (7,8)
Civil szervezet	26 (7,2)
Magánszemély	25 (7,0)
Összesen	359 (100)

Hogyan jutunk egyről a háromra

Az I. és a III. MTBK büszkélkedhetett több száz főnyi résztvevővel. Talán mert ezek a nagy konferenciák páratlanok? Persze reményeink szerint ez is igaz, de az igazi ok, az hogy a 2002-ben Sopronban rendezett I. MTBK során végzett kérdőíves felmérés alapján (<http://www.mtbk.hu/mtbk01/felmeres2.htm>), a résztvevők jelentős része nem javasolta a sopronihoz hasonló nagyszabású konferencia évente történő megrendezését, ugyanakkor javasolta időközönként egy-egy kisebb tematikus műhelytalálkozó megszervezését.

A nagy rendezvények között a konferenciasorozat keretében kisebb műhelytalálkozók („workshop”) való részvételre van lehetőség. A műhelytalálkozók célja a „nagy” konferenciáknál szűkebb keretek között, a résztvevők közötti interakciónak elsőbbséget biztosítva egy-egy kisebb volumenű, de aktuális téma körüljárása, a közös gondolkodás és párbeszéd elősegítése. A 2004. március 25–27. között Debrecenben tartott II. MTBK műhelytalálkozó címe ennek szellemében „Az agrártáj változásai az egyedi viselkedés tükrében” volt (<http://www.mtbk.hu/mtbk02>). A 2007. március 29–31. között Tokajban megrendezett IV. MTBK pedig a „Gyepterületeink védelme: kutatás, kezelés, rekonstrukció és gazdálkodás” témát járta körül (Lengyel et al. 2007).

A Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferenciák sorozatában háromévente kerül sor széles körű, nagy létszámú szakmai összefüvetelre. A soproni I. MTBK a fajok védelmére helyezte a hangsúlyt, az egeri III. MTBK esetében a hangsúly az élőhelyek védelmére tevődött. Az I. és III. MTBK prezentációinak összehasonlításából az derül ki, hogy a soproni konferenciához képest Egerben kevesebb volt a monitorozásról szóló prezentáció, de megjelentek a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer első eredményei, több volt az alap-kutatási témájú munka. A LIFE programok eredményei mellett megjelentek a természetvé-

delmi kezelést közvetlenül megalapozó munkák, ami az általánosan uralkodó *ad hoc* jelleg fokozatos visszaszorulására enged következtetni. A bizonyíték alapú természetvédelmi kutatások térhódításának azonban továbbra sem kedvez az intézményi háttér hiánya.

Érdekes összefüggések derülnek ki, ha a témaköröket élőlénycsoportonkénti és élőhelyi bontásban egyszerre vizsgáljuk. A soproni konferenciához képest Egerben kevesebb volt a gerinces állattal és több a növényekkel foglalkozó vizsgálat. A növénytani alapú munkák dominanciája nem is meglepő, hiszen a konferencia a területi védelem szempontjainak megfelelően szerveződött (2. táblázat).

Az egri konferencia során az erdők természetvédelmével foglalkozó prezentációkban a növények és a gerincesek szerepeltek leginkább, emellett kevés munka foglalkozott gerinctelen állatokkal. Gyepek esetén viszont éppen fordítva, a növények mellett az ízeltlábúak kutatása dominált, gerincesekről kevesebb szó esett. A kultúrelőhelyek kapcsán figyelhető meg leginkább a növényzet alapvető szerepe mellett a gerinctelen és gerinces taxonok kiegyenlített kutatottsága. Ez a jelenleg is futó és EU által támogatott nemzetközi projektek „multi-taxon” szemléletmódjára vezethető vissza. A metodikai jellegű munkákban szintén megfigyelhető a kiegyenlítettség (2. táblázat).

Összességében a növények, ízeltlábúak és gerincesek részesedése meglehetősen egyenletes, azonban hiányosságok tapasztalhatók nagy projektek által megkívánt standardizálható mintavételi módszerek miatt, illetve specialista hiányában a kevésbé favorizált élőlénycsoportok (egyéb gerinctelenek, gombák; 2. és 3. táblázat) kutatottsága kapcsán. Ezeknek a csoportoknak például az ökoszisztéma szolgáltatások terén nyújtott jelentősége mindenképpen indokolná jövőbeli nagyobb részarányukat (vö. New 1995, Simard et al. 1997, Ponder & Lunney 1999, Moore et al. 2001).

2. táblázat. A III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia prezentációinak élőlény-csoportonkénti és élőhelyi megoszlása, összevetve az I. MTBK témaköreinek megoszlásával (a táblázat darabszámokat tartalmaz, százalékok zárójelben, I. MTBK esetén csak százalékok szerepelnek, forrás: Lendvai & Szentirmai 2004).

Élőlénycsoport	Élőhely					III. MTBK	I. MTBK
	erdő	gypc	kultúrtáj	módszer-tani	vizes élőhely		
Általános	0	2	6	13	11	32 (17,8)	0%
Növény, alga	15	16	5	8	13	57 (31,7)	20%
Gomba	3	0	1	2	0	6 (3,3)	4%
Ízeltlábú	2	13	4	10	8	37 (20,6)	22%
Egyéb gerinctelen	0	0	0	2	0	2 (1,1)	4%
Gerinces	8	9	6	10	13	46 (25,6)	50%
Összesen	28 (15,6)	40 (22,2)	22 (12,2)	45 (25,0)	45 (25,0)	180 (100)	100%

3. táblázat. A III. MTBK konferencia-kötetében szereplő közlemények témaköreinek élőlény-csoportonkénti és élőhelyi megoszlása.

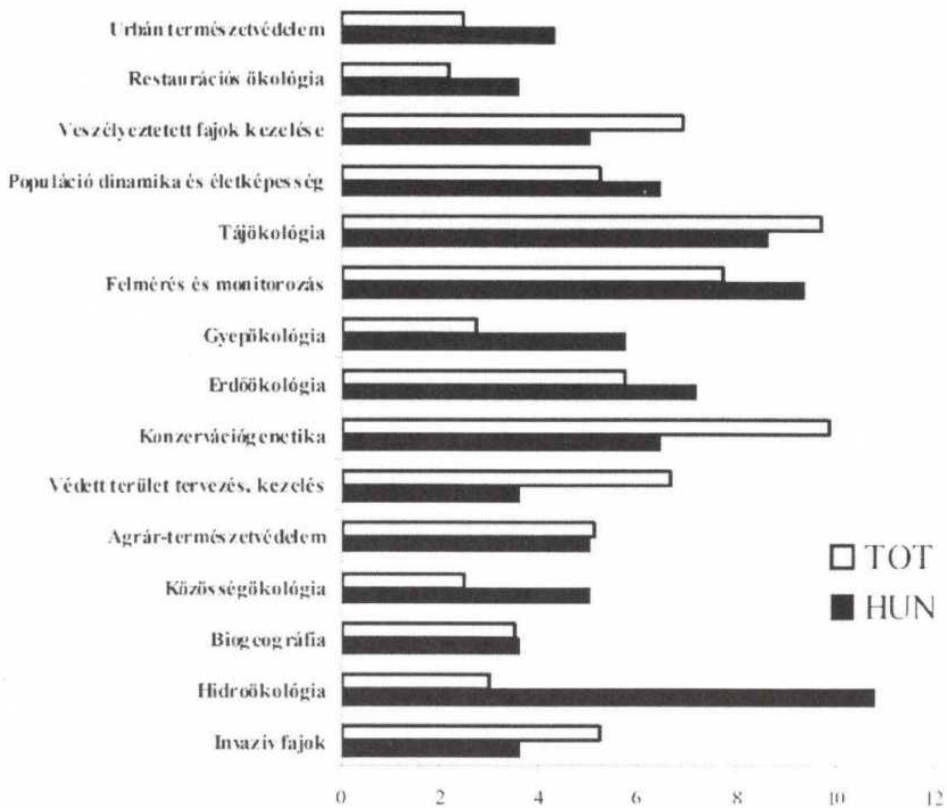
Élőlélynycsoport	Általános és mód-szertani	Erdő	Gyep	Vizes élőhe-lyek	Kultúr-táj	Fajvé-delem	Összesen (%)
Általános	3	0	2	0	0	0	5 (11,4%)
Növény	0	4	6	2	2	2	16 (36,4%)
Ízeltlábú	2	1	4	3	2	2	14 (31,8%)
Egyéb gerinctelen	0	0	0	0	0	1	1 (2,3%)
Gerinces	0	1	2	2	1	2	8 (18,2%)
Összesen (%)	5 (11,4%)	6 (13,6%)	14 (31,8%)	7 (15,9%)	5 (11,4%)	7 (15,9%)	44 (100%)

Az egri találkozójelen konferencia-kötetében a témakörök megoszlása nagyon hasonlít a konferencián bemutatott prezentációkéhoz. A szerkesztőbizottság célja az volt, hogy a kötet olyan színvonalas cikkgyűjteményt tartalmazzon, mely évek múltán is megállja a helyét. A beérkezett 64 kéziratból a lektorálási folyamat végére a szerkesztőbizottság 44 (68,8%) kéziratot fogadott el. A szerzők kéziratukat legalább egy, de az esetek kétharmadában két lektori vélemény alapján dolgozták át. Az átdolgozás túlnyomórészt (81,8%-ban) kisebb átdolgozást jelentett.

A kötet tartalmát az egri konferenciával összehasonlítva az élőlény-csoportonkénti megoszlás arányait tekintve valamivel kevesebb a gerinces és több a gerinctelen állattal foglalkozó munkák száma. A kötetben négy általános témájú, hat erdővel, 14 gyepekkel, hét vizes élőhelyekkel, öt kultúrelőhelyekkel és hét fajvédelemmel foglalkozó közlemény kapott helyet (3. táblázat). Ezek alapján bátran állíthatjuk, hogy e kötet a III. MTBK-n bemutatott munkák reprezentatív gyűjteménye, a magyar természetvédelem 2005-ös „láttelele”.

Magyar kutatások az európai konferencián

Az 1. Európai Természetvédelmi Biológiai Konferencián (ECCB-n) ezer résztvevő 700-nál több prezentációt mutatott be. A nagyobb témákat tekintve a magyar prezentációk aránya hasonló volt, mint az összes résztvevőn belül vizsgált arány, ugyanakkor néhány témában „aránytalanul” magas volt a magyar prezentációk részesedése, másokban meg alacsony (1. ábra). Urbán ökológia, közösségökológia, gyepekológia és hid-roökológia témákban „erősebbek” vagyunk, mint az európai mezőny, azaz a magyar kutatásokon belül nagyobb ezen témák aránya. Viszont kisebb az arány veszélyeztetett fajok kezelése, konzervációgenetika és védett területek tervezése és kezelése témákban. Ennél még jelentősebb a hazai és európai természetvédelmi biológiai kutatások közötti eltérés az alábbi témákban, melyekben 61 prezentáció került bemutatásra, tehát az összes prezentáció közel 10%-t teszik ki, de magyar szerző nem volt közöttük:



1. ábra. A magyar szerzős és az összes 1. Európai Természetvédelmi Konferencián (ECCB) bemutatott prezentáció százalékos aránya. Csak azok a témák vannak az ábrán, ahol voltak mind magyar, mind nem magyar prezentációk, illetve ahol 5%-nál nagyobb volt az előadások összevont aránya. Üres oszlopok (TOT): összes ECCB prezentáció; kitöltött oszlopok (HUN): magyar szerzős prezentációk.

- a természetvédelmi biológia közgazdasági és társadalmi összefüggései,
- helyi emberek és természetvédelem,
- szigetek és természetvédelem,
- tudomány és politika a természetvédelmi biológiában,
- kutatók és kezelők: a szakadék áthidalása.

Tehát az ECCB prezentációi, és a magyar részvétel alapján elmondható, hogy inkább a tradicionális, illetve az alap-ökológiához kapcsolódó témákat műveljük. A természetvédelmi biológia alapvető gyakorlat orientált fajvédelmi, illetve területvédelmi kutatásai tekintetében gyengén teljesítünk. Továbbá teljesen hiányzik az átjárás a természetvédelmi biológia nem biológiai kapcsolatai felé. Úgy gondoljuk, hogy a faj és területvédelem jobb

tudományos megalapozása nagyon egyszerűen megvalósítható volna célirányos pályázati rendszerrel, azaz ahol a megrendelő megmondja melyik faj, vagy milyen szempontú területvédelem érdekli. E tekintetben az állami természetvédelem forrásait kell kiegészíteni az ehhez szükséges forrásokkal, például az agrár-környezetvédelmi, vagy más programok terhére. A nem biológiai témák kerülése pedig remélhetőleg a hazai természetvédelmi biológiának csupán múló gyermekbetegsége, reméljük gyorsan kinövünk belőle. A természetvédelmi problémák ugyanis csak az adott társadalmi-gazdasági környezetbe helyezve oldhatók meg. Szerencsére több próbálkozás is történt ebben az irányban, például a környezet közgazdasági értékelése terén (Marjainé 2005), de ettől még alapvető ezen a téren az elmaradásunk.

Összefoglalás és kitekintés

A bemutatott számadatok, trendek abból az alapfeltevésből indulnak ki, hogy a konferenciákon bemutatott eredmények jól reprezentálják az aktuálisan folyó kutatásokat. Úgy érezzük, ez az alapfeltevés igaz és így nem torzítják számottevően a legfőbb konklúziókat.

Az elmúlt években fontos előrelépés történt mind elméleti, mind gyakorlati téren a hazai természetvédelmi biológiában. Elméleti részről ki kell emelni a kulcsfaj-komplexek és élőhely-hálózatok tanulmányozását (Jordán et al. 2004, Jordán & Liu 2005), illetve az éves viselkedési modellek (Barta & Feró 2006) megjelenését (lásd még Báldi 2006). Gyakorlati téren pedig az agrár környezetvédelemhez és a Natura 2000 hálózathoz kapcsolódó munkák emelkedő száma érdemel fokozott figyelmet, illetve a LIFE és a Jedlik támogatások nagyköltségvetésű faj- és élőhelyvédelmi programjai. A nagy léptékű (természetvédelmi tervezés) és evolúciós szemléletű (kompartív módszerek, molekuláris technikák) munkák hiánya feltehetően csak átmeneti, hiszen az elmúlt években több nagy pályázat célkitűzéseiben is szerepeltek ezek a témakörök. Ezek fejleményeiről biztosan hallani fogunk a közeljövőben (vö. pl. Sólymos & Fehér 2005, Vörös et al. 2006).

Mindezek mellett meg kell említenünk azt is, hogy gyakorlati kutatásaink jelenleg inkább egyfajta „tüneti kezelést” jelentenek a már diagnosztizált tünetekre (veszélyeztetett fajok védelme, élőhely kezelés és helyreállítás). A környezeti változások egyre gyorsuló trendje és kiterjedtsége ugyanis azt jelzi, hogy ezek elől nincs idő és nincs hova elbújni (ld. Vida bevezető cikke ebben a kötetben, Lawton 2007, Sultan 2007). Tehát mindenképpen szükség volna – a természetvédelem társadalmi-gazdasági beágyazásán túlmenően – használható predikciókra, kutatási és tapasztalati háttérre, melyek alapján a problémákat megelőző stratégiákat lehetne kidolgozni. Ezek megszületését a jelenlegi forrás-korlátozottság, a pályázati rendszer elégtelen volta és az intézményi háttér hiánya nagyban nehezíti. Sajnos az egyéni természetföltő elhivatottság lassan nem lesz elég hazánk biológiai sokféleségének hosszú távú megőrzéséhez.

*

Köszönetnyilvánítás – A kötet anyagának összeállításában Elek Zoltán, Lengyel Szabolcs és Nagy Antal segítségéért és lektori munkájáért vagyunk hálásak. A következő személyeknek köszönjük a kéziratok lektorálása során nyújtott nélkülözhetetlen szakmai segítséget: Altbäcker Vilmos, Babocsay Gergely, Bakó Botond, Bartha Dénes, Batáry Péter, Bihari Zoltán, Bíró Marianna, Bódis Judit, Botta-Dukát Zoltán, Buczkó Krisztina, Csabai Zoltán, Csorba Gábor, Csörgő Tibor, Farkas Sándor, Forró László, Frank Tamás, Fűköh Levente, Gallé Róbert, Gere Géza, Halassy Melinda, Hornung Erzsébet, Horváth András, Horváth Ferenc, Horváth Győző, Ilonczay Zoltán, Jordán Ferenc, Kabai Péter, Kancsal Béla, Katona Krisztián, Kenyeres Zoltán, Kisbenedek Tibor, Kiss István, Korsós Zoltán, Körmöczy László, Lendvai Ádám, Liker András, Lövei Gábor, Magura Tibor, Majoros Gábor, Margóczy Katalin, Matus Gábor, Merkl Ottó, Mihály Botond, Molnár Edit, Molnár Tivadar, Molnár Zsolt, Nagy Sándor Alex, Padiák Judit, Puky Miklós, Rédei Tamás, Ronkay László, Rózsa Lajos, Sárospataki Miklós, Schmera Dénes, Sipos Ferenc, Sramkó Gábor, Standovár Tibor, Szemethy László, Szentirmai István, Szentkirályi Ferenc, Szita Éva, Szollát György, Tóthmérész Béla, Végvári Zsolt, Vidéki Róbert, Virágh Klára, Virók Viktor.

Irodalomjegyzék

- Báldi, A. (1998): A konzervációbiológia meghatározása publikált cikkek elemzése alapján és javaslatok hazai kutatásokra. – *Természetvédelmi Közlemények* 7: 5–17.
- Báldi, A. (szerk.) (2006): Természetvédelmi biológia: a biodiverzitás megőrzésének tudománya. – *Magyar Tudomány* 2006/6: 650–714.
- Barta, Z. & Feró, O. (2006): Optimális éves viselkedési modellek – a konzervációbiológia új eszközei? *Magyar Tudomány* 2006/6: 680–687. (letölthető: www.matud.iif.hu)
- Jordán, F. & Liu, W. (2005): Topológiai kulcsfajok azonosítása táplálékhálózatokban – egy szociometriai módszer. – *Magyar Tudomány* 2005/4: 404–409. (letölthető: www.matud.iif.hu)
- Jordán, F., Báldi, A., Orci, K.M., Rácz, I. & Varga, Z. (2004): Kritikus élőhelyfoltok azonosítási lehetőségei – egy esettanulmány. – *Természetvédelmi Közlemények* 11: 31–38.
- Lawton, J. H. (2007): Ecology, politics and policy. – *Journal of Applied Ecology* 44: 465–474.
- Lendvai, Á. Z. & Szentirmai, I. (2004): Az egész részei, avagy tudományterületek kapcsolódása a természetvédelmi biológiában az I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia tanulságai alapján. – *Természetvédelmi Közlemények* 11: 11–20.
- Lengyel, Sz., Lendvai, Á. Z. & Szentirmai, I. (2007): IV. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia műhelytalálkozó, Tokaj, 2007. március 29–31. *Program, előadások és posztterek összefoglalói*
- Lengyel, Sz., Sólymos, P. & Klein, Á. (szerk.) (2005): *A III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia Program és Absztrakt kötete*, Eger
- Marjainé Szerényi Zs. (szerk.) (2005): *A természetvédelemben alkalmazható közgazdasági értékelési módszerek*. KvVM TvH, Budapest (letölthető a teljes könyv a <http://www.termeszetvedelem.hu> honlap publikációk menüpontjáról)
- Margóczy, K., Báldi, A., Dévai, Gy. & Horváth, F. (1997): A természetvédelmi ökológia kutatási prioritásai. – *Természetvédelmi Közlemények* 5-6: 5–16.

- Mihók, B. & Standovár, T. (2001): Együttműködés a természetvédelemben – egy országos felmérés eredményei. – *Természetvédelmi Közlemények* **9**: 15–30
- Moore, D., Nauta, M. M., Evans, S. E. & Rotheroe, M. (szerk.) (2001): *Fungal conservation: issues and solutions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- New, T.R. (1995): *An introduction to invertebrate conservation biology*. Oxford University Press Inc., New York.
- Ponder, W. & Lunney, D. (szerk.) (1999): *The other 99%*. The conservation and biodiversity of invertebrates. Transaction of the Royal Society of New South Wales, Monsam, Australia.
- Pullin, A. S. & Knight, T. M. (2001): Effectiveness in conservation practice: pointers from medicine and public health. – *Conservation Biology* **15**: 50–54.
- Simard, S. W., Perry, D. A., Jones, M. D., Myrold, D. D., Durall, D. M. & Molina, R. (1997): Net transfer of carbon between ectomycorrhizal tree species in the field. – *Nature* **388**: 579–582.
- Sólymos, P. & Fehér, Z. (2005): Conservation prioritization based on distribution of land snails in Hungary. – *Conservation Biology* **19**: 1084–1094.
- Standovár, T. (2001): A természetvédelmi biológia helyzete Magyarországon egy országos felmérés alapján. – *Természetvédelmi Közlemények* **9**: 1–14.
- Standovár, T. & Primack, R. B. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Sultan, S. (2007): Development in context: the timely emergence of eco-devo. – *Trends in Ecology & Evolution* **22**: 575–582.
- Tallis, H. M. & Kareiva, P. (2006): Shaping global environmental decisions using socio-ecological models. – *Trends in Ecology & Evolution* **21**: 562–568
- Vörös J., Alcobendas, M., Martínez-Solano, I. & García-Paris, M. (2006): Evolution of *Bombina bombina* and *Bombina variegata* (Anura: Discoglossidae) in the Carpathian Basin: a history of repeated mt-DNA introgression across species. – *Molecular Phylogenetics and Evolution* **38**: 705–715.

Snapshots of a dynamic discipline: lessons of the Hungarian Conservation Biology Conferences

Péter Sólymos ^{1*} and András Báldi ²

¹*Department of Ecology, Szent István University, Rottenbiller u. 50., 1077 Budapest, Hungary*

²*Animal Ecology Research Group, HAS and the Hungarian Natural History Museum
H-1083 Budapest, Ludovika tér 2, Hungary*

Summary: We outlined current status and ongoing trends in the Hungarian conservation biological research based on the data of participants of the 3rd Hungarian Conservation Biological Conference (MTBK) and the 1st European Conservation Biological Conferences (ECCB). MTBK had balanced researcher-practitioner ratio with exceptionally high student participation. This might enhance conversation among interested parties. Its focus was on habitat conservation, thus presentations were dominated by plant based research, besides good representation of vertebrate and arthropod taxa. Other invertebrates and fungi were seriously underrepresented. A comparison of the topics presented by all counties vs. Hungary on the ECCB revealed significant differences. Urban-, community, grassland and hydro-ecology was overrepresented, while management of endangered species, conservation genetics, reserve planning and management was underrepresented and the socio-economic interface of conservation biology was virtually absent in Hungarian research topics. Besides current advances in both conservation theory and practice in Hungary, we lack pro active strategic approach. Long term protection of natural heritage of Hungary needs more than a passion for nature of individuals in the face of ongoing environmental change. Here we urge steps forward to establish more suitable financial and institutional environment for conservation research in Hungary.

Key-words: Europe, conference, Hungary, nature conservation

Kulcsfajkomplexek kutatása és ennek alkalmazási perspektívái a természetvédelem hatékonyságának növelésében

Benedek Zsófia^{1,5}, Jordán Ferenc² és Báldi András³

¹ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék

Pázmány P. s. 1/c, 1117, Budapest

²MTA ÖBKI

Alkotmány u. 2-4., 2163, Vácrátót

³MTM – MTA Állatökológiai Kutatócsoport

Ludovika tér 2., 1083, Budapest

⁵felelős szerző: zsofia.benedek@gmail.com

Összefoglaló: Az élőhelyek fragmentációja miatt az erre különösen érzékeny beporzó rovarfajok lokálisan megritkulhatnak, s ez sok esetben pollinációs krízishez vezet. Ez megzavarhatja a herbivórok és a ragadozók populációit is, így közösségi szintű problémákhoz vezethet. Olyan fajokat (topológiai kulcsfajokat) kerestünk, melyek a kölesönhatási hálózatban betöltött helyzetüknek köszönhetik kiemelkedő szerepüket. Ezek után több kulcsfaj meghatározásával kulcsfajkomplexeket képeztünk, és arra voltunk kíváncsiak, hogy a kulcsfajokból képzett halmazok egymás részalmazai-e. Eredményeink szerint nem elsősorban a fajdiverzitás, sokkal inkább a közösségszerkezet számít: a magas pollinátor/növény arány csökkenti a beágyazottság mértékét. Úgy gondoljuk, a közösségek általunk vizsgált tulajdonsága segít a védendő fajok kiválasztásában.

Kulcsszavak: egymásba ágyazottság, hálózatelemzés, kulcsfajkomplex, pollinátor, közösségi szintű természetvédelem, fajkölesönhatás

Bevezetés

Egyre több a bizonyíték arra, hogy a tájléptékű és a közösségökológiai folyamatok szoros kapcsolatban állnak egymással (pl. Crooks & Soulé 1999), így például az élőhely-fragmentáció hatására pollinációs krízishelyzet alakulhat ki (Kearns *et al.* 1998): a különösen érzékeny megporzóközösségek fajösszetétele megváltozik, s ez hat a növényközösségre is. Emellett egyre elfogadottabb, hogy a növény-pollinátor kapcsolatok nem tekinthetők tipikus páros kapcsolatoknak, sokkal inkább két jól elkülönülő csoportba sorolható fajok közötti bonyolult, diffúz kapcsolatrendszernek (Bronstein 2001). Írásunkban 22 különböző növény-pollinátor hálózat szerkezeti elemzését mutatjuk be. Tisztában vagyunk azzal, hogy viszonylag egyszerű és általános megközelítésünk nem lehet elegendő minden apró adat értelmezéséhez, de úgy gondoljuk, hogy az interakciós hálózatok legalapvetőbb szerkezete nagy hatást gyakorol a közösség viselkedésére és dinamikájára. Úgy gondoljuk, hogy a megközelítésünk és az eredményeink segíthetnek megérteni a kapcsolatot a biodiverzitás és az ökoszisztéma működése között (lásd még Loreau *et al.* 2002) abban az esetben, ha

tanulmányozott (rész)közösségek működőképessége sokkal inkább a rendszer architektúrájától függ, mint a fajdiverzitástól.

Célunk az volt, hogy (1) bemutassuk, hogy gráfelméleti módszerek segítségével hogyan határozhatunk meg és számszerűsíthetünk kulcsfajkomplexeket, (2) valamint hogyan számszerűsíthetjük ezen komplexek egymásba ágyazottságát, (3) egy esettanulmány ismertetésével illusztráljuk a különbséget az egyfajú és a többfajú megközelítési mód között, valamint (4) egy elég nagy növény-pollinátor hálózati adatbázis metaanalízise révén megállapítsuk, hogy van-e kapcsolat az egymásba ágyazottság és a hálózat szerkezete között.

Eszközök és módszerek

Az adatbázis

Egy kutatóintézet (National Center for Ecological Synthesis and Analysis, University of Santa Barbara, USA) interneten található adatbázisával dolgoztunk (adatok és további hivatkozások az alábbi címen olvashatók: www.nceas.ucsb.edu/interactionweb/), mely 31 növény-pollinátor hálózatot tartalmaz (ezek közül technikai okokból csak 22-vel foglalkoztunk, további információ a fenti honlapon és fovebbi részletek: Benedek *et al.* 2007). Az általunk vizsgált interakciós hálózatokra jellemző, hogy a fajok két nagy csoportba sorolhatóak (növények és beporzó rovarok), és kapcsolat (beporzás) nyilván csak a csoportok között jöhet létre, a csoportokon belül nem.

Topológiai (szerkezet alapján meghatározott) kulcsfajok

A természetes közösségekben a fajok jelentősége korántsem egyenlő mértékű. A fő probléma a különösen jelentős fajok (pl. zászlóshajó-, esernyő- vagy kulcsfajok, Simberloff 1998) kutatása és a fajok relatív fontosságának megértése során az, hogy hiányoznak a kvantitatív szemléletű megközelítések (Power *et al.* 1996). A fontos fajok funkcionális jelentősége rendszerint csak akkor igazolható, ha lokális kihalásuk hatása kaszkádszerűen terjed, pl. másodlagos kihalásokat okoz. Ennek oka természetesen az, hogy a természetben az együtt élő fajok között bonyolult kölcsönhatások alakulnak ki, és a hosszú idő alatt összezsugorodott kapcsolatrendszer érzékeny a durva változásokra. Mindezek miatt a fontos fajok jelentősége összefügghet az interakciós hálózatban betöltött pozíciójukkal, mely számszerűsíthető (Jordán *et al.* 1999, Jordán & Scheuring 2002, Jordán *et al.* 2007). A fogalmi és technikai nehézségek ellenére a fent említett tanulmányok a jövőben központi szerepet játszhatnak a funkcionális és közösségi szemléletű konzervációbiológiában. A topológiai jelentőség vizsgálata során a legegyszerűbb módszer, ha az *i* faj közvetlen kölcsönható partnereit számba vesszük (fokszám, *D* – rövidítés az angol *degree* szóból). Ez az egyszerű számítás (más, bonyolultabb vizsgálatokkal együtt) jó összehasonlítási alapot szolgáltat (lásd még Benedek *et al.* 2007). Jelen írásunkban azonban ennek kiterjesztéseként egy többfajú megközelítésen alapuló módszerre koncentráltunk.

Topológiai kulcsfajkomplexek

Egy igen érdekes esettanulmányban Daily és kollégái (Daily *et al.* 1993) definiálták a

kulcsfajkomplex fogalmát, és újra felhívták a figyelmet arra, hogy a konzervációbiológiában elengedhetetlen a többfajú szemléletmód (vö. Simberloff 1998, és egy értelmezés a növény-pollinátor rendszerek esetében: Memmott & Waser 2002, Memmott *et al.* 2004). Az, hogy az egyes fajok egyenként mért vagy becsült jelentőségét összehasonlíjuk, nem tekinthető többfajú megközelítésnek. Ez a fogalom valójában azt jelenti, hogy az egyes fajok fontosságát közösségökológiai összefüggésben jellemezzük, vagyis bizonyos fajkombinációk jelentőségét mérjük valamilyen módon.

A fent írtak értelmében a topológiai kulcsfajkomplexeknek a „kulcsjátékos probléma” megoldásait tekintettük (KeyPlayer Problem, mely a szociológiából ismert: Borgatti 2003a) és a fajkombinációk jelentőségét egy szoftver (KeyPlayer 1.44, Borgatti 2003b) segítségével számoltuk ki. Maga a probléma az alábbi: ha az ép, érintetlen N pontú hálózatban hatások terjednek n pontból, akkor melyik az az n pont, melyekből az információ / lépésen belül eljut a többi pont (N/n) lehető legnagyobb hányadához. Az optimálisan kiválasztott n csomópontot tekintjük a KP-halmaznak, azaz a KP-probléma (KPP) optimális megoldásának. Vizsgálataink során $l=2$ lépést vettünk figyelembe, a KP-halmazok méretét $n=1$ -től $n=6$ -ig változtattuk (azaz a három vagy több lépésben ható indirekt hatásokat, és a hatnál több fajt tartalmazó kulcsfajkomplexeiket nem vizsgáltuk az egyszerűség és a realitás kedvéért). Minden szimulációt tízezerszer futtattunk. A végeredmény minden hálózat esetében hat, egyre nagyobb halmaz volt, melyek elemei gráfpontok (fajok) voltak (lásd például az 1. táblázat jobb felső részét).

A topológiai kulcsfajkomplexeik egymásba ágyazottsága

Ha a különböző méretű KP-halmazok egyes esetekben tartalmazzák a kisebb KP-halmazok elemeit, akkor azt mondjuk, hogy egymásba ágyazottak. Feltételezzük, hogy a halmazok egymásba ágyazottságának mértéke szerkezeti kényszert jelent a természetvédelmi törekvések hatékonyságán és sikerességén. Ha ugyanis a nagyobb halmaz általában tartalmazza a kisebbet (nagy a beágyazottság mértéke), akkor a legfontosabb faj védelme után – további (anyag) forrás esetén – automatikusan sort keríthetünk a második legfontosabb védelmére és így tovább. Ha azonban a beágyazottság mértéke alacsony, akkor a legfontosabb faj védelme hiábavalóvá válik további források bevonásával, hiszen a két legfontosabb fajt tartalmazó halmaznak nem eleme a legfontosabb faj, vagyis az aktuálisan védendő fajok a forrás mennyiségétől függenek. A természetvédelem sikerének megjósolhatósága érdekében fontos lehet ismerni azt, hogy mely hálózati tulajdonság(ok) eredményeznek egymásba ágyazott kulcsfajkomplexeiket.

A beágyazottság méréséhez a Nestedness Temperature Calculator nevű szoftvert használtuk (NTC, Atmar & Patterson 1995, Báldi 2003). Az 1. táblázat bal oldalán egy kiemelt hálózat fajainak D -értékeken alapuló rangsora látható, azaz az egyfajú, lokális szemléletű pozicionális jelentőség mértéke. A táblázat jobb felső részében a növekvő méretű KP-halmazokat tüntettük fel (ahol $n = 1...6$), alatta pedig a bináris mátrix látható. Itt az első oszlopban az egyelemű KP-halmaz tagja szerepel, az utolsó két oszlopban pedig megjelennek a csak a legnagyobb ($n=6$) KP-halmazban előforduló fajok is.

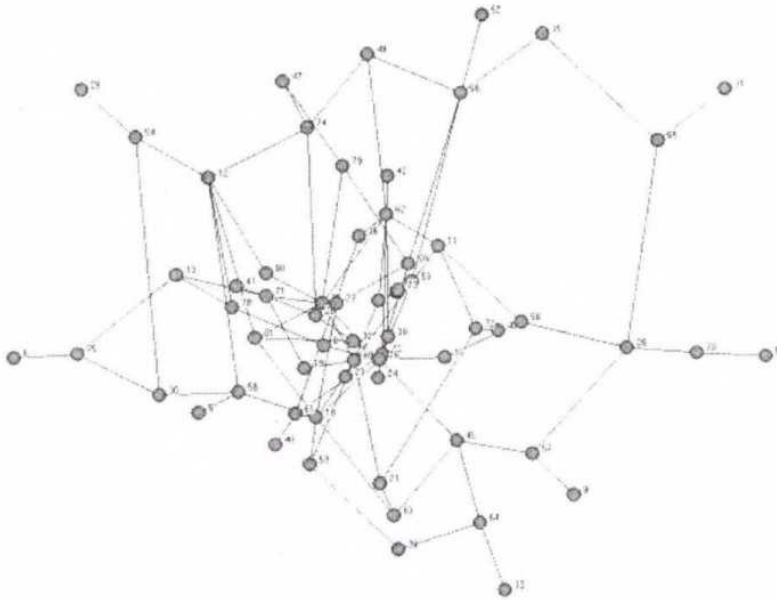
A Nestedness Temperature Calculator szoftver számszerűsíti, hogy mennyire rendezettek a kapott bináris mátrixok. Ha a nagyobb KP-halmaz mindig tartalmazza a kisebbbe-

ket, akkor az eredményül kapott mátrix átrendezhető úgy, hogy az összes 1-es a mátrix bal felső sarkába kerüljön. A rendezettség számokkal is kifejezhető, ezt nevezzük a mátrix hőmérsékletének. Monte Carlo szimulációval képezhető egy szignifikancia-szint, mely meghatározza annak a valószínűségét, hogy egy random módon generált mátrix „hidegebb” (beágyazottabb) lesz annál, mint amit éppen vizsgálunk. Minden hálózatot jellemeztünk továbbá a fajok és a köztük kialakuló kölcsönhatások számával.

Eredmények

A hálózat szerkezete – lokális megközelítés

A továbbiakban egy esettanulmányon keresztül folytatjuk módszerünk részletes ismertetését. A „ram” jelű hálózatot (Ramirez & Brito 1992) választottuk ki bemutatás céljából. Ez a növény-pollinátor hálózat, melyet Venezuelában írtak le a nyolcvanas években, 53 rovar-, valamint 28 növényfajt tartalmaz (1. ábra). A fajokra a számuk alapján hivatkozunk, #1-től #81-ig. Ebből az első 53 faj a pollinátor, #54-től #81-ig pedig a növényfajok következnek (a fajok neve www.nceas.ucsb.edu/interactionweb/ alatt olvasható).



1. ábra. A 22 vizsgált interakciós hálózat egyike (ram) egy venezuelai növény-pollinátor közösséget mutat be. A számok a különböző növény- és pollinátorfajokat jelzik (1-től 53-ig, illetve 54-től 81-ig). A hálózatot a NetDRAW szoftverrel rajzoltuk, mely az UCINET 6 szoftver alprogramja (Borgatti *et al.* 2002).

Az egyes fajokat kétféleképpen jellemezzük: egyrészt a fokszámmal (D), másrészt aszerint, hogy benne vannak-e az első hat KP-halmaz valamelyikében ($n = 1..6$, lásd az 1. táblázatot). Érdekes megfigyelni, hogy a foksám alapján a legfontosabbnak ítélt, vagyis a legtöbb kapcsolattal rendelkező faj (#76, egy növény: *Ludwigia nervosa*, $D = 16$) nincs benne a vizsgált KP-halmazokban, tehát sokfajú megközelítésünk szerint a legtöbb kapcsolattal jellemezhető faj védelme nem feltétlenül elsődleges szempont. Ezzel párhuzamosan, a legelső KP-halmazban ($n = 1$) megjelent #25 faj (egy pollinátor, *Augochlorens callichroa*) $D = 7$ -tel csak negyedik a foksámokon alapuló listában. A két fajt tartalmazó KP-halmaz ($n = 2$) a foksám-rangsor alapján második és harmadik legfontosabbnak ítélt fajokat tartalmazza (a #62 faj egy növény, *Hyptis dilatata*, $D = 10$, a #18 faj pedig a jól ismert *Apis mellifera*, $D = 8$). A harmadik KP-halmazban ($n = 3$) pedig két faj is van (a #26 faj pollinátor, *Auhochloropsis vesta* és #56 növény: *Rhynchospora barbata*), melyek foksáma mindössze $D = 4$. Az 1. táblázatból látható, hogy a hálózat elemeiből képzett KP-halmazok igen kevésbé egymásba ágyazottak.

1. táblázat. Lokális hálózati indexek a „ram” jelű hálózat esetében. Bal oldalon a foksám (D) szerint rangsoroltuk a fajokat (a $D > 3$ foksámú fajokat tüntettük csak fel). A jobb felső sarokban az $n=1..6$ elemű KP-halmazokat láthatjuk (Borgatti 2003), a jobb alsó sarokban pedig az ezek alapján képzett bináris mátrixot, mely mátrix beágyazottságát a Nestedness Temperature Calculator nevű szoftverrel számoltuk (Atmar & Patterson 1995).

fajok	D		n																	
76	16	KP-halmazok	1	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
62	10		2	-	18	62	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
18	8		3	25	-	-	26	56	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
25	7		4	-	18	-	26	-	49	71	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
12	6		5	-	18	-	26	-	49	71	1	-	-	-	-	-	-	-	-	
66	6		6	-	18	-	26	-	49	71	0	2	4	-	-	-	-	-	-	
69	6	↓ KP-mátrix																		
61	5																			
71	5																			
11	4																			
26	4																			
45	4																			
50	4								1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
56	4								0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
64	4								1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
74	4								0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0
78	4							0	1	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	
81	4							0	1	0	1	0	1	1	0	1	1	0	0	

Más hálózatokban a KP-halmazok sokkal inkább egymásba ágyazottak, vagyis a nagyobb halmazok tartalmazzák a kisebbek elemeit is (például az egyelemű kulcsfajkomplex tagja minden nagyobbban). Ebben az esetben a hálózat szerkezetéből következően igen hatékony lehet a természetvédelem, legalábbis ilyen jellegű strukturális kényszerek nem akadályozzák a fajvédelmi prioritások megalkotását.

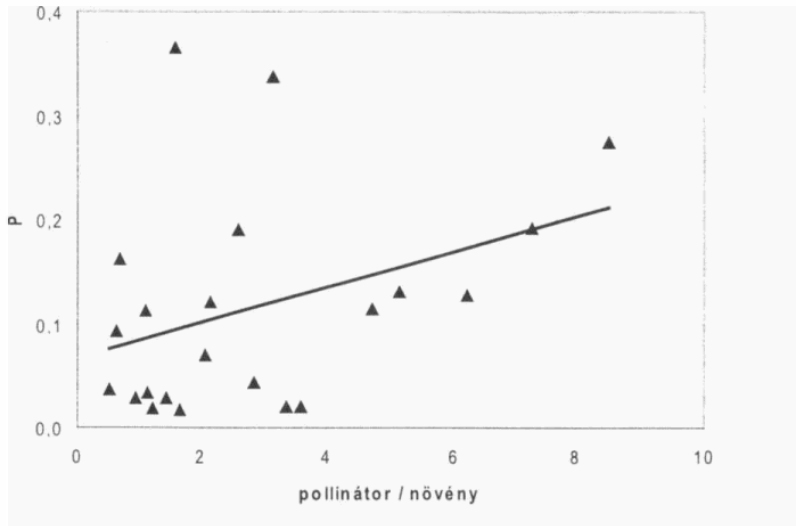
A hálózat szerkezete – globális megközelítés

Az olyan egyszerű globális hálózati paraméterek mellett, mint amilyen a fajsám vagy a kapcsolatok száma, két másik paraméterrel is jellemezhetjük az interakciós hálózatokat. A Nestedness Temperature Calculator segítségével végzett szimuláció eredményeképpen minden egyes hálózatra adódik egy P szignifikancia-érték, mely a bevitt mátrix méretétől függetlenül számszerűsíti a KP-halmazok egymásba ágyazottságát.

Vizsgálataink során korrelációkat kerestünk a gráfok tulajdonságai és a beágyazottság mértéke között. Az a kérdés, hogy melyek azok a tulajdonságok, melyek automatikusan a KP-halmazok egymásba ágyazottságát okozzák, a matematika terén is új, és egyelőre tisztázatlan probléma (Everett, személyes közlés). Eredményeink szerint a fajsám és a konnexitás nem befolyásolja a kulcsfajkomplexek egymásba ágyazottságának mértékét, de a növény/pollinátor arány igen (2. ábra). Azokban a közösségekben tehát, ahol a beporzók nem olyan fajgazdagok, és a pollinátor/növény arány 1 körüli érték, a beágyazottság nagyobb mértékű és a kulcsfajok csoportjait – legalábbis topológiai értelemben – könnyebb meghatározni a hálózatelemzés során.

Diszkusszió

Írásunkban új módszert javasolunk a természetvédelmi erőfeszítések hatékonyságának és eredményességének becslésére. Egy gazdag növény-pollinátor adatbázis alapján metaanalízist végeztünk, így a következtetéseink ezekre a növény-pollinátor rendszerekre vonatkoznak. Hangsúlyozzuk, hogy egy igen komplex, sok fajt tartalmazó közösség elemzése során a hálózati perspektíva és valamiféle topológiai érvelés elengedhetetlen. A növény-pollinátor mutualizmusok diffúz természete okán egy konkrét faj jelentősége nem becsülhető úgy, hogy a közösség többi tagját nem vesszük figyelembe, itt még inkább megkerülhetetlen a többfajos szemléletmód. A pollinációs krízis küszöbén, tudván, hogy a beporzás folyamata központi jelentőségű kölcsönhatás (Kearns *et al.* 1998), kiemelkedő szempont, hogy jobban ismerjük a pollinációs közösségek felépítését, ebben segít a hálózatelemzés. Itt jegyeznénk meg, hogy megközelítési módunk ugyan a közösség szintjén „globálisnak” tekinthető, amennyiben minden releváns fajt és fajkölcsönhatást is figyelembe kíván venni, azonban tájökológiai értelemben nagyon is lokális marad: az eredményeink alapján fontos fajnak tűnő 18-as faj (*Apis mellifera*) nem őshonos, invazív faj. Hagyományos természetvédelmi megfontolások szerint tehát nyilvánvalóan nem érdemel védelmet. Ugyanakkor ettől még lehet fontos, és nem kizárt, hogy a ritkább, őshonos fajok védelme szempontjából nem baj, ha szem előtt tartjuk a közösségi kapcsolathálózat fenntartásában játszott, fontosnak tűnő szerepét.



2. ábra. A KP-halmazok egymásba ágyazottsága (P) és a hálózatok egyik topológiai tulajdonsága, a pollinátor/növény arány között lévő kapcsolat. Míg a fajsám és a konnektancia nem mutat szignifikáns összefüggést a beágyazottsággal, a pollinátor/növény arány igen ($R^2 = 0.1365$, $p = 0.09$). P azt a valószínűséget mutatja, hogy egy véletlenszerűen generált mátrix beágyazottabb („hidegebb”) lesz, mint az éppen vizsgált: alacsony P érték nagyobb mértékű beágyazottságot jelent. Következtetésünk az, hogy nem a komplexitás, hanem a hálózatok topológiája határozza meg a KP-halmazok egymásba ágyazottságát, azaz a természetvédelmi erőfeszítések várható hatékonyságát és sikerességét.

A természetvédelem törekvései általában kompromisszumokra, szerény lehetőségek mellett elérhető lehető legjobb megoldások keresésére korlátozódnak. Nézeteink szerint nem mindig a ritka fajokat, hanem sokszor az ökoszisztéma-funkciók ellátásáért fokozottan felelős kulcsfajokat célszerű védeni, ehhez viszont csak közösségi szemléletű, többfajos vizsgálati módszerek nyújthatnak segítséget. Nagyon leegyszerűsítve: amennyiben (szélsőséges esetben) egy ritka és egy fontos faj között „kell” választani, általában feltételezhető, hogy a fontos faj védelme direkt vagy indirekt módon segítheti a ritka faj(ok) túlélését is, fordított esetben viszont erre nemigen van remény. A ritka vagy csökkent terjedési képességű fajok védelme fontos (pl. Sárospataki *et al.* 2005), de általában lokális és talán csak rövidebb távú előnyökkel jár. A közösségek komplex volta miatt első pillantásra szinte lehetetlen felmérni a gyakran háttérben megbúvó KP-fajokat (vö. Paine 1969), ezért van szükség a hálózatok gondos elemzésére. Megközelítésünk tehát arra mutat rá, hogy mennyire eredménytelen lehet a természetvédelem, ha csupán a ritka fajokra koncentrálnak, s azokat is egyenként értékeli. A fajok tömegességétől függetlenül érdekes és jellegzetes mintázatokra derül fény a topológia vizsgálata során, ezért komplex rendszerek esetében a szerkezetet stabilizáló, esetleg gerinc-

telen fajok ismerete fontosabb lehet, mint a tömegesség mérése és a ritka, főként gerinces fajok védelme. Mindezeken felül, ha a mutualista inváziós komplexek valóban léteznek és gyakoriak (lásd erről Olesen *et al.* 2002), akkor a többfajos megközelítés újfent elengedhetetlen. Meg kell azonban jegyeznünk, hogy a bemutatott módszerek alkalmazását, még ha logikusnak, egyszerűnek és gyorsnak is tűnnek, igen költséges és hosszadalmas terepi adatgyűjtés kell, hogy megelőzze. Amennyiben viszont egy adott közösségről rendelkezésre állnak a megfelelő adatok, nincs lényeges módszertani akadálya annak sem, hogy más típusú kölcsönhatások figyelembevétele (pl. kompetíció, facilitáció) is pontosítsa a hálózat elemzését.

A közösségi ökológiai kutatások manapság kezdenek valóban közösségekről szólni, a korábbi, fajokra, fajpárokra vagy kisebb fajcsoportokra irányuló vizsgálatokkal szemben. A növények és állatok, a gerincesek és gerinctelenek vagy éppen a föld feletti és föld alatti élővilág együttes tárgyalása az utóbbi évtizedben rohamos fejlődésnek indult, a nagyon komoly elvi (pl. tájökológiai folyamatok) és módszertani (pl. kísérletes megközelítés sokszor lehetetlen) nehézségek ellenére. A hálózatelemző módszerek ökológiába történő importálása, a növekvő mennyiségű és minőségű adat és a szemléleti fejlődés együttesen teheti a közösségi ökológiát a gyakorlati természetvédelem legfontosabb szakmai háttértudományává. A rengeteg nehézség ellenére munkánk ezt a kutatási irányvonalat kísérli meg bemutatni.

Addendum

A kézirat leadása óta felmerült bizonytalanságok miatt néhány hálózatot kénytelenek voltunk kizárni az analízisből. Az újabb eredményekkel kapcsolatban lásd: Benedek *et al.* 2007.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönet illeti Diego Vazquez (National Center for Ecological Analysis and Synthesis, University of California, Santa Barbara) hogy biztosította a használt adatbázishoz való hozzáférést. Köszönjük Scheuring Istvánnak, Wei-chung Liu-nak és Bai-Lian Li-nek a kézirattal kapcsolatos észrevételeket, valamint Kimpfián Tibornak a technikai segítséget. A kéziratra két bírálótól is nagyon hasznos reakciókat kaptunk, ezekért köszönettel tartozunk. B.A. kutatásait az MTA Bolyai János Kutatási Ösztöndíja támogatta, J.F. munkáját részben az OTKA T 37726 jelű pályázat, legfőképpen pedig a Society in Science: The Branco Weiss Fellowship, ETH Zürich, Svájc finanszírozta.

Irodalomjegyzék

- Atmar, W. & Patterson, B.D. (1995): The nestedness temperature calculator: a visual basic programme, including 294 presence-absence matrices. AICS Research, Inc., University Park, NM, and The Field Museum, Chicago, IL.
- Báldi, A. (2003): Extinction disorders the species composition of metacommunities. – *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* **49**: 159–165.
- Benedek, Zs., Jordán, F., and Báldi, A. (2007): Topological keystone species complexes in ecological interaction networks. – *Comm. Ecol.* **8**: 1–7.

- Borgatti, S.P., Everett, M.G. & Freeman, L.C. (2002): Ucinet for Windows: Software for Social Network Analysis, Harvard: Analytic Technologies.
- Borgatti, S.P. (2003a): The Key Player Problem. In: Breiger, R., Carley, K. & Pattison, P. (szerk.): *Dynamic Social Network Modeling and Analysis: Workshop Summary and Papers*, Committee on Human Factors, National Research Council, pp. 241-252.
- Borgatti, S.P. (2003b): *KeyPlayer*. Analytic Technologies. Boston.
- Bronstein, J.M. (2001): The exploitation of mutualisms. – *Ecol. Lett.* **4**: 277–287.
- Crooks, K.R. & Soulé, M.E. (1999): Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. – *Nature* **400**: 563-566.
- Daily, G.C., Ehrlich, P.R. & Haddad, N.M. (1993): Double keystone bird in a keystone species complex. – *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **90**: 592–594.
- Jordán, F., Takács-Sánta, A. & Molnár, I. (1999): A reliability theoretical quest for keystones. – *Oikos* **86**: 453–462.
- Jordán, F. & Scheuring, I. (2002): Searching for keystones in ecological networks. – *Oikos* **99**: 607-612.
- Jordán, F., Liu, W.-C. & Davis, A.J. (2006): Topological keystone species: measures of positional importance in food webs. – *Oikos* **112**: 535–546.
- Kearns, C.A., Inouye, D.W. & Waser, N.M. (1998): Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. – *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **29**: 83–112.
- Loreau, M., Naeem, S. & Inchausti, P. (2002): *SOxford University Press*, Oxford.
- Memmott, J. & Waser, N.M. (2002): Integration of alien plants into a native flower-pollinator visitation web. – *Proc. Roy. Soc. London B* **269**: 2395–2399.
- Memmott, J., Waser, N.M. & Price, M.V. (2004): Tolerance of pollination networks to species extinctions. – *Proc. Roy. Soc. London B* **271**: 2605–2611.
- Olesen, J.M., Eskildsen, L.I. & Venkatasamy, S. (2002): Invasion of pollination networks on oceanic islands: importance of invader complexes and endemic super generalists. – *Div. Distrib.* **8**: 181–192.
- Paine, R.T. (1969): A note on trophic complexity and community stability. – *Am. Nat.* **103**: 91–93.
- Power, M.E., Tilman, D., Estes, J.A., Menge, B.A., Bond, W.J., Mills, L.S., Daily, G., Castilla, J.C., Lubchenco, J. & Paine, R.T. (1996): Challenges in the quest for keystones. – *BioScience* **46**: 609–620.
- Ramirez, N. & Brito, Y. (1992): Pollination Biology in a Palm Swamp Community in the Venezuelan Central Plains. – *Bot. J. Linn. Soc.* **110**: 277–302.
- Sárospataki, M., Novák, J. & Molnár, V. (2005): Assessing the threatened status of bumble bee species (Hymenoptera: Apidae) in Hungary, Central Europe. – *Biodiversity and Conservation* **14**: 2437–2446.
- Simberloff, D. (1998): Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape area? – *Biol. Conserv.* **83**: 247–257.

On studying keystone species complexes and perspectives of possible applications in conservation biology

Zsófia Benedek¹, Ferenc Jordán² and András Báldi³

¹*Department of Plant Taxonomy and Ecology, Eötvös University
Pázmány P. S. 1/c, H-1117 Budapest, Hungary*

²*MTA ÖBKI, Alkotmány u. 2-4., 2163 Vácraát, Hungary*

³*Animal Ecology Research Group of HAS
Hungarian Natural History Museum, Ludovika tér 2., H-1083, Budapest, Hungary*

Advanced techniques of network analysis enable the quantification of indirect interactions and topological importance of components in ecosystems. Based on both field results and models, indirect effects are of high interest in ecological systems. Our aim was to determine the positionally most important set of n nodes in a network, to analyse whether a set of nodes for small n is a subset of another for larger n , and to quantify this nestedness. We applied a network analytical tool, i.e. the KeyPlayer analysis. We defined topological keystone species complexes, illustrated the use of this method on a case study and analysed a database of 22 plant-pollinator interaction networks. Since there is a strong need for multispecies, functional conservation biology, our network context and this tool may be of high future interest. Our main conclusion is that it is not the complexity (species richness, connectance) but the actual topology (asymmetry of plants and pollinators) of these systems what determines patterns of keystone species and poses structural constraints on the possible success of conservation practice. Our results suggest that structural constraints are stronger on more asymmetrical interaction networks.

Key-words: nestedness, network analysis, keystone species complex, pollinator, community-level conservation, species interaction

Tájtörténeti vizsgálatok a Bátorligeti Ősláp Természetvédelmi Területen és környékén

Tinya Flóra* és Tóth Zoltán

ELTE TTK BI Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1/C

**Tinya Flóra: 1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1/C, fax: 381-21-88,*

e-mail: tflora@freemail.hu, 06-30/45-15-330

Összefoglaló: Kutatásunk célja a Bátorligeti Őslápra és tágabb környékére jellemző vegetációs változások vizsgálata volt, két léptékben, megközelítőleg 200 évre visszamenően. Munkánk során katonai, kataszteri és egyéb térképek, ill. légifotók térinformatikai feldolgozását végeztük el. Bátorliget környéke kétszáz éve még nagyrészt erdős-lápos-mocsaras táj volt, benne üde rétekkel és a homokbuckákon szárazabb vegetációval. A természetes vegetáció pusztítása a XIX. század végén indult meg az első kiterjedtebb szántóterületek létrehozásával, majd a XX. század első felében, a lecsapolások eredményeként érte el csúcspontját. A legutóbbi évtizedekre a szántók felhagyása, tájidegen fajok telepítése, és az ezzel összefüggő gyomosodás volt jellemző. Mindezek eredményeként mára a természetközeli élőhelyek igen nagy mértékben fragmentálódtak, és foltjaik mérete is lecsökkent. A táj átalakítása az Ősláp területén is hamarabb indult meg és drasztikusabb volt, mint ahogy azt korábbi források feltételezték.

Kulcsszavak: Bátorliget, tájtörténet, fragmentáció, lecsapolás, térinformatika

Bevezetés

A Bátorligeti Ősláp Északkelet-Magyarországon, a Nyírségben, Nyírbátortól mintegy 15 km-re délkeletre található. A terület flórájának és vegetációjának felmérése a XX. század eleje óta többször is megtörtént, az elmúlt megközelítőleg 200 évre kiterjedő tájtörténeti vizsgálatok azonban mindezidáig nem történtek. Sümegi & Gulyás (2004) több ezer évvel ezelőtti időktől vizsgálták a terület rekonstruált vegetációját, a török korról bezárólag. Munkájukban felhívták a figyelmet arra, hogy a vegetáció alakulásában az ember évezredek óta fontos szerepet játszott. Ez elsősorban legeltetést, valamint az erdők esetében makcoltatást és szelektív fakivágást jelentett, ezen kívül az Ősláp területén egy kisebb mesterseges halastó létezésére is vannak utalások a X–XV. századból.

Kutatásunk célja a vegetáció változásainak vizsgálata volt Bátorliget tágabb környékén, illetve magán a Bátorligeti Ősláp Természetvédelmi Területen, közel 200 évre visszamenően. Mivel az Őslápnak a XX. század eleje óta már több időpontban készült vegetációtérképe is publikálásra került (ld. következő fejezet), ezért jelen publikációban elsősorban a tágabb környékről készült térképek közül mutatjuk be a legfontosabbakat, az Ősláp történetére elsősorban a XIX. század végét illetően térünk ki részletesebben.

Módszerek

A vegetáció főbb változásaira régebbi (katonai, kataszteri, uradalmi, stb.) térképeken elkülönített folttípusok (erdő, mocsár, rét, legelő, szántó, stb.) kiterjedése alapján próbáltunk következtetni, ezeket egészítették ki régi leírások és az 1950-es évektől rendelkezésre álló légifotók. A térképeket és légifotókat az Erdas Imagine 8.6. szoftver segítségével geokódoltuk, majd az ArcView GIS 3.0 térinformatikai programmal digitalizáltuk. (Mivel az első katonai felmérés térképe még nem volt vetületi rendszerbe illesztve, és arányai sem igazán pontosak, ezért ezt nem tudtuk geokódolni, így pontos méretarányt sem tudunk hozzá rendelni.) Az egyes térképek digitalizált változatait lehetőség szerint egységes színkulccsal ábrázoltuk.

A láp tágabb környezetének vizsgálatához egy 5×7,5 km-es téglalap alakú területet jelöltünk ki a jelentősebb barrierék figyelembe vételével. Ebben a léptékben 7 különböző időszak térképeit dolgoztuk fel: 1782–85, 1829–66, 1872–84, 1939, 1958, 1982–85 és 1996. A Bátorligeti Ösláp szűk területéről (53 ha) az alábbi időpontokból áll rendelkezésre térkép: 1839, 1870, 1896, 1909 (kataszteri térkép alapján készült vegetációtérkép, Zólyomi in Soó 1935, Zólyomi in Székessy 1953), 1918, 1920-as évek (?), valamivel 1934 előtt, 1934 (vegetációtérkép, Zólyomi in Soó 1935, Zólyomi in Székessy 1953), és 1989 (vegetációtérkép, Standovár & Tóth 1989, Standovár et al. 1991). 2004-ben elkészítettük az Ösláp aktuális vegetációtérképét is (Tinya 2005, Tinya & Tóth 2005). A felhasznált történeti térképek jegyzékét a szerzők érdeklődés esetén szívesen elküldik.

Eredmények

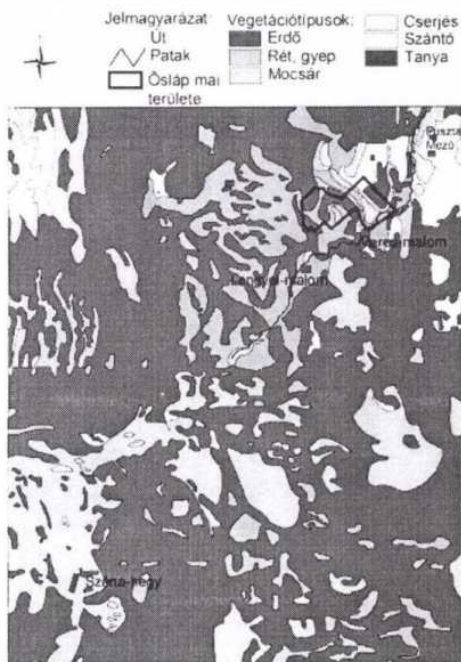
XVIII. század vége

Táji környezet a XVIII. század végén. Bátorliget környékén az 1700-as évek végén alapvetően erdős-lápos-mocsaras táj volt az uralkodó, benne üde rétekkel és a homokbuckákon száraz gyepekkel (első katonai felmérés, 1782–85, 1. ábra). Bár tudjuk, hogy a török idők előtt nagyobb népesség élt a területen, amelynek tájatalakító munkája sem elhanyagolható (Sümegei & Gulyás 2004), a vizsgált terület a XVIII. századra ismét ritkán lakottá vált. Csak néhány malom és tanya fordult elő, csekély szántókkal és kertekkel a környékükön, a legnagyobb területeket erdők borították. Egyetlen vízfolyás haladt a területen, a Veresmalompatak (később Bódvaj), amely azonban ekkor még teljesen szabályozatlan volt.

Az Ösláp területe a XVIII. század végén. A XVIII. század végén ugyanígy erdők, mocsarak, lápok jellemezték az Ösláp szűk területét is.

XIX. század eleje

Táji környezet a XIX. század elején. A második katonai felmérés térképén (1829–1866) a tágabb vizsgálati területünkön látható három új tanya, amelyek körül már kiterjedt szántókat is találunk. A köztük található mélyebb fekvésű, feltehetően vizes, és ezért művelésre nem alkalmas részeken azonban még gyakoriak voltak a rétek. A tanyáktól távolabb eső területek is még viszonylag természetközelinek tekinthetők, elsősorban a Veresmalom-



1. ábra. Bátorliget környéke az első katonai felmérés idején (1782–89). Ezidőtájt alapvetően erdők, lápok, mocsarak uralták a tájat, köztük üde rétekkel és a homokbuckákon száraz gyepekkel.

patak mentén még összefüggő, nagy erdőségek terültek el. Az erdők között, feltehetően emberi használat következtében, azonban már több rét, illetve mocsaras terület volt található, és ekkorra kialakult a Bátorligeti-legelő is.

Az Ósláp területe a XIX. század elején. A második katonai felmérés szerint továbbra is előfordultak erdők a mai természetvédelmi területen, bár egy 1839-ből származó uradalmi térkép teljesen fátlan vegetációt (elsősorban kaszálókat, kevés legelőt) jelöl a területre. Ezt azonban csak korlátozottan lehet elfogadni, elképzelhető, hogy a terület kaszálóként volt nyilvántartva, de facsoportok, illetve mocsaras foltok elő kellett, hogy forduljanak rajta.

XIX. század második fele

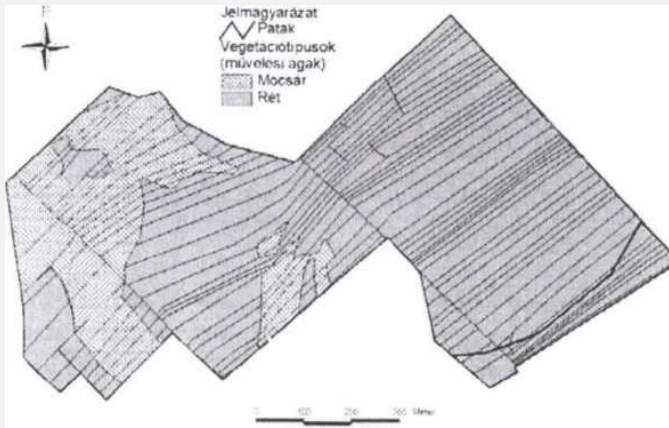
Táji környezet a XIX. század második felében. A harmadik katonai felmérés (1872–84) a tágabb környék foltmintázatát tekintve hasonló képet mutat a második felméréshez. Az 1880 körüli megyetérképek ugyan nagyobb léptékűek, de kiderül róluk, hogy területünkön az erdők a XIX. század végén kettészakadtak egy északi és egy déli foltra. Középen, az Ósláp környékén, a térkép szerint mindent rétek borítottak.

Az Ósláp területe a XIX. század második felében. Ebben az időszakban már valószínűbb, hogy ténylegesen fátlan vegetáció uralkodott a Bátorligeti Óslápon. Az 1870-es kataszteri térkép (2. ábra) szerint ugyanis a terület – feltehetően a jobbágyfelszabadítás eredménye-

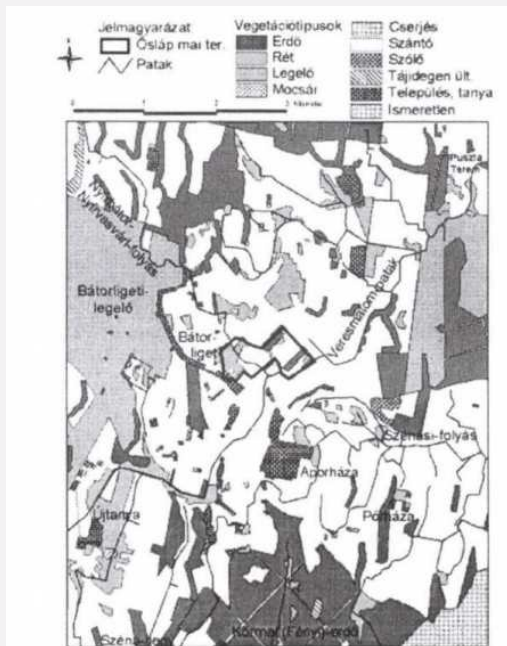
ként – magánkisbirtokosok kezébe került. Mivel a táj gyéren lakott volt, így valószínűleg nem volt szükség rá, hogy az ilyen nedves, vízjárta területeket feltörjék. A művelési ágak alapján a mai természetvédelmi terület legnagyobb részét ezért rétként kezelték, csak néhány helyen jelöl a térkép mocsarakat („adómentes mocsár nád nélkül” felirattal). Az erdők a kataszteri besorolás alapján 1870-re teljes egészében megszűntek a Bátorligeti Ősláp területén! Mivel ehhez a térképhez rendelkezésre áll egy birtokrészleti jegyzőkönyv is, amelyben a művelési ág minden egyes kis parcellára külön kikereshető, ezért ennek adatait célszerű elfogadni. Természetesen hagyásfák, kisebb ligetek előfordulása ekkor is valószínű. Ez a közel fátlan állapot azonban nem tarthatott sokáig, mivel a XIX. század végére – feltehetően a kaszálás felhagyásának következtében – ismét kiterjedtek az erdők a mai védett területen. Erről tanúskodik a 3. katonai felmérés térképe (1869–80), az 1870-es kataszteri térkép 1896-ban történt javításai, valamint Zólyomi 1909-es kataszteri térkép alapján visszamenőleg készített vegetációtérképe (Zólyomi in Soó, 1935, Székessy 1953). Zólyomi a XX. század eleji időszakot mint „majdnem teljes egészében ősi állapot”-ot írja le (Soó, 1935). A fentiek tükrében azonban ezek a vegetációfoltok, elsősorban az erdők valószínűleg nem lehettek „ősiek”, legfeljebb a kedvező körülmények révén igen jól regenerálódott, másodlagos, természetközeli állományok. A fátlan időszak rövidsége és a nem túl drasztikus kezelés (nem szántás, csak rétgazdálkodás) következtében, valamint a környező területek viszonylag jó természetessége miatt az erdők relatíve gyorsan regenerálódhattak. A réteken is régóta folyt kaszálás ill. legeltetés, így ezek sem tekinthetők már 1909-ben érintetlennek. Egyedül a mocsári vegetáció az, amit eddig – legalábbis az elmúlt pár száz évben – viszonylag kevés emberi behatás ért, mivel valószínűleg a magas vízborítás ezt nem tette lehetővé, és nád sem fordult elő benne számottevő mennyiségben. Nem szabad azonban elfelejteni, hogy az Ősláp ma Kismocsárnak nevezett részén egykor halastó működhetett (Sümegei & Gulyás 2004). Tuzson János 1914-es írása alapján ekkor az Ősláp területén legfeljebb ritkás, elsősorban puhafákból álló erdők (pl. nyíresek) fordultak elő, a jellemző élőhelyek lápok és zombékosok voltak, a magasabb térszíneken szárazabb gyepekkel.

XX. század eleje

Táji környezet a XX. század elején. Visszatérve a természetvédelmi terület tágabb környekének vizsgálatához, a következő ismert állapot 1939, amikor igen jelentős változások zajlottak le a terület vegetációjában (3. ábra). Megépült Aporháza község (később Aporliget, majd Bátorliget), a terület lakossága növekedett, ezzel együtt nőtt az igény a szántóterületekre. Ennek érdekében számos csatorna létesült, amelyek gyakorlatilag teljesen behálolták a területet. A csatornák részben a mesterséges Szénási-folyásba, részben pedig a szintén csatornává alakított, kotort, kimélyített Veresmalom-patakba torkolltak. A lecsapolások következtében a mélyebben fekvő területek is kiszáradtak, a legtöbb föld ekkor került mezőgazdasági művelés alá. Az erdők, rétek kiterjedése erőteljesen lecsökkent, a mocsarak gyakorlatilag – néhány kis folttól eltekintve – megszűntek.



2. ábra. A Bátorligeti Ósláp vegetációja 1870-ben. A művelési ágak alapján az erdők helyét teljes egészében rétek vették át, a mélyebb fekvésű részekben azonban még megtalálhatók mocsaras/lápos vegetációfoltok



3. ábra. Bátorliget környéke 1939-ben. A széleskörű csatornázás következtében a terület legnagyobb része szántóföldi művelés alá kerülhetett, az erdők kiterjedése jelentősen lecsökkent, a mocsaraktól és lápoktól pedig csak néhány apró folt maradt.

Az Ósláp területe a XX. század elején. Itt is hasonló folyamatok voltak jellemzőek az 1920-as évektől kezdődően: két új csatornát létesítettek, a mocsarak, lápok legnagyobb részét lecsapolták, ezáltal jelentős területeket vonhattak szántóföldi művelés alá. Ezzel párhuzamosan az erdők legnagyobb részét is kiirtották, és megjelentek az első akácok is a mai védett területen. 1938-ban ugyan a terület öt kis elkülönülő foltját védetté nyilvánították, de a gyakorlatban ez sem lassította a vegetáció pusztulását. Az Ósláp teljes területének 1950-es természetvédelmi oltalom alá helyezése az utolsó pillanatban mentette meg a már igen nagy mértékben kiszáradt vegetációt a teljes pusztulástól. Ekkor felhagytak a szántóföldi műveléssel, visszaerdősítették a földeket.

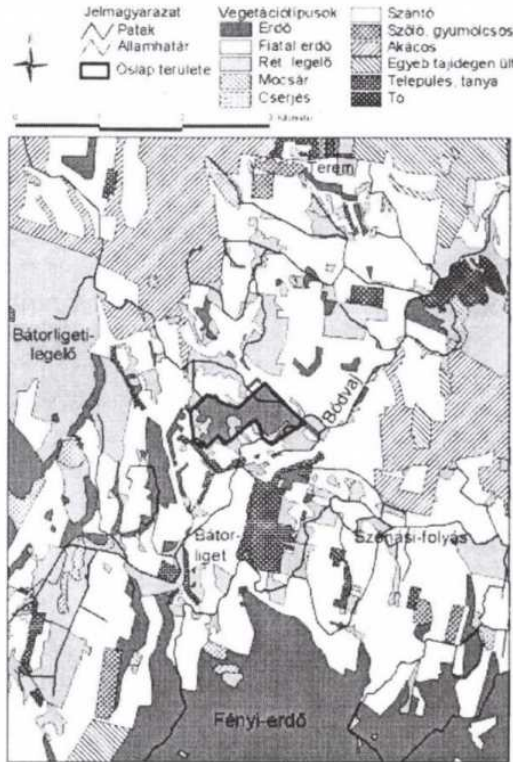
XX. század második fele. Táj környezet a XX. század második felében. A környező táj természetközeli vegetációjának leromlása, fogyatkozása a XX. század második felében is folytatódott. 1958-ra a természetközeli erdők területe tovább csökkent, ekkor azonban már nem rétek és szántók, hanem tájidegen ültetvények (fenyő, nemes nyár, és akác) vették át a helyüket. Intenzívebbé vált az erdőgazdálkodás, a Fényi-erdőben több területen letermelték az erdőt, fiatalosok vették át a helyüket. A vizsgált terület északi részén – szintén erdők helyén – megépült Terem község. A legelők, rétek tovább fragmentálódtak. Korábbi szántóterületekre viszont többfelé gyümölcsösöket, szőlőskerteket, illetve helyenként fiatal erdőket telepítettek.

1985-re a szántók aránya lecsökkent, rétek, erdőtelepítések, illetve gyümölcsösök vették át a helyüket. Az új erdők azonban szintén többségükben tájidegen fajok ültetvényei voltak.

Az 1996-os állapot (4. ábra) nem mutat komolyabb változást 1985 óta. Látható rajta, hogy a Fényi-erdő ismét összefüggő és viszonylag nagy kiterjedésű, de sajnos a faállomány összetételét tekintve már nem azonos az eredetivel. A természetközeli, szép gyöngyvirágos tölgyes állományok között többfelé előfordulnak akác-elegyes tölgyerdők.

Igen kiterjedtek a monodomináns tájidegen ültetvények, amelyek közül különösen az akác (*Robinia pseudo-acacia* L.) jelent komoly gondot, mivel nem csak a telepített állományokban fordul elő, hanem spontán beterjed az őshonos fafajú területekre is. A szárazabb erdőkben (pl. Fényi-erdő egyes részein) igen nagy területeket hódított meg az inváziós kései meggy (*Prunus serotina* Ehrh.) is. A fásszárú inváziós növények mellett egyre inkább terjed például a selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.).

Az Ósláp területe a XX. század második felében. Az Ósláp sajnos a védetté nyilvánítást követően sem maradt mentes a – többnyire káros – emberi behatásoktól. A múlt század második felében is jellemző maradt a terület szárazodása, illetve környező földeken folyó intenzív művelés következtében megindult a lápok, mocsarak feltöltődése, a tápanyag felhalmozódása. A nyíltvízi közösségek megszűntek, a homoki tölgyesek cserjeszintjében pedig az akác vált uralkodóvá (Standovár et al. 1991). A feltöltődés, a gyors szukcesszió, az értékes láprétek fajszegény magassásrétté alakulása és az inváziós gyomok elszaporodása napjainkban is komoly problémát jelent a terület vegetációja szempontjából. Mindehhez járul hozzá a kezelés (elsősorban a kaszálás) nem megfelelő gyakorlata (Tinya 2005, Tinya & Tóth 2005).



4. ábra. Bátorliget környéke 1996-ban. A XX. század második felében egyre több területen hagytak fel a mezőgazdasági műveléssel, a szántók helyét tájidegen, esetenként inváziós fafajok ültetvényei vették át, illetve kisebb részben rétek, gyümölcsösök, települések.

Értékelés

Vizsgálataink eredményei alapján elmondható, hogy az Ösláp és környéke vegetációjában az elmúlt két évszázadban hasonló változások zajlottak le, mint sokfelé nyírségi, ill. más alföldi területeinken (Lukács et al. 2004, Molnár & Kun 2000): a korábbi erdőket kiirtották, a mocsarakat, lápokot lecsapolták, az így nyert területeket és a réteket pedig felszántották, ill. később egyes területeket tájidegen fajokkal ültettek be (akác, fenyők, nyarak). Fontos tanulsága azonban vizsgálatunknak, hogy a természetközeli vegetáció átalakítása a Bátorligeti Ösláp területén már a XIX. század közepe táján megindult az erdők kiirtásával, és nem csak a XX. század eleji csatornázásokkal kezdődött, ahogy azt korábbi források említik (Soó, 1935). Az „Ösláp” kifejezés kissé megtévesztő, hiszen igazán érintetlen, természetes vegetációról, ahogy szinte sehol hazánkban, itt sem beszélhetünk. A Bátorligeti Ösláp jelenlegi vegetációját a tájtörténeti adatokkal összehasonlítva megállapíthatjuk, hogy az egykor előforduló nyíltvízi közösségek, zombékosok, illetve láprétek

teljes mértékben eltűntek a területről. A fátlan élőhelyek (mocsárrétek, szárazabb gyepek, magassásosok, gyékényesek) helyét igen intenzíven veszik át a különböző típusú cserjések és erdők. A természetvédelmi területen található erdők ma már mind másodlagosak, és a magasabb térszíneket borító homoki tölgyesek cserjeszintjükben erősen elakácosodtak (Tinya 2005, Tinya & Tóth 2005).

Természeti értékeink pusztulása tehát nem állt meg, annak ellenére, hogy a lecsapolások és erdőirtások ma már kevésbé jellemzőek. Az inváziós fajok, a kedvezőtlen vízgazdálkodás és a helytelen kezelés ma is súlyos problémákat okoznak, még a védett területeken belül is. A folyamatok megfékezése érdekében az Ósláp területén sürgős természetvédelmi beavatkozásokra van szükség (részletesen lásd Tinya 2005, illetve Tinya & Tóth 2005).

A táj fragmentálódása mára már olyan szintet ért el, amelynek következtében az eredeti élőhelyek táji léptékű rekonstrukciója szinte lehetetlenné vált, a kezelések valószínűleg csak a pusztulás lassítására, vagy legfeljebb a jelen állapot fenntartására alkalmasak.

*

Köszönetnyilvánítás – Szeretnénk köszönetet mondani a Hortobágyi Nemzeti Park részéről Lesku Balázsnak, valamint az ELTE Botanikus Kertje igazgatójának, Dr. Isépy Istvánnak, amiért rendelkezésünkre bocsátották a Bátorligettel kapcsolatos anyagaikat.

Irodalomjegyzék

- Lukács, A., Szigetvári, Cs., Botos, I. Cs. & Rév, Sz. (2004): *Tájtörténeti vizsgálatok és a táj-rehabilitáció lehetőségei a Nyírségben*. – Ifjú Botanikusok Baráti Köre és az E-misszió Természet- és Környezetvédelmi Egyesület, Nyíregyháza, 24 pp.
- Molnár, Zs. & Kun, A. (2000): *Alföldi erdősztyepp-maradványok Magyarországon*. – WWF füzetek 15. WWF Magyarország, Budapest, 56 pp.
- Soó, R. (1935): A pusztuló Bátorliget. – *Természettudományi Közöny*, **67**: 14–21.
- Standovár, T. & Tóth, Z. (1989): Vegetation map of the Bátorliget Mire Preserve. – *Abstracta Botanica*, **13**: 153–157.
- Standovár, T., Tóth, Z. & Simon, T. (1991): Vegetation of the Bátorliget Mire Reserve. – In: Mahunka, S. (szerk.): *The Bátorliget Nature Reserves – after forty years*. Studia Naturalia No. 1. Vol. 1. Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 57–118.
- Sümegei, P. & Gulyás, S. (szerk.) (2004): *The geohistory of Bátorliget Marshland*. – Archaeolingua, Budapest, 360 pp.
- Székessy, V. (szerk.) (1953): *Bátorliget élővilága*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 486 pp.
- Tinya, F. (2005): *A Bátorligeti Ósláp Természetvédelmi Terület növényvilága*. – Szakdolgozat, ELTE, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest, 86 pp.
- Tinya, F. & Tóth, Z. (2005): A Bátorligeti Ósláp Természetvédelmi Terület vegetációja és annak változása az elmúlt 15 év során. – *Tájökológiai Lapok*, **3**: 99–117.
- Tuzson, J. (1914): Képek a Magyar-Alföld növényvilágából. – *Természettudományi Közöny*, **46**(600): 329–347.

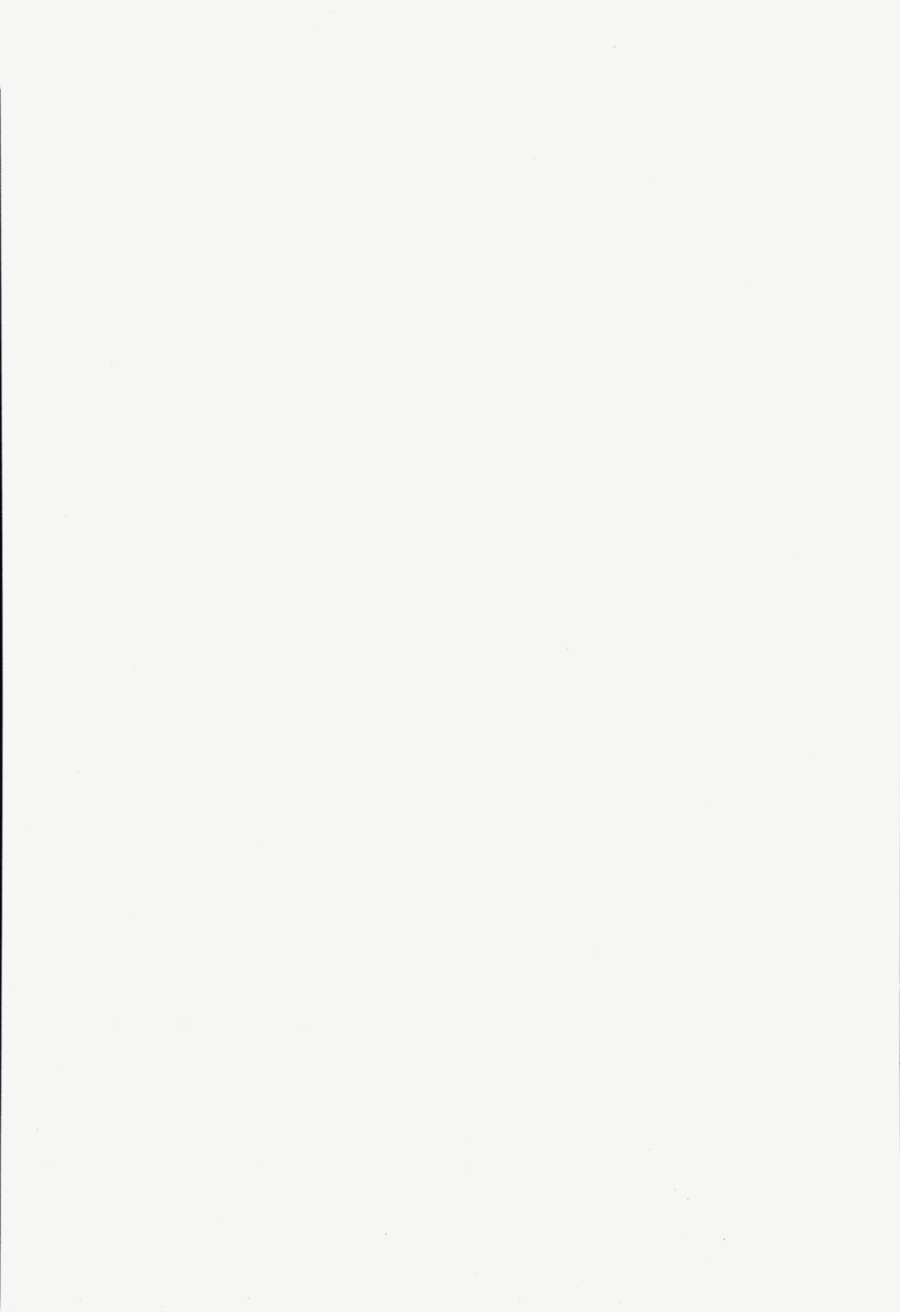
Land use history of the Bátorliget Mire Reserve and its surroundings

Flóra Tinya and Zoltán Tóth

*Department of Taxonomy and Ecology, Loránd Eötvös University,
Pázmány P. sétány 1/C, H-1117 Budapest, Hungary
e-mail: tflora@freemail.hu*

Abstract: Here we report on reconstructed vegetation changes in the Bátorliget Mire Reserve and its surroundings during the last 200 years. For this, first we digitized earlier maps of the area by using geographic information software, and then the maps were provided with uniform legends. The obtained time series revealed that the environs of Bátorliget were covered by forests, mires and swamps until the late 19th century. The expansion of arable land have begun about that time and reached its greatest extent in the 1920s and 1930s, when most of the mires and swamps have been drained, and the majority of forests been cut down. Up to the present, the area of croplands decreased considerably, while original forests have been replaced by plantations of alien trees. The surviving seminatural habitats have become largely fragmented due to these processes. Our results in the area of the Mire Reserve indicate that landscape transformation started earlier and was more drastic than it was assumed before.

Key-words: Bátorliget, landscape history, fragmentation, drainage, GIS



Hazai szárazföldi ászkarákfajok (Isopoda, Oniscidea) tipizálása két nagyváros, Budapest és Baltimore (ÉK Amerika) összehasonlításának példájával

*Hornung Erzsébet^{1,2}, Vilisics Ferenc¹, Szlávecz Katalin²

¹Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai tanszék, Budapest,
e-mail: hornung.erszebet@aotk.szie.hu

²Department of Earth and Planetary Sciences, The Johns Hopkins University, Baltimore, Maryland, USA

*Hornung Erzsébet, SZIE ÁOTK Ökológiai Tanszék,
1400 Budapest, Pf.2; T: 06-1-478 4233; fax:06-1-478 4232

Összefoglaló: Munkánkban kísérletet tettünk az ászkarákfajok természetvédelmi szempontú felosztására jellemző élőhelyük és elterjedési adataik alapján. Kategóriáink: természetközeli élőhelyeken élő NR („natural-rare”), kis abundanciával jellemezhető fajok; NF („natural-frequent”) természetközeli élőhelyeken, gyakori fajok; DR („disturbed-rare”) – zavart élőhelyeken, kis egyedszámban előfordulók; DF („disturbed-frequent”) – antropogén habitatok nagy abundanciájú, rendszerint szünantróp fajai; G („generalist”) – minden típusú élőhelyen előfordulható fajok; U („uncertain”) – kevés adat miatt nem tipizálhatóak. Ezen beosztás alapján az utóbbi években faunánkra újként kimutatott fajok kétharmada a DR kategóriába tartozik, ami az idegen faunaelemek felgyorsult betelepülését, a biodiverzitás homogenizálódó tendenciáját igazolja. Baltimore (ÉK Amerika) és Budapest Isopoda faunáját összevető esettanulmányunkban kimutattuk, hogy míg a vizsgált tengeren túli fauna 11 behurcolt fajból áll, addig Budapesten összesen 27 fajból, aminek 33%-a betelepült.

Kulcsszavak: Isopoda fauna, abundancia, elterjedés, természetvédelmi felosztás, megtelepedés, Baltimore, Budapest

Bevezetés

A fajok biogeográfiai elterjedését a geológiai, éghajlati, ökológiai és történeti tényezők mellett ma egyre inkább az emberi tevékenység határozza meg. Számos faj elterjedési területe lecsökkent vagy szigetszerűvé vált az eredeti élőhely megváltoztatása következtében, míg másoké kiterjedt. A szándékosan betelepített vagy véletlenül behurcolt, és sikeresen kolonizáló élőlények tömegesen elszaporodva súlyos anyagi károkat okozhatnak (Elton 1958, Oriens 1986). Emellett helyi társulások összetételét és működését megváltoztatva természetvédelmi problémát jelenthetnek. A megtelepülő fajok kiszoríthatnak őshonos fajokat, és komoly, anyagi értékben kifejezhető természetvédelmi vagy gazdasági károkat okozhatnak (Pimentel *et al.* 1999). Megváltoztathatják közösségek összetételét, az ott ható ökológiai interakciók súlyát (Holway 1998, Lee 1987, Wilcove *et al.* 1998), a közösségek funkcióját. Kiszoríthatnak őshonos fajokat (Raven & Johnson 1992), mások pedig élősködökként, ragadozókként hatnak (Allen *et al.* 1995).

Állatok ritkaságon, gyakoriságon, természetvédelmi értéken alapuló rangsorolására vonatkozóan több hazai kezdeménnyel találkozhatunk mind a gerincesek (Bakó & Korsós 1999, Báldi *et al.* 2001), mind a gerinctelen állatcsoportok (Dévai & Miskolczi 1987,

Rác z 1998, Sáros pataki *et al.* 2003a, 2003b, 2004, Medvegy 2001a, 2001b, Schmera 2004, Schmera & Kis 2004, Sól ymos 2004, Sól ymos & Fehér 2005) esetében. Ezen próbálkozá sokat célozzuk bővíteni jelen munkánkkal, amely a szárazföldi ászkarák ok élőhelyi sajátosságai, jellemző abundancia- és elterjedési adatai alapján vállalkozik egyfajta természetvédelmi szempontú felosztásra.

A vizsgált szárazföldi ászkarák taxon (Isopoda: Oniscidea) tápláléka főként elhalt növényi anyag, amit csak kis hatá sfokkal (14-30%) asszimilálnak (Gere 1956, Hornung 1981, Szláv ecz 1993, Szláv ecz & Pobo zsn y 1995). Azonban fontos szerepük van a detritusz felaprózásában, inokulálásában: a bélcsatornájukon áthaladó szerves anyag további változása az emésztőnedvekkel való átítatódás, valamint a rágással összefüggő felületnag yobbodás miatt a dekompozíciós folyamat jelentősen felgyorsul, és -főleg a C/N arány függvényében- a mineralizáció, vagy a humifikáció irányába halad előre. Ezáltal a termőtalaj képződést jelentősen elősegítik. A lebontó alszisztémának fontos, egyes élőhelyeken nélkülözhetetlen elemei (Szláv ecz 1992), ezáltal a rendszerszemléletű természetvédelmi megfontolásoknál is figyelemmel kell lennünk együtteseik veszélyeztetettségére. Ehhez nyújthat segítséget egyfajta, jelen munkában megkísérelt kategorizálásuk.

Keveset tudunk a taxonba tartozó fajok hazai elterjedéséről, azok habitat preferenciájáról, annak természetességi állapotáról, az egyes fajok abundanciájáról. Célunk volt a fajok ökológiai igényeinek minél pontosabb meghatározása, földrajzi elterjedésük, és élőhelyen belüli gyakoriságuk becslése alapján.

Az értékelés során központi kérdéssé vált a faunára nézve új fajok sikeres megtelepedésének háttere. Az Isopoda fajok véletlen széthurcolása, kolonizációja, esetleges tömeges elszaporodásuk meghatározó lehet mind a biodiverzitás, mind a dekompozíciós folyamatok alakulására.

A sikeres megtelepedésre vonatkozó hipotéziseink:

A) diszperziós hipotézis („dispersion”): a megtelepült fajok között az euridinamikus, \pm r-stratégista (Sutton *et al.* 1984), felszíni aktivitású fajok vannak túlnyomó többségben. Stratégia: jó diszperziós képesség, nagy szaporodási potenciál, a kihasználatlan lehetőségek kiaknázása.

B) „csendes betolakodók” hipotézise („silent invaders”): a megtelepülők zöme a rejtett életmódú, kis méretű, ún. sztenodinamikus, \pm K-stratéga (Sutton *et al.* 1984), fajok közül kerül ki. A stratégiát segíti az emberi tevékenység, főként a növények földlabdáival történő terjesztés, a széthurcolhatóság.

C) „ugródeszka hipotézis” („springboard”) – az embert követő fajok uralják az új betelepülők sorát. Az ember környezetének kedvező adottságaihoz (mikroklíma, komposzt, stb.) adaptálódva tovább terjedhetnek. Stratégia: adaptálódás.

Módszerek

Magyarország feltártsága az utóbbi évtizedben jelentősen javult, de ennek ellenére nem tekinthető kielégítőnek: az ország területét lefedő 1052 db 10×10 km-es UTM négyzet közül 323-ból (kb. 30%) rendelkezünk Isopoda elterjedési adattal. Különösen feltáratlan terület a Nagy-Alföld. A feldolgozásnál Forró & Farkas 1998-as közleményében összegyűj-

tött elterjedési adatokat, az azóta történt gyűjtések (748 adat) eredményeit (Farkas 2004, 2005, Kontschán 2002, 2003, 2004, Kontschán & Hornung 2001, Kontschán & Berczik 2004, Korsós *et al.* 2002, Tartally *et al.* 2004, Vilisics 2005), valamint eddig még publikálatlan adatokat vettünk alapul.

A fajok gyakoriságát az UTM egységek lefedettségével jellemeztük. Ritka fajoknak tekintettük azokat, amelyek kevesebb, mint 15 UTM négyzetből, míg gyakoriaknak azokat, amelyek ennél többől kerültek elő. Leggyakoribbaknak azokat minősítettük, amelyek több, mint 60 ill. 100 UTM egységben előfordultak.

A fajok felosztása jellemző élőhelyeik ismeretein és eddigi publikált, valamint még nem közölt elterjedési adatain, illetve a fajok életmenet-jellemzőin (Sutton *et al.* 1984) és ökomorfológiai típusain (Schmalfuss 1984) alapul. Esettanulmányunkhoz Budapest és környéke (Kontschán 2004, Kontschán & Hornung 2001, Korsós *et al.* 2002, Tartally *et al.* 2004, Vilisics 2005), valamint Baltimore és környéke (USA, Maryland) Isopoda előfordulási adatait (Hornung & Szlávecz 2003, Jass & Klausmeier 2000, Szlávecz & Hornung 2001) használtuk fel.

A szárazföldi ászkák életmenet-jellemzőit Sutton és munkatársai rendszereztek (1984), és jutottak a klasszikus r-K felosztáshoz hasonló, sztenodinamikus – euridinamikus felosztáshoz. Schmalfuss (1984) ugyanezen taxont ökomorfológiai típusokra (itt: C = „creeper”-talajba ásó; S = „surface active”- talajfelszíni aktivitású) osztotta. A két felosztás egymást kiegészíti, így ezek ismérveit egyesítettük I. táblázatunkban.

I. táblázat: Szárazföldi ászkák (Isopoda, Oniscidea) életmenet-jellemzői (Sutton *et al.* 1984* és Schmalfuss 1984** nyomán)

Karakter	Talaj-aktív = “C” („stenodynamic”*, ± K stratégia)	Felszín-aktív = “S” („eurodynamic”*, ± r stratégia))
Méret	kicsi	nagy
alak (szélesség)	megnyúlt	átlagos
szem (ocellusok száma)	nincs v. kevés	sok
Pigmentáltság	elszórt	jelentős
Mozgás	lassú	gyors
Élettér	talaj-aktív (C típus) (“creeper”**)	felszín-aktív (S típus) (“runner”, “clinger”, “roller”**)
szaporodási hozzájárulás	kicsi	nagy
utódszám	kevés	sok
juvenil méret	rel. nagy	rel. kicsi
növekedési ráta	lassú	gyors
ivarérésig szükséges idő	hosszú	rövid

**“Creeper” – talajba beásó; “runner” – gyors mozgással menekülő; “clinger” – védekezésül a felszínhez tapadó; “roller” – védekezésül összegömbölyödő típus

2. táblázat: Természetességi kategóriáink (az élőhely jellege és az elterjedés foka/gyakorisága alapján)

kategória	rövidítés	Jellemzők	UTM gyakoriság	megjegyzés
Természetközeli élőhelyen-ritka fajok („natural-rare”)	NR	kis, izolált foltokban; speciális ökológiai igényekkel; gyakran reliktum fajok	< 15 UTM	pl. <i>M. graniger</i> , <i>T. bosniensis</i> , <i>C. karawankianus</i>
Természetközeli élőhelyen-gyakori fajok („natural-frequent”)	NF	a jellemző habitat típusban általánosan elterjedt	> 15UTM	Nem jár feltétlenül magas abundancia értékekkel! pl.: <i>O. planum</i> , <i>P. politus</i>
Zavart, városi, város-közeli élőhelyen, kis, izolált foltokban („disturbed-rare”)	DR	speciális ökológiai igényekkel (pl. troglófil, mirmekofil, üvegházi fajok)	< 15 UTM	Általában behurcolt fajok (domicol is) pl.: <i>Platyarthrus</i> spp., <i>A. roseus</i> , <i>P. major</i> , <i>A. nasatum</i>
Zavart, városi, város-közeli élőhelyen, gyakori fajok („disturbed-frequent”)	DF	antropogén hatás alatt álló élőhelyeken általánosan elterjedtek	> 15 UTM	Gyakran szünantróp fajok pl.: <i>P. pruinosis</i> , <i>P. scaber</i>
Sokféle élőhelyen előforduló, gyakori fajok („generalists”)	G	széles ökológiai tűrőképesség	> 60 (100)	gyakran kozmopolita fajok pl.: <i>A. vulgare</i> , <i>T. rathkii</i>
Bizonytalan fajok („uncertain”)	U	túl kevés előfordulási adat, nem tipizálható, v. taxonómiailag kérdéses		pl.: <i>A. versicolor</i> , <i>A. dentiger</i> , <i>P. dilatatus</i>

Eredmények

Az Isopoda fajokat a fenti szempontok alapján 6 kategóriába soroltuk (2. táblázat). A beosztás alapja az adott faj előfordulási helyének természetességi-zavartsági állapota.

valamint előfordulásának elterjedtsége egy országos skálán. Így megkülönböztettünk természetközeli és zavart élőhelyeket. Az ismert előfordulások által lefedett UTM négyzetek száma alapján ritkának tekintettünk egy fajt, ha az kevesebb, mint 15 egységből kimutatott, gyakorinak, ha több, mint 15 négyzetben fordul elő, míg a 60 UTM négyzet feletti rekord szám esetén az adott fajt generalistának neveztük, ami a tág ökológiai tűréssel együtt járó kategória. Vannak fajok, amelyek jelen ismereteink alapján nem besorolhatóak, további gyűjtési adatok szükségesek jellemzésükhöz. Ezek képezik a bizonytalan kategóriát. Az említett kategóriák rövid leírásaikkal, angol elnevezésük rövidítésével, és példafajokkal a 2. táblázatban kerültek összefoglalásra.

Ezen beosztás alapján az utóbbi években faunánkra újként kimutatott fajok 50%-a a zavart-ritka kategóriába tartozik. Ezek az esetek kivétel nélkül városi környezetben, legtöbbször dísznövények, faiskolák, parkok területén fordultak elő.

A Magyarországon leggyakoribb fajok száma hat (>100 UTM). Ezek az *Armadillidium vulgare* (Latreille, 1804), *Hyloniscus riparius* (C. Koch, 1838), *Porcellium collicola* (Verhoeff, 1907), *Protracheoniscus politus* (C. Koch, 1841), *Trachelipus nodulosus* (C. Koch, 1838), *T. rathkii* (Brandt, 1833) fajok. A felsorolt fajok mindegyike, a *H. riparius* talajban aktív faj kivételével, a talajfelszíni aktivitású ökológiai csoportba sorolható.

Az eddig csak üvegházból kimutatott fajaink: *Cordioniscus stebbingi* (Patience, 1907), *Trichorhina tomentosa* (Budde-Lund, 1893), *Armadillidium nasatum* Budde-Lund, 1885, *Reductoniscus costulatus* Kesselyák, 1930. Ezek így a zavart-ritka kategóriába sorolhatóak. A budapesti fauna alapján állíthatjuk, hogy az utóbbi időben betelepültek túlnyomó többsége kisméretű, rövid életű, alacsony utódszámú, talajban élő faj (\pm K-stratégista). Ennek oka a széthurcolás feltételezett módja, a dísznövények talajával való terjesztés lehet (3. táblázat).

Baltimore és Budapest agglomerátumainak Isopoda faunáját összevető esettanulmányunkban kimutattuk, hogy míg a vizsgált tengerentúli fauna 11 behurcolt fajból áll (100%; 3. táblázat), addig Budapesten 27-ből, aminek ~33%-a behurcolt (4. táblázat). Budapest viszonylatában (ld. 4. táblázat megjegyzései) ugyancsak a behurcolt kategóriába sorolhatók a *Trachelipus ratzeburgii* (Brandt, 1833) és az *Armadillidium versicolor* Stein, 1859 fajok, amik eredeti élőhelyük – természetközeli erdők- ellenére a fővárosban csak parkokban voltak megtalálhatók.

3. táblázat: Baltimore agglomerátumában talált fajok és beosztásuk

család	faj	öko- lógiai típus	előfor- dulás az USA álla- maiban*	eloszlási típus	megjegyzés
Trichoniscidae	<i>Hyloniscus riparius</i>	C	6	DF	városi erdők, kertek
	<i>Trichoniscus pusillus</i>	C	14	DF	városi erdők
	<i>Haplophthalmus danicus</i>	C	14	DF	városi erdők, kertek, üvegház
					városi erdők, kertek
Philosciidae	<i>Philoscia muscorum</i>	S	8	DF	városi erdők, kertek
	<i>Chaetophiloscia sicula</i>	S	1	U**	városi erdők
Oniscidae	<i>Oniscus asellus</i>	S	21	DF	városi erdők, kertek
Cylisticidae	<i>Cylisticus convexus</i>	S	36	G	városi erdők, kertek
Porcellionidae	<i>Porcellio scaber</i>	S	31	G	városi erdők, kertek
Trachelipidae	<i>Trachelipus rathkii</i>	S	28	G	városi erdők, kertek
Armadillidiidae	<i>Armadillidium vulgare</i>	S	45	G	parkok, erdők, kertek
	<i>A. nasatum</i>	S	25	G***	városi erdők, kertek

Magyarázat: S – felszíni aktivitású; C – talaj aktivitású; NR – természetes, ritka; NF – természetes, gyakori; DR – zavart, ritka; DF – zavart, gyakori; G – generalista; U – bizonytalan

*Adatok: Hornung & Szlavecz 2003, Jass & Klausmeier 2000, Szlavecz & Hornung 2001

**Csak két előfordulási helye ismeretes: zavart, városi erdőkben

***Magyarországon csak üvegházakból ismert faj, itt szabadon él és tömeges.

4. táblázat: Budapest agglomerátum Isopoda faunájának beosztása

család	faj	öko- lógiai típus	eloszlási típus	megjegyzés
Styloniscidae	<i>Cordioniscus stebbingi</i>	C	DR	üvegház (2005)
Trichoniscidae	<i>Androniscus roseus</i>	C	U/G	széles elterjedésű
	<i>Buddelundiella cataractae</i>	C	DR	Füvészkert, Vár (2001)
	<i>Haplophthalmus danicus</i>	C	G	széles elterjedésű
	<i>Haplophthalmus mengii</i>	C	G	zavart helyeken
	<i>Hyloniscus riparius</i>	C	G	széles elterjedésű
	<i>Trichoniscus noricus</i>	C	U	szünantróp
Platyarthridae	<i>Platyarthrus hoffmannseggii</i>	C	G	mirmekofil
	<i>Platyarthrus schoblii</i>	C	DR	mirmekofil(999)
	<i>Trichorhina tomentosa</i>	C	DR	üvegház (2001)
Cylisticidae	<i>Cylisticus convexus</i>	S	DF	szünantróp
Porcellionidae	<i>Agabiformius lentus</i>	S	DR	Budai Vár (2005)
	<i>Porcellio scaber</i>	S	DF	szünantróp
	<i>Porcellio spinicornis</i>	S	DR	száraz, napos kertek
	<i>Porcellionides pruinosus</i>	S	DF	szünantróp
Agnaridae	<i>Orthometopon planum</i>	S	RF	természetes erdők
	<i>Protracheoniscus major</i>	S	DR	domicol (házak pincéi)
	<i>Protracheoniscus politus</i>	S	RF	természetes erdők
Trachelipodidae	<i>Porcellium collicola</i>	S	RF	változatos élőhelyeken
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	S	G	száraz gyepeken
	<i>Trachelipus rathkii</i>	S	G	változatos élőhelyeken
	<i>Trachelipus ratzeburgii</i>	S	RF	itt csak parkokból! (természetes erdők faja)
Armadillididae	<i>Armadillidium nasatum</i>	S	DR	üvegház (2000)
	<i>Armadillidium versicolor</i>	S	U	parkok, Budai Vár
	<i>Armadillidium vulgare</i>	S	G	széles elterjedésű
	<i>Paraschizidium coeculum</i>	C	DR	budai kert (2005)
	<i>Reductoniscus costulatus</i>	C	DR	üvegház (2004)

Magyarázat: S – felszíni aktivitású; C – talaj aktivitású; NR – természetes, ritka; NF – természetes, gyakori; DR – zavart, ritka; DF – zavart, gyakori; G – generalista; U – bizonytalan

Megj.: 30 évnél régebbi budapesti előfordulási adatok vannak az *Androniscus dentiger*, *Oniscus asellus*, *Porcellio laevis* és *P. vulcanius* fajokról.

Következtetések

Az idegen faunaelemek felgyorsult betelepülését igazolja az a tény, hogy az elmúlt években számos, a magyar faunára új, elsősorban trópusi, szubtrópusi eredetű fajt sikerült kimutatni a viszonylag frekvenciánál magasabban kutatott budapesti faunából is.

A két, földrajzilag távoli nagyváros (Budapest, Baltimore) szárazföldi ászkarák faunájának minőségi, mennyiségi összehasonlításakor kimutatható volt, hogy ugyanaz a faj más típusú elterjedést mutathat földrajzilag távoli területeken, a földtörténeti (a jégkorszak szárazföldi jégborításának hatása) és történelmi események (bevándorlók, hajók ballasztanyagának szárazföldi felhamozása) (Lindroth 1957), valamint az ökológiai lehetőségek függvényében (*A. nasatum*, *C. convexus* (De Geer, 1778)). Mind az *Armadillidium nasatum*, mind *Cylisticus convexus* szerepel É-Amerika faunájának 10 leggyakoribb fajai listáján (Jass & Klausmeier 2000). Ezek a fajok emberközeli és természetes élőhelyeken egyaránt előfordulnak (Hatchett 1947, Glazier *et al.* 2003, Stoyenoff 2001, Szlávéczi és Hornung unpubl). Magyarországon az *A. nasatum* eddig csak üvegházakból került elő, a *C. convexus* pedig kertekben, települések közelében, és egyéb zavart élőhelyeken található meg. Az ilyen típusú élőhelyeken azonban magas egyedszámot mutathat, és a természetes élőhelyek átalakítása (erdőirtás, kertvárosok, stb) további szétterjedésüknek kedvez (Hopkin 1987).

A tanulmányozott észak-amerikai terület Isopodáinak túlnyomó többsége (73%; 3C:8S) a diszperziós hipotézis (A) érvényességét támogatja. Észak Amerikában a behurcolt fajok gyors (~500 év) szétterjedését valószínűleg endemikus versenytársak hiánya is elősegítette (Sutton 1972, Jass and Klausmeier 2000).

Budapest utóbbi 5 évben kimutatott, feltehetően frissen behurcolt fajainak 75%-a (6C:2S) ún. „ásó” típus, ami a „csendes betolakodók” (B) hipotézist erősíti (pl. *Cordioniscus stebbingi*, *Paraschizidium coeculum* (Silvestri, 1897), *Reductoniscus costulatus*). Ezek lelőhelyei budai, egzotikus dísznövényekkel beültetett kertek, parkok, ahol a mikroklíma túlélésüket, a kis populációk fennmaradását elősegíti.

A hat leggyakoribb faj kiugróan magas (>100 UTM) előfordulási gyakorisága széles ökológiai tűrőképességük, nem élőhely specifikus előfordulásuk („generalisták”) következménye. Ez az arány várhatóan tovább nő a gyűjtések számának növelésével, a ma még feltáratlan területek adataival (Farkas & Forró 1998).

Egyes fajok elterjedésére az „ugródeszka” hipotézis (C) adhat magyarázatot (*Porcellio scaber* Latreille, 1804, *Porcellionides pruinosus* Say, 1818). Eszerint az ember által akaratlanul behurcolt fajok a lakott településeken megtelepülnek, adaptálódnak, szétterjednek, a fauna állandó alkotóivá válnak, gyakran nagy abundanciával.

*

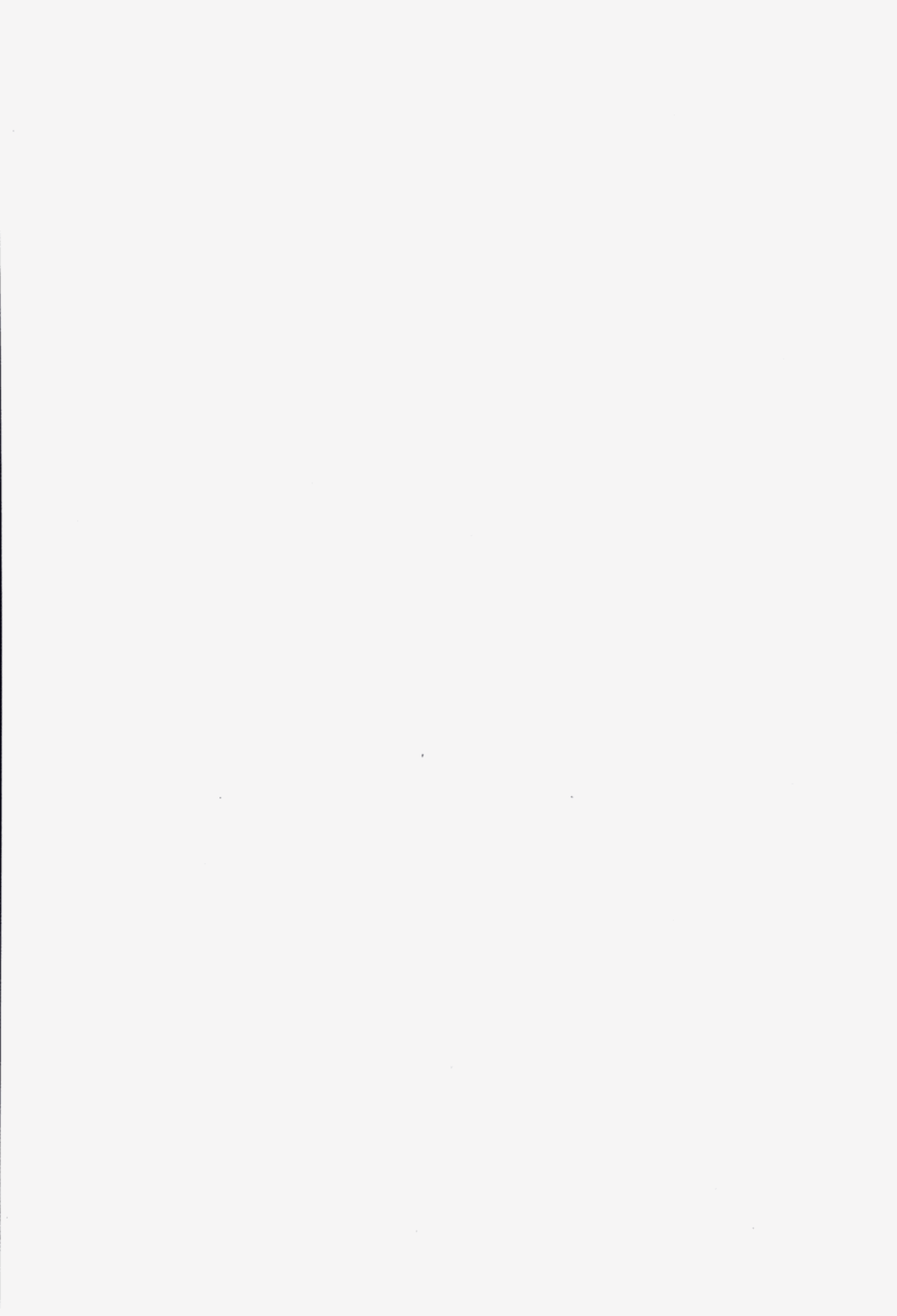
Köszönetnyilvánítás – Anyagi támogatás: OTKA T 043508, MTA 049-OTKA 31623-NSF, NSF-DEB0423476; publikálatlan adatok: Farkas Sándor (Kaposvári Egyetem), Forró László (TTM Állattár), Steve Gregory (Northmoor Trust, Little Wittenham, Abingdon, Oxfordshire/Anglia).

Irodalomjegyzék

- Allen, C.R., Lutz, R.S. & Demarais, S. (1995): Red imported fire ant impacts on northern bobwhite populations. – *Ecol. Appl.* **5**(3): 632–638.
- Bakó, B. & Korsós, Z. (1999): A magyarországi herpetofauna U.T.M – térképezésének felhasználási lehetőségei. – *Állattani Közlemények*, **84**: 43–52.
- Báldi, A., Csorba, G. & Korsós, Z. (2001): Setting priorities for the conservation of terrestrial vertebrates in Hungary. – *Biodiv. Cons.*, **10**: 1283–1296.
- Dévai, G. & Miskolczi, M (1987): Javaslat egy új környezetminősítő értékelési eljárásra a szitakötők hálótérképek szerinti előfordulási adatai alapján. – *Acta Biol. Debrecina* **19**: 33–54.
- Elton, C.S. (1958): *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. – Methuen, London 181 pp.
- Farkas, S. (2004): Data to the knowledge of the terrestrial isopod (Isopoda: Oniscidea) fauna of Somogy county (Hungary: South Transdanubia). – *Somogyi Múzeumok Közleményei* **16**: 313–323.
- Farkas, S. (2005): Data to the knowledge of the terrestrial isopod (Isopoda: Oniscidea) fauna of Baranya county (Hungary: South Transdanubia) – *Acta agraria Kaposváriensis*, **9**: 67–86.
- Forró, L. & Farkas, S. (1998): Checklist, preliminary distribution maps, and bibliography of woodlice in Hungary. – *Miscnea. zool. hung.* **12**: 21–44.
- Gere, G. (1956): The examination of the feeding biology and the humificative function of Diplopoda and Isopoda – *Acta Biol.*, **6**: 257–271.
- Glazier, D.S., J.F. Wolf & C.J. Kelly 2003: Reproductive investment of aquatic and terrestrial isopods in central Pennsylvania (USA) – *Crustaceana Monographs* **2**:151–181.
- Hatchett, S.P. 1947: Biology of the Isopoda of Michigan. – *Ecol. Monogr.* **17**:47–79.
- Holway, D.A. (1998): Effect of Argentine ant invasions on ground dwelling arthropods in northern California riparian woodlands. – *Oecologia*, **116**: 252–258.
- Hopkin S.P. 1987: Biogeography of woodlice in Britain and Ireland.- *Isopoda* **1**:21–36.
- Hornung, E. (1981): Investigations on the productivity of the macrodecomposer Isopod, *Trachelipus nodulosus* C.L.Koch – *Acta Biol. Szeged.* **27**: 203–208.
- Hornung, E. & Szlávecz, K. (2003): Establishment of a Mediterranean Isopod (*Chaetophiloscia sicula* Verhoeff, 1908) in a North American Temperate Forest – *Crustaceana Monographs* **2**: 181–189.
- Jass, J. & Klausmeier, B. (2000): Endemics and immigrants: North American terrestrial isopods (Isopoda, Oniscidea) north of Mexico. – *Crustaceana* **73**: 771–799.
- Kontschán, J. (2002): Ligidium fajok újabb adatai hazánkból és egy Magyarország faunájára új ászkarák, a *Ligidium intermedium* Radu, 1950 előkerülése a Zempléni hegységből (Crustacea: Isopoda: Oniscidea). – *Folia ent. hung.*, **63**: 183–186.
- Kontschán, J. (2003): Néhány ritka ászkarák (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) újabb előfordulási adatai Magyarországról. – *Folia Hist. Nat. Mus. Matraensis*, **27**: 43–48.

- Kontschán, J. (2004): Magyarország faunájára új ászkarák (*Reductoniscus costulatus* Kes-selyák, 1930 – Crustacea: Isopoda: Oniscidea) előkerülése az ELTE Fűvészkertjéből (Budapest). – *Folia Hist. Nat. Mus. Matraensis*, **28**: 89–90.
- Kontschán, J. & Hornung, E. (2001): Peracarida (Crustacea: Isopoda et Amphipoda) fajok újabb adatai Magyarországról. – In: ISÉPY, I., KORSÓS, Z. & PAP, I. (eds): *II. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium, Előadások összefoglalói*. MBT & MTM, Budapest, pp. 185–187.
- Kontschán, J. & Berczik, Á. (2004): A Dunántúli-középhegység (Gerecse, Vértes, Bakony-vidék) Peracarida (Crustacea) faunája II. Szárazföldi fajok (Isopoda: Oniscidea). – *Folia Mus. Hist.-Nat. Bakonyiensis*, **21**: 73–82.
- Korsós, Z., Hornung E., Szlávecz, K. & Kontschán, J. (2002): Isopoda and Diplopoda of urban habitats: new data to the fauna of Budapest – *Ann. hist.-nat. Mus. natn. Hung.*, **94**: 193–208.
- Lee, K.E. (1987): Peregrine species of earthworms. – In: Bonvicini, M. & Omodeo, P. (eds): *On earthworms*, Mucchi, Modena, pp. 315–327.
- Lindroth, C.H. (1957): *The faunal connections between Europe and North America*. Wiley and Sons, New York. 344 pp.
- Medvegy, M. (2001a): Hogyan határozhatjuk meg egy rovarfaj veszélyeztetettségét? – *Természetvédelmi közlemények*, **9**: 151–161.
- Medvegy, M. (2001b): Magyarország cincéereinek veszélyeztetettsége (Cerambycidae, Coleoptera). – *Természetvédelmi Közlemények*, **9**: 163–199.
- Orians, G.H. (1986): *Site characteristics favoring invasions*. – in: H.A. Mooney and J.A. Drake (eds). *Ecology of Biological Invasions in North America and Hawaii*. Ecological Studies, vol 58. Springer-Verlag, New York. 133–148 pp.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R. & Morrison, D. (1999): *Environmental and economic costs associated with non-indigenous species in the United States*. – http://www.news.cornell.edu/releases/Jan99/species_costs.html (elérés: 2006. július)
- Raven, P.H. & Johnson, G.B. (1992): *Biology* – Third Edition, St. Louis, MO: Mosby Year Book. 1217 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**: 53–69.
- Sárospataki, M., Novák, J. & Molnár, V. (2003a) Distribution and relative abundance of bumble bees (*Bombus* and *Psithyrus*) in Hungary. – *J. Agr. Sci.*, **47**: 73–78.
- Sárospataki, M., Novák, J. & Molnár, V. (2003b): Hazai poszméh- és álposzméh fajok (Hymenoptera: Apidae, *Bombus* és *Psithyrus*) UTM térképezése és az adatok természetvédelmi felhasználhatósága. – *Állattani Közlemények*, **88**: 85–108.
- Sárospataki, M., Novák, J. & Molnár, V. (2004): Hazai poszméh fajok (*Bombus* spp.) veszélyeztetettsége és védelmük szükségessége. – *Természetvédelmi Közlemények*, **11**: 299–307.
- Schmalfuss, H. (1984): Eco-morphological strategies in terrestrial isopods. – *Symp. zool. Soc. Lond.*, **53**: 49–63.

- Schmera, D. (2004): Effect of 'species weighting' on conservation status evaluation: a case study with light-trapped adult caddisflies (Insecta: Trichoptera). – *Limnologica* **34**: 274-278.
- Schmera, D. & Kiss, O. (2004): A new measure of conservation value combining rarity and ecological diversity: a case study with light trap collected caddisflies (Insecta: Trichoptera). – *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* **50**: 195–210.
- Sólymos, P. (2004): Magyarország szárazföldi Mollusca-faunájának ritkaságon alapuló értékelése és alkalmazási lehetőségei. – *Természetvédelmi Közlemények*, **11**: 349-358.
- Sólymos, P. & Fehér, Z. (2005): Conservation prioritization using land snail distribution data in Hungary. – *Conservation Biology*, **19**: 1084–1094.
- Stoyenoff, J.L. (2001): Distribution of terrestrial isopods (Crustacea:Isopoda) throughout Michigan: Early results. – *The Great Lakes Entomologist*, **34**: 29–50.
- Sutton, S. (1972): *Woodlice*. Pergamon press, Oxford, 144 pp.
- Sutton, S.L., Hassall, M., Willows, R., Davis, R.C., Grundy, A. & Sunderland, K.D. (1984): Life histories of terrestrial isopods: a study of intra- and interspecific variation. – *Symp. zool. Soc. Lond.* **53**: 269–294.
- Szlávecz, K. (1992): The role of terrestrial isopods (Isopoda, Oniscidea) in the decomposition of aquatic macrophyte detritus of Lake Balaton, Hungary – *Opusc. Zool.*, **25**: 103–112.
- Szlávecz, K. (1993): Needle litter consumption by two terrestrial isopods, *Protracheoniscus_amoenus* (C.L. Koch) and *Cylisticus convexus* (de Geer) - *Pedobiologia*, **37**: 57–64.
- Szlávecz, K. & Hornung, E. (2001): Diversity and dynamics of terrestrial isopods in urban forests – *5th Int. Symp. on the Biology of Terrestrial Isopods* – Irakleo, Crete, Greece, 19–23, p. 21.
- Szlávecz, K. & Pobožsny, M (1995): Coprophagy in isopods and diplopods: a case for interaction – *Ann. Zool. Fennica*, **196**: 124–128.
- Tartally, A., Hornung, E. & Espadaler, E. (2004): The joint introduction of *Platyarthrus schoblii* (Isopoda: Oniscidea) and *Lasius neglectus* (Hymenoptera: Formicidae) into Hungary – *Myrmecologische Nachrichten*, **6**: 61–66.
- Vilicsics F. (2005): Új fajok és ritkaságok a hazai teresztrisz ászkafaunában (Isopoda, Oniscidea). – In: Korsós Z. (szerk.): IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium. 2005. október 17-19. Magyar Biológiai Társaság, Budapest, pp. 479–485.
- Wilcove, D.S., Rothstein, D., Bubow, J. Phillips, A. & Losos, E. (1998): Quantifying threats to imperiled species in the United States. – *BioScience*, **48**(8): 607–615.



Az Aggteleki Nemzeti Park nagylepke (Lepidoptera: Macroheterocera) faunájának elemzése hosszú távú fénycsapdás adatsor alapján

Szabó Sándor¹, Árnas Ervin¹, Tóthmérész Béla² és Varga Zoltán¹

¹Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék
4010 Debrecen, Pf. 3

²Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék
4010 Debrecen, Pf. 71

Kapcsolattartó szerző: Árnas Ervin, e-mail: arnyaser@delfin.unideb.hu

Összefoglaló: A jósavfői Tohonya-völgy (Aggteleki Nemzeti Park) éjjeli nagylepke faunájának változását elemeztük Jermy-típusú fénycsapdával 1990-ben és 1999-2004 között. Március 5. és november 5. közötti időszakban naponta történtek a mintavételek. A hét év során összesen 585 faj 115 392 egyedét fogtuk. Ebből 218 faj minden évben előfordult. A legjelentősebb faj- és egyedszámú a Noctuidae és Geometridae család volt, de jelentős volt az aránya az Arctiidae, a Lasiocampidae, Notodontidae és Sphingidae családok fajainak is. A rajzásgörbék elemzése egy kisebb tavaszi és őszi csúcstól két nyári maximumot mutat. Az állatföldrajzi megoszlás a fogott egyedek száma alapján: transzpalearktikus (56,87%), boreo-kontinentális (8,15%), déli-kontinentális (0,79%), nyugat-palearktikus (33,83%), xeromontán (0,04%), extrapalearktikus (0,32%). A faunakomponensek szerinti megoszlás: euryök (19,91%), silvicol (20,47%), nemorális (10,11%), quercetalis (12,25%), láprét-láperdei (1,8%), boreomontán (1,13%), altoherbosa (4,69%), mezo-higrofil (6,07%), sztyepp (6,04%), zúzmócvő (14,09%), egyéb (3,44%).

Kulcsszavak: rajzásgörbék, időjárás tényezők, állatföldrajzi megoszlás, faunakomponensek

Bevezetés

Az Aggteleki-karszthoz tartozó Tohonya-völgyben közel 25 éve folyik fénycsapdás gyűjtésekkel az éjjeli nagylepke fauna kutatása (Árnas *et al.* 2004, 2005, Varga 1999). A gyűjtőhely optimális elhelyezkedésének köszönhetően (Északmagyarországi Vízügyi Igazgatóság Kutatóállomása) a legkülönbözőbb típusú élőhelyek lepkefajait sikerült begyűjteni. A magasabb hegytetők és az északi hegyoldalak zonális társulásai gyertyános-tölgyesek (*Quercus petraea-Carpinetum*). A déli hegylejtők legkiterjedtebb társulásai a mészkedvelő tölgyesek (*Corno-Quercetum*). Viszonylag kisebb arányban fordulnak elő a területen a szubmontán bükkösök (*Melico-Fagetum*), szubkárpati szurdokerdők (*Phyllitidi-Aceretum subcarpathicum*) és a hársas-körises sziklaerdők (*Tilio-Fraxinetum*). A déli lejtőkön nagy kiterjedésűek a sajmegegyes karsztbokorerdők (*Ceraso-Quercetum pubescentis*), melyek sztyeppréttől és sziklagyep foltokkal váltakoznak. A patakok mentét égeresek, magaskörös társulások kísérik.

Az általunk elemzett években (1990, 1999-2004) vizsgáltuk a fauna összetételét az egyes fajok tömegviszonyai alapján, és elemeztük az éjjeli lepkeközösség megoszlását a fajok faunaelem és faunakomponens beosztása alapján is (Varga *et al.* 2004). Vizsgáltuk továbbá

a hét év során a faj-diverzitási mintázatokban bekövetkezett változásokat, illetve azt, hogy ezek a változások magyarázhatók-e a vizsgált időszakban bekövetkezett éves klímaingadozásokkal, amelyek jelentősen befolyásolják a rovarok populációdinamikájának alakulását. Vizsgálataink alapján következtetni lehet a fajösszetétel változásaira, amelyek számos esetben az élőhelyek minőségében bekövetkezett változásokat is indikálják.

Mintavételi terület és módszer

Vizsgálatainkat az Aggteleki Nemzeti Park és Bioszféra Rezervátum területén található Tohonya-völgyben végeztük. A mintavételi terület Jósvafő községtől északi irányban mintegy 1 km-re helyezkedik el, 300 m tszf. magasságban. Az élőhely felszíne változatos domborzatú, melyen számos erdős (60%) és nem erdős (30%) növénytakaró mellett jelentős a megművelt területek aránya is (10%) (Horváth 1997, Varga *et al.* 1998). A vizsgálatokhoz a Tohonya-bércen napi rendszerességgel üzemeltetett Jermy-típusú fénycsapda szolgált (Ronkay 1997). A csapdát a kutatóháztól 10 m-re állították fel a délkeleti oldalon, melyet egy alkonykapcsoló működtetett. A gyűjtések minden mintavételi napon a kora esti óráktól a rajzás erőteljes hajnali csökkenéséig tartottak. Az általunk elemzett években (1990, 1999-2004) a március 5-től november 5-ig gyűjtött adatokat használtuk fel, azaz minden évben 246 napot.

A fényforrás (125W higanygőzlámpa) segítségével gyűjtött anyagot napi bontásban tároltuk, majd későbbiekben feldolgoztuk. Az egyes évek eredményeinek összehasonlításához Excel adatbázist készítettünk, amely az adott napon fogott fajok egyedszám adatait is tartalmazza. Az adatbázist úgy építettük fel, hogy a fénycsapda által fogott fajok mennyiségét az adott napi időjárási tényezők értékei függvényében tüntettük fel, hogy a rajzási optimum megállapítható legyen. Az elemzésekhez szükséges klimatológiai adatsorokat (napi átlaghőmérséklet és csapadékösszeg) a fénycsapda szomszédságában üzemeltetett meteorológiai mérőállomás (51705) szolgáltatta. Az adatok összesítését és az eredmények kiértékelését az R programcsomaggal végeztük (Ihaka & Gentleman 1996). A rajzágörbék elemzése során a fogásokat kétnaponként összegeztük és a görbe megrajzolása során a lowess robusztus simítási eljárást használtuk (Cleveland 1979). Az adatok szóródásának szemléltetéséhez dobozdiagramokat használtunk, amelyek számolása 5 adaton alapult. A Tukey-féle eredeti, robusztus dobozdiagramot használtuk (Byrkit 1987), amely a kvartiliseken alapul. A vizsgált évek összehasonlításához használt clusteranalízis során a Bray-Curtis-féle különbözőséget és a Ward-féle összevonási algoritmust használtuk.

Eredmények és megvitatásuk

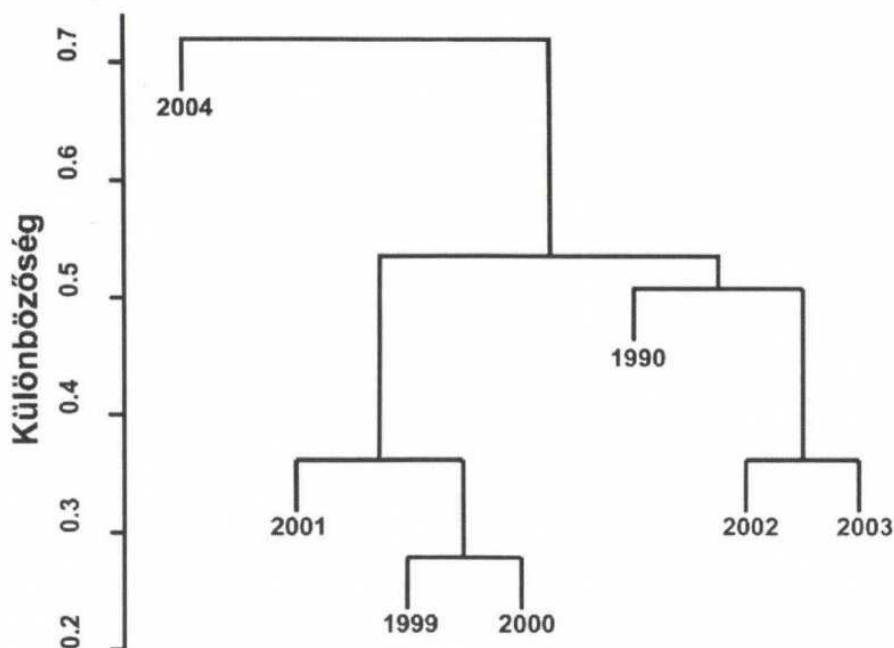
A hét év során a Tohonya-völgyben felállított fénycsapda 115 392 nagylepke példányt fogott (1. táblázat). Az összes fajszám 585 volt, ebből 218 faj minden évben előfordult. 67 fajt csak egyetlen évben fogtunk. A 2000 és 2001-es években a fogott fajszám alatta marad a többi évben gyűjtött értékhez képest. A fajcsökkenés hátterében valószínűleg a populá-

ciódinamikai mélypontok állnak, melyek következtében több faj példányszáma az észlelési küszöb érték alá csökkent (Leskó *et al.* 2001). Ezen a fajok többsége a későbbi évek során ismét foghatóvá vált a fénycsapda révén: pl. *Drepana curvatula* (Borkhausen, 1790), *Cyclophora ruficiliaria* (Herrich-Schaeffer, 1855), *Cerura vinula* (Linnaeus, 1758), *Peribatodes umbraria* (Hübner, 1809), *Chelis maculosa* (Gerning, 1780), *Cucullia gnaphalii* (Hübner, 1813), *Conistra rubiginea* ([Denis & Schiffermüller], 1775), *Dryobotodes eremita* (Fabricius, 1775), *Euxoa obelisca* ([Denis & Schiffermüller], 1775), stb.

A legnagyobb faj és egyedszámot a 2003-as évben tapasztaltuk, ekkor 444 faj 22 578 egyedét fogtuk meg. 2003-ban az évi csapadékösszeg 475,7 mm volt, ami mintegy 130 mm-rel maradt el a terület évi átlagos csapadékmennyiségétől (606,5 mm). Ebben az évben több gradációra hajlamos faj pl. *Operophtera brumata* (Linnaeus, 1758), *Thaumetopoea processionea* (Linnaeus, 1758), *Agrochola macilenta* (Hübner, 1809) elszaporodásának kedveztek a száraz időjárási viszonyok. A clusteranalízis során kapott eredményekből látható (1. ábra), hogy a 2004. év jelentősen elkülönül a többitől. Ennek oka az, hogy a nagy példányszám ellenére, a gyűjtött fajsám viszonylag alacsony volt (1. táblázat). Ebben az évben rekord nagyságú egyedszámot regisztráltunk néhány tavaszi rajzású araszó és bagoly-lepkénél: *Agriopis leucophaeararia* ([Denis & Schiffermüller], 1775) (1714 db), *Agriopis marginaria* (Fabricius, 1776) (1713 db), *Alsophila aescularia* ([Denis & Schiffermüller], 1775) (2245 db), *Apocheima hispidarium* ([Denis & Schiffermüller], 1775) (1872 db), *Orthosia cruda* ([Denis & Schiffermüller], 1775) (2593 db). 1990-től a téli hónapok átlaghőmérsékletét vizsgálva a 2003 és a 2004-es évek voltak a leghidegebbek (2003: -3,43 °C, 2004: -2,27 °C). A csapadékeloszlás egyenletes, a mennyisége átlaghoz közeli volt (2003: 75,2 mm, 2004: 90,9 mm). Az enyhe, csapadékos telekkel szemben, a hideg kiegyenlített csapadékú telek kedvezően befolyásolják a fajok egyedszámának alakulását (Gyulai 1983). A terület viszonylagos csapadékszegénysége a környező magasabb karsztfennsík esőárnyékoló hatásának tulajdonítható. Az élőhely csapadékszegénysége a hótakaró minimális vastagságában is megmutatkozik (Varga *et al.* 1998).

1. táblázat Az évenkénti faj és példányszám alakulása az évi (A), a téli hónapok középhőmérséklete (B) (°C), valamint az évi (C) és a téli csapadékösszegek (D) (mm) tükrében.

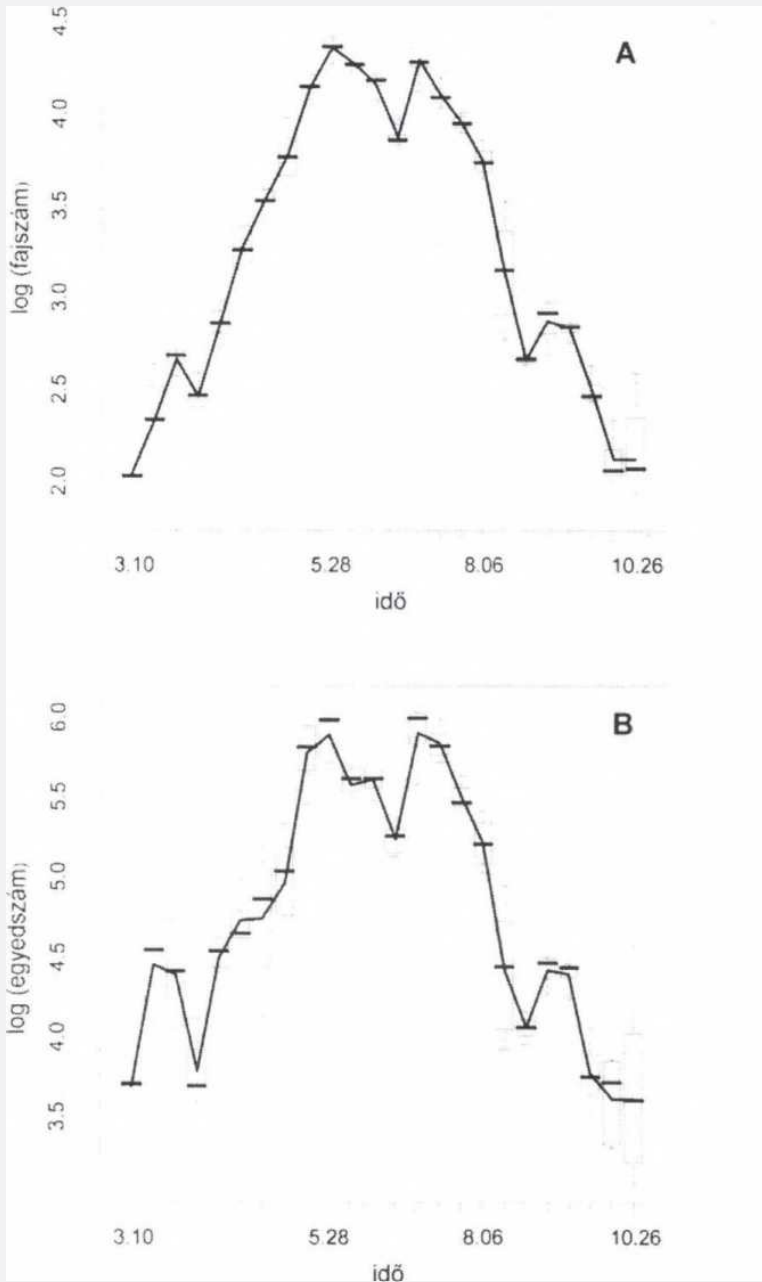
Évek	Fajsám	Példányszám	A	B	C	D
1990	392	12506	9,4	0,03	647,4	68,9
1999	411	15131	9,1	-2,77	714,4	69,9
2000	368	12839	9,8	-1,93	600,1	93,9
2001	368	12266	8,9	0,17	599,4	144,8
2002	432	18613	9,7	-1,60	586,0	29,8
2003	444	22578	9,0	-3,43	475,7	75,2
2004	391	21459	8,5	-2,27	680,9	90,9



1. ábra. A vizsgált évek clusteranalízise az egyedszámok alapján a Bray-Curtis-féle különbséget és a Ward-féle összevonási algoritmust használva.

Az elemzett évek többségében az éves rajzásgörbék elemzése az egyedszám és a fajszám alapján is egy kisebb tavaszi és őszi csúcs mellett két nyári maximumot mutatott (2. ábra). A nyári maximum értéke jelentősen meghaladja a tavaszi és őszi maximumokét. A két nyári maximum elkülönülése időnként kisebb; ilyenkor egy széles, „plató-jellegű” maximum alakul ki. A tavaszi maximum március végére, április elejére esik. Az őszi maximum szeptember elején jelenik meg. A két nyári maximum általában május végén és július elején alakul ki.

A fénycsapda által fogott fajok családonkénti megoszlását a 2. táblázat szemlélteti. A legjelentősebb faj és egyedszámú a Noctuidae és Geometridae család volt, de jelentős volt az aránya az Arctiidae, a Lasiocampidae, Notodontidae és Sphingidae családok fajainak is. Az Endromididae, Lemoniidae, Saturniidae lepkecsaládok kevés fajjal és kis példányszámmal képviseltették magukat az elemzett anyagban, de igen fontos a szerepük a völgy lepkefaunája változatosságában. A hét év során mindösszesen csak néhány példány került elő az *Endromis versicolora* (Linnaeus, 1758), *Agria tau* (Linnaeus, 1758), *Saturnia pyri* ([Denis & Schiffermüller], 1775) és a *Lemonia dumi* (Linnaeus, 1758) lepkefajoknak.



2. ábra. A fajszám (A) és az egyedszám (B) változása a 2003. év során. A fogásokat kétnaponként összegeztük; a dobozdiagramok öt adaton alapulnak; a görbe a lowess robusztus simítási eljárással készült. Egy osztásköz a vízszintes tengelyen 10 napnak felel meg.

2. táblázat. A családok megoszlása a hét év során összesen, valamint a vizsgált években fogott minimum – maximum fajszám és példányszám alapján.

Család	Összes		Minimum		Maximum	
	Fajszám	Példányszám	Fajszám	Példányszám	Fajszám	Példányszám
Geometridae	184	34146	106 ⁽¹⁹⁹⁰⁾	2397 ⁽²⁰⁰¹⁾	136 ⁽²⁰⁰³⁾	10587 ⁽²⁰⁰⁴⁾
Noctuidae	285	49721	172 ⁽²⁰⁰⁰⁾	5733 ⁽²⁰⁰⁰⁾	216 ⁽²⁰⁰³⁾	9641 ⁽²⁰⁰³⁾
Sphingidae	11	2105	7 ⁽¹⁹⁹⁰⁾	175 ⁽²⁰⁰⁴⁾	11 ⁽²⁰⁰²⁾	390 ⁽²⁰⁰¹⁾
Arctiidae	29	21513	19 ⁽²⁰⁰¹⁾	1903 ⁽²⁰⁰¹⁾	26 ⁽²⁰⁰²⁾	5985 ⁽²⁰⁰²⁾
Lasiocampidae	15	3442	9 ⁽²⁰⁰¹⁾	213 ⁽¹⁹⁹⁰⁾	14 ⁽²⁰⁰²⁾	1089 ⁽²⁰⁰³⁾
Notodontidae	30	1861	16 ⁽²⁰⁰⁰⁾	129 ⁽²⁰⁰⁰⁾	28 ⁽¹⁹⁹⁰⁾	569 ⁽²⁰⁰³⁾
Drepanidae	7	817	5 ⁽²⁰⁰⁰⁾	36 ⁽²⁰⁰⁴⁾	6 ⁽²⁰⁰⁴⁾	205 ⁽²⁰⁰³⁾
Lemoniidae	2	200	1 ⁽²⁰⁰¹⁾	9 ⁽²⁰⁰⁰⁾	2 ⁽²⁰⁰³⁾	73 ⁽¹⁹⁹⁰⁾
Lymantriidae	10	906	7 ⁽²⁰⁰⁰⁾	76 ⁽²⁰⁰³⁾	9 ⁽²⁰⁰²⁾	285 ⁽²⁰⁰⁴⁾
Saturniidae	3	61	1 ⁽¹⁹⁹⁰⁾	1 ⁽¹⁹⁹⁹⁾	3 ⁽²⁰⁰³⁾	28 ⁽²⁰⁰³⁾
Thyatiridae	8	618	5 ⁽¹⁹⁹⁰⁾	29 ⁽²⁰⁰¹⁾	7 ⁽²⁰⁰⁰⁾	184 ⁽²⁰⁰³⁾
Endromididae	1	2	0 ⁽¹⁹⁹⁹⁾	0 ⁽¹⁹⁹⁹⁾	1 ⁽²⁰⁰³⁾	1 ⁽²⁰⁰³⁾

A terület átmeneti helyzetének köszönhetően (a Carpathicum és a Pannonicum faunakörzet között) a faunaelemek változatos előfordulása figyelhető meg (Varga 1964). A faunatípusok szerinti állatföldrajzi megoszlás azt mutatja, hogy a fogott fajok 56,87%-a transzpalearktikus (285 faj), 8,15%-a boreo-kontinentális „szibériai” (110 faj), 0,79%-a déli-kontinentális (12 faj), 33,83%-a nyugat-palearktikus (167 faj), 0,04%-a xeromontán (5 faj) és 0,32%-a extrapalearktikus (6 faj). Az elemzett anyag mintegy negyedrészt kitevő nyugat-palearktikus faunaelemek döntő hányadát a holomediterrán fajok adják (96,18%), (135 faj). Jellemző fajai: *Catocala nymphagoga* (Esper, 1787), *Ennomos quercinarius* (Hufnagel, 1767), *Peribatodes umbraria*, *Polyphaenis sericata* (Esper, 1787). Összesen 27 pontomediterrán fajt gyűjtöttünk a hét év során (2,87%). E csoport legjellemzőbb fajai pl. *Phalera bucephaloides* (Ochsenheimer, 1810), *Ocneria rubea* ([Denis & Schiffermüller], 1775), *Dichonia convergens* ([Denis & Schiffermüller], 1775), *Dioszeghyana schmidtii* (Dioszeghy, 1935). A holo- és pontomediterrán fajok kis egyedszámú, de stabil populációkkal fordulnak elő a térségben. Csak két atlanto-mediterrán faj került elő a vizsgálatunk időtartama alatt (0,03%): az araszolók családjába tartozó *Aplocera efformata* (Guenée, 1857) és az *Eulithis mellinata* (Fabricius, 1787). Az *E. mellinata*-t csak egyszer fogta a csapda 1999 júniusában, míg az *A. efformata* igen kis példányszámban (a 2000-es évet kivéve) minden évben előfordult. Az extramediterrán-európai faunaelemek aránya 0,92% volt. Az *Opeprophtera fagata* (Scharfenberg, 1805) és a *Watsonalla cultraria* (Fabricius, 1775) évente 15-20 példánnyal rendszeresen megtalálható a gyűjtött mintákban, míg a *Xestia xant-*

hographa ([Denis & Schiffermüller], 1775) egyedszáma erősen ingadozott az évek során (70 feletti példányszámot regisztráltunk 1990-ben és 2003-ban).

A Tohonya-völgyben a nemorális „üde erdőlakó” fajok 10,11%-ban fordultak elő; közülük 50 fajt gyűjtöttünk. Alacsony egyedszámban volt jelen pl. *Euphyia unangulata* (Haworth, 1809), *Colostygia olivata* ([Denis & Schiffermüller], 1775), *Amphipyra perflua* (Fabricius, 1787), *Notodonta torva* (Hübner, 1800). Az utóbbi években az *Epirrita dilutata* ([Denis & Schiffermüller], 1775), *Cosmia pyralina* ([Denis & Schiffermüller], 1775) és a *Sabra harpagula* (Esper, 1786) jelentősebb arányban fordult elő a fénycsapda anyagban.

A fogott példányszám alapján a silvicol fajok 20,47%-ban fordultak elő (100 faj). Főleg euraszibériai fajok tartoznak közéjük, mint pl. *Lycia hirtaria* (Clerck, 1759), *Lymantria dispar* (Linnaeus, 1758), *Cosmia trapezina* (Linnaeus, 1767), *Orthosia gothica* (Linnaeus, 1758), *Agrochola circellaris* (Hufnagel, 1766), *Eupsilia transversa* (Hufnagel, 1766). A holo- és pontomediterrán fajok közül a *Pyrrhia umbra* (Hufnagel, 1766), *Rusina ferruginea* (Esper, 1785), *Selenia dentaria* (Fabricius, 1775), *Sphinx ligustri* (Linnaeus, 1758), *Saturnia pyri* ([Denis & Schiffermüller], 1775), *Euproctis similis* (Fuessly, 1775) fajokat említhetők.

A karszt jellemző fajai a tölgyesekhez kötődő quercetalis fajok, melyek megoszlása 12,25% volt. Belőlük mintegy hetven fajt fogott a csapda. Tömeges előfordulásúak az alábbiak voltak: *Orthosia cerasi* (Fabricius, 1775), *Orthosia cruda* ([Denis & Schiffermüller], 1775), *Eriogaster rimicola* ([Denis & Schiffermüller], 1775), *Egira conspiciellaris* (Linnaeus, 1758), *Hoplodrina respersa* ([Denis & Schiffermüller], 1775), *Thaumetopoea processionea* (Linnaeus, 1758).

A szubmediterrán molyhostölgyesekhez kötődő lepkék közül hét fajt fogtunk, alacsony példányszámban. Részesedésük 0,06%. Közéjük tartozik: *Asphalia ruficollis* ([Denis & Schiffermüller], 1775), *Cyclophora supunctaria* (Zeller, 1847), *Ennomos quercinarius* (Hübner, 1819), *Phalera bucephaloides* (Ochsenheimer, 1810), *Ocneria rubea* ([Denis & Schiffermüller], 1775), és *Dryobotodes monochroma* (Esper, 1790).

A láprét-láperdei fajok (33 faj) előfordulási aránya 1,8% volt. Ezt a kategóriát összevontuk, így idesoroltuk a lápréteken, a láperdőkben és a két élőhelytípusban egyaránt előforduló fajokat is. A gyűjtött helofil fajok pl. *Eucarta amethystina* (Hübner, 1803), *Eucarta virgo* (Treitschke, 1835), *Hydraecia micacea* (Esper, 1789), *Simyra albovenosa* (Goeze, 1781), *Xestia sexstrigata* (Haworth, 1809). Utóbbi faj a régebbi gyűjtésekben nem szerepelt, a 2000-es évektől terjedőben van.

A hét boreomontán faj részesedése 1,13% volt. Ezek a fajok az alábbiak: *Phylloidesma ilicifolium* (Linnaeus, 1758), *Dysstroma truncata* (Hufnagel, 1767), *Eriopygodes imbecilla* (Fabricius, 1794), *Cucullia lucifuga* ([Denis & Schiffermüller], 1775), *Photodes captiuncula delattini* (Varga, 1970), *Chersotis cuprea* ([Denis & Schiffermüller], 1775), *Mniotype adusta* (Esper, 1790).

A magaskörös (altoherbosa) társulás fajai (32 faj) főleg az euraszibériai és a boreo-kontinentális faunaelemekből kerültek ki. Megoszlásuk 4,69% volt. Magas egyedszámmal képviseltette magát a *Polia bombycina* (Hufnagel, 1766), *Lacanobia contigua* ([Denis & Schiffermüller], 1775), *Cerapteryx graminis* (Linnaeus, 1758), míg *Autographa jota* (Linnaeus, 1758) és *Diarsia brunnea* ([Denis & Schiffermüller], 1775) csupán egy-egy példányban került elő a hét év során.

A mezo-higrofil kategóriába összevontan 42 faj soroltunk. A gyűjtött példányszám alapján ez 6,07%. Ide tartozik pl. a pontomediterrán *Apamea sicula tallosi* (Kovács & Varga, 1969), a holomediterrán *Tyria jacobaeae* (Linnaeus, 1758) és a boreo-kontinentális *Mythimna conigera* ([Denis & Schiffermüller], 1775).

A sztyepp-lejtősztyepp fajok 6,04%-os arányt mutatnak az elemzett anyagban. A magas fajszám (61 faj) azzal magyarázható, hogy az erdők mellett a fenti társulások a legjelentősebbek a térségben. Jellemző fajok: *Semiothisa glarearia* ([Denis & Schiffermüller], 1775), *Scotopteryx bipunctaria* ([Denis & Schiffermüller], 1775), *Idaea aureolaria* ([Denis & Schiffermüller], 1775), *Euxoa aquilina* ([Denis & Schiffermüller], 1775), *Lemonia taraxaci* ([Denis & Schiffermüller], 1775), *Watsonarctia deserta* (Bartel, 1902).

A területen nagyszámú zuzmófogyasztó él, a vizsgálati anyagban a részesedésük 14,09%. A gyűjtött 12 faj a Noctuidae és az Arctiidae családba tartozott: *Laspeyria flexula* ([Denis & Schiffermüller], 1775), *Cryphia* spp., *Setina irrorella* (Clerck, 1759), *Cybosia mesomella* (Linnaeus, 1758), *Eilema* spp.

Gyakoriak azon lepkefajok is, amelyek nem kötődnek egy adott élőhelytípushoz, ezek általánosan elterjedt euryök fajok (71 faj): pl. *Amphipyra pyramidea* (Linnaeus, 1758), *Agrotis exclamationis* (Linnaeus, 1758), *Peribatodes rhomboidarius* ([Denis & Schiffermüller], 1775), *Rhodostrophia vibicaria* (Clerck, 1759), *Laothoe populi* (Linnaeus, 1758), *Macrothylacia rubi* (Linnaeus, 1758), *Spilosoma lubricipedum* (Linnaeus, 1758). Megoszlásuk 19,91% volt.

Azok a faunakomponensek, amelyek nem érték el az 1%-os részesedést (a már említett pubescentális fajokat kivéve) a következők voltak: nádas-lakó (arundifil) 0,04% (4faj), erdőssztyepp-szegélycserjés 0,78% (8 faj), nyír-éger 0,07% (14 faj), nyár-fűz 0,97% (41 faj), vándor 0,99 % (9 faj), sziklagyep 0,09% (9 faj), pinetális 0,2% (8 faj), avarevő 0,27% (4 faj), boróka 0,006% (1 faj), pszamofil 0,002% (1 faj), gombaevő 0,002% (1 faj). Az ilyen fajok általában nem minden év adatsorában szerepeltek, hiszen élőhelyeik a fénycsapda üzemelési helyétől távolabb vannak, illetve eleve alacsonyabb egyedszámúak.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk Wantuchné Dobi 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.

Irodalomjegyzék

- Árnyas, E., Szabó, S., Tóthmérész, B. & Varga, Z. (2004): Lepkefaunisztikai vizsgálatok fénycsapdás gyűjtéssel az Aggteleki Nemzeti Parkban. – *Természetvédelmi Közlemények*, **11**: 319–328.
- Árnyas, E., Szabó, S., Tóthmérész, B. & Varga, Z. S. (2005): Light-trap surveys of the Lepidoptera fauna at the Aggtelek National Park. – *Folia Ent. Hung.*, **66**: 195–206.

- Byrkit, D. R. (1987): *Statistics Today*. – The Benjamin/Cummings Publ. Co., Menlo Park, CA, USA.
- Cleveland, W. S. (1979): Robust locally weighted regression and smoothing scatterplots. – *Journal of American Statistical Association*, **74**: 829–836.
- Gyulai, I. (1983): *A környezeti rendszerek rész-egész problémája egy rendszer vizsgálatának vetületében*. Doktori disszertáció.
- Horváth, R. (szerk.) (1997): *Az Aggteleki-karszt növényvilága*. – Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő, 23 pp.
- Ihaka, R. & Gentleman, R. (1996): R: A language for data analysis and graphics. – *Journal of Computational and Graphical Statistics*, **5**: 299–314.
- Leskó, K., Szabóky, Cs., Szentkirályi, F. & Kádár, F. (2001): *Az erdészeti fénycsapdahálózat hasznosítása a rovarok hosszú távú monitorozásában: Nagylepke-együttesek változásai Tompa, Felsőtárkány és Szentpéterfölde esetében 1962-2000 között*. – Kutatási jelentés, 44 pp.
- Ronkay, L. (1997): Mintavételi módszerek. – In: Horváth, F. et al. (szerk.): *Nemzeti Biodiverzitásmonitorozó Rendszer. VII. Lepkék*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp 65–68.
- 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. (szerk.): *The Fauna of the Aggtelek National Park, II*. Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 443–504.
- 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.
- Varga, Z., Ronkay, L., Bálint, Zs., Gyula, L. M. & Peregovits, L. (2004): *Checklist of the Fauna of Hungary Vol. 3. Macrolepidoptera*. – Hungarian Natural History Museum, Budapest, 114 pp.

Long-term light trap studies on the macro-moth (Lepidoptera: Macroheterocera) fauna of the Aggtelek National Park

Sándor Szabó¹, Ervin Árnys¹, Béla Tóthmérész² and Zoltán Varga¹

¹*Department of Evolutionary Zoology and Human Biology, University of Debrecen,
4032 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary. e-mail: arnyaser@delfin.unideb.hu*

²*Department of Ecology, University of Debrecen, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary.
e-mail: tothmerb@delfin.klte.hu*

Abstract: We analyzed the nocturnal Macrolepidoptera fauna in the Tohonya Valley (Aggtelek National Park) near Jósvalfő by Jermy-type light-trap in 1990 and during 1999-2004. In each year the trap functioned from 5 March until 5 November. During the seven years we collected altogether 115,392 specimens belonging to 585 species. Out of them, 218 species occurred in each studied year. The species belonging to the families Noctuidae and Geometridae were the most abundant. The Arctiidae, Lasiocampidae, Notodontidae and Sphingidae families were also represented in a considerable proportion. The analysis of the flight curves shows two summer peaks and also a smaller spring and an autumn peak. The zoogeographical proportions of the abundances were the following: Transpalearctic (56.87%), Boreo Continental (8.15%), South Continental (0.79%), West Palearctic (33.83%), Xeromontan (0.04%) and Extrapaleartic (0.32%). The faunal components: euryoecious (19.91%), silvicolous (20.47%), nemoral (10.11%), quercetal (12.25%), helophilous (1.8%), boreo-montane (1.13%), altoherbosa (4.69%), meso-hygrophilous (6.07%), steppe (6.04%), lichenophagous (14.09%), other (3.44%).

Key-words: nocturnal Macrolepidoptera fauna, flight curves, weather factors, zoogeographical distribution, faunal components

A természetvédelem hatása közephegységi erdeinkre

Kenderes Kata¹, Tímár Gábor², Ódor Péter¹, Bartha Dénes³, Standovár Tibor¹,
Bodonczai László⁴, Bölöni János⁵, Szmorad Ferenc⁶, Aszalós Réka⁵

¹ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék;

²Állami Erdészeti Szolgálat;

³NYME Növénytan Tanszék;

⁴Nyugat-dunántúli Regionális Fejlesztési Ügynökség;

⁵MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet;

⁶Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság

felelős szerző: Kenderes Kata, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék,
1117 Budapest, Pázmány Péter Sétány 1/C. tel.: +36-1-3812187, fax: +36-1-3812188,
e-mail: kenderes@ludens.elte.hu

Összefoglaló: Van-e mérhető hatása az erdőkre nézve a hivatalos természetvédelmi oltalomnak? Középhegységeink fokozottan védett, védett és nem védett állományainak természetességét hasonlítottuk össze, és elemeztük ennek egyes összetevőit. Vizsgálatunk azokat a jellemzőket érintette, amelyek természetességén a természetvédelem hatóságként ténylegesen képes változtatni. Eredményeink szerint a védett állományok elenyészően természetesebbek, értékeik az országos átlaghoz és a lehetőségekhez képest alacsonyak. A faállomány-összetétel és -szerkezet, a holtfa, a gypszint- és újulat-összetétel természetesebbnek mutatkozott a védett területeken, míg ugyanitt erősebb vadhatást észleltünk. Sajnos védett és fokozottan védett erdőkben is kimutatható az idegenhonos fajok jelenléte, a cserjeszint mesterséges eltávolítása és a talaj károsítása. Alacsony természetességet mutattak az elegyfajok arányát, idős fák jelenlétét, záródás változatosságát, álló és fekvő holtfa mennyiségét leíró indikátorok.

Kulcsszavak: erdő, természetesség, erdőkezelés

Bevezetés

Az erdők többszemponútú megítélésénél egyre nagyobb szerepe van a természetességnek és a természetesség változásának (ld. Scherzinger 1996, Bergstedt 1997, Reif 1999/2000), amely az erdőről és a természetvédelemről szóló magyarországi törvények szellemiségében is tükröződik. A természetesség, ill. a természetes állapottól való eltérés objektív megítélése igen nehéz, elsősorban a múltbeli emberi hatásokra vonatkozó ismeretek hiányosságai miatt (Peterken 1996). Ennek ellenére, a jelenlegi, összetélt, szerkezetet és funkciót jellemző változók alapján kapott természetességi értékszámok egyre fontosabb kritériumai a természetvédelmi célú értékeléseknek és a kezelések megalapozására végzett elemzéseknek (Hoerr 1993, Schmidt 1997). Az utóbbi időszakban több közép-európai országban, ill. régióban hajtottak végre – eltérő módszertannal – erdőtermészetesség értékelést, (pl. Ausztria: Grabherr et al. 1998, Németország: Arbeitskreis Forstliche Landespflege 1996, Svájc: Brasel & Lischke 2001, Baden-Württemberg: Schirmer 1999, Brandenburg: Steinmeyer 2003).

Magyarországon az elmúlt évtizedben több javaslat született az erdők természetességének értékelésére (pl. Bartha et al. 1998, 2003, Mátyás 1996, 1998, Solymos 1998, 2004, Sódor & Madas 1998). Az Országos Erdészeti Adattár adatain alapuló országos érvényű

elemzéseket közölt Bondor & Halász (1998). Az erdők természetességi értékelését célzó önálló terepi felmérés és annak eredményeire alapozott értékelés csak a TERMERD projekt keretében készült (Bartha et al. 2003, Bölöni et al. 2005a,b, Ódor et al. 2005, Kenderes et al. 2005, Standovár et al. 2005).

E munka során természetesség alatt a természeti folyamatok szabad érvényesülését, és az e folyamatok által kialakított jellemzők meglétét értjük (Peterken 1996). Referenciának azt a (rendszerint elméleti konstrukcióként előálló) természetes erdőképet tekintjük, amely emberi hatásoktól mentesen, a természetes erdődinamikai folyamatok során alakul ki. Ennek megítélésénél az összetételre vonatkozó ismeretek mellett figyelembe vettük a különböző potenciális természetes erdőtársulások feltételezett vagy ismert jellemző bolygatási rezsimje során megjelenő, feltehetően jellemző szerkezeti elemeket is. Felmérésünk alapvetően erdészeti – botanikai jellegű, zoológiai vonatkozásokat csak néhány szerkezeti elemén keresztül (pl. holtfa, mikroélelőhelyek) vettünk figyelembe.

A természetességet több léptékben (állomány – táj – régió) van értelme elemezni, a különböző léptékekben végrehajtott vizsgálatok viszont eltérő módszertant kívánnak. Vizsgálatunk az állomány (erdőrészlet) léptékben értékeli a természetességet, viszont külön elemzi az erdei életközösség különböző kritériumait (faállomány-, cserjeszint-, gypeszint-, újulat-összetétel és -szerkezet, valamint holtfa, vadhatás, termőhely).

Jelen vizsgálatunk kérdései

(1) A természetvédelem az erdők mely természetességi jellemzőire van hatással? Ennek nyomán milyen eltéréseket mutat a fokozottan védett, védett és nem védett természetes fafajú erdők természetessége? A kérdés objektív megválaszolása végett több szempontból is jelentősen szűkítettük a vizsgálatot.

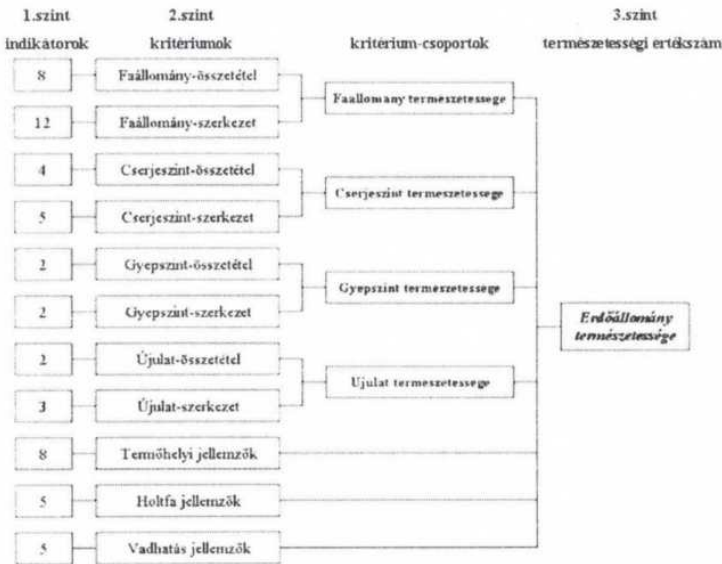
(2) A különbségek milyen mértékben nyilvánulnak meg a természetesség kritériumaiban?

(3) Melyek azok a jellemzők, amelyek természetessége a jelen keretek közt is növelhető lenne?

Módszerek

TERMERD projekt

„A magyarországi erdők természetességének vizsgálata (TERMERD)” c. projekt (2001–2004) célja, hogy egy országos, reprezentatív minta alapján, objektív módszerekkel, sok szempont figyelembe vételével értékelje a magyarországi erdők erdőrézlet léptékű természetességi állapotát. A TERMERD projekt keretében rétegzett véletlenszerű mintavétel segítségével csaknem 3000 hazai, 3-10 ha alapterületű erdőrézletet választottunk ki, s végeztük el felvételezésüket. A mintában a potenciális természetes erdő-társulások aránya megegyezik az országos arányokkal. Az állományok természetességét 56, terepen felvett indikátor segítségével elemeztük, melyekhez a feldolgozás során értékszámokat rendeltünk (1. értékelési szint). Az indikátorokat aszerint csoportosítottuk, hogy mely kritériumokat (faállomány-összetétel, faállomány-szerkezet, cserjeszint-összetétel, cserjeszint-szerkezet, gypeszint-összetétel, gypeszint-szerkezet, újulat-összetétel, újulat-szerkezet, holtfa, vadhatás, termőhely) jellemzik, s ezen a szinten is származtattuk a természetességi értékeket



1.ábra A TERMERD projekt során felvett adatok és a belőlük számolt kritériumok, kritérium-csoportok, valamint az erdőállomány természetességének viszonya

(2. értékelési szint). Ezen kritériumok természetességi értékszamaiból állt össze az erdő-részlet természetességi mutatója (3. értékelési szint). A felmérés és értékelés felépítéséről az 1. ábra ad áttekintést. Az 1. és 3. értékelési szintben figyelembe vettük, hogy a természetesség bizonyos sajátosságait másképp kell megítélni a különböző potenciális természetes erdőtürsülések esetében. A felvételezés és az értékelés részletes módszertani ismertetése, továbbá a projekt bemutatása megtalálható a <http://ramet.elte.hu/~ramet/project/termerd> honlapon.

A középhegységi állományok összehasonlítása

Jelen munkánkban a projekt teljes adatbázisából az Északi- és a Dunántúli-középhegység nem védett, védett és fokozottan védett státuszú, természetes fafajú, felújítás alatt nem álló erdőállományainak adatait használtuk fel. E két erdőgazdasági tájra azért esett a választásunk, mert a vegetáció és a termőhely tekintetében egyaránt a legkevésbé átalakítottak, ezért itt valóban az elmúlt évtizedek gazdálkodásának, ill. a természetvédelem tevékenységének hatását tudjuk vizsgálni. Ugyanilyen okból hagytuk ki a rosszul reprezentált idegenhonos és termőhelyidegen állományokat (ezek léte és állapota ráadásul vizsgálatunk tárgyától független).

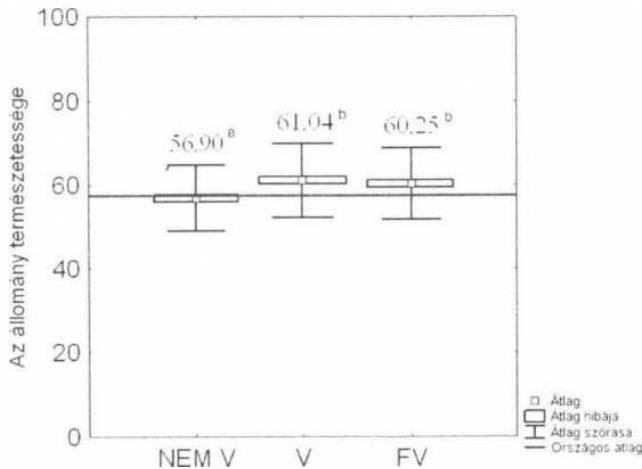
A vizsgálat során véletlenszerűen kiválasztott 100-100 nem védett és védett, valamint az adatbázisban levő összes (91 db) fokozottan védett állomány természetességét hasonlítottuk össze. Mivel az állomány természetessége több kritérium értékéből adódik össze,

vizsgáltuk az egyes természetességi kritériumok, továbbá az azokat felépítő indikátorok értékeit is. Vizsgálatunkat azokra az indikátorokra koncentráltuk, amelyek természetességén a természetvédelem hatóságként ténylegesen képes változtatni. Ezek elsősorban a faállomány összetételére és szerkezetének változatosságára, az idős és holtfák mennyiségére, a cserjeszint eltávolításának nyomaira, a vad hatására és a talaj károsítására vonatkoztak. Tételes felsorolásukat a 2. táblázat tartalmazza.

A csoportokat ANOVA, illetve többszörös összehasonlítás felhasználásával vetettük össze. Ha a paraméteres próbák feltételei nem valósultak meg, akkor nem-paraméteres statisztikai eljárásokat (Kruskal-Wallis-teszt, nem parametrikus többszörös összehasonlítás) alkalmaztunk (Zar 1999).

Eredmények

A három csoport állományainak erdőrészlet szintű természetességét összehasonlítva azt találtuk, hogy a védett és fokozottan védett állományok értékei csekély mértékben, de szignifikánsan magasabbak, mint a nem védett állományoké, bár a védett területek értékei az országos átlaghoz és a lehetőségekhez képest alacsonyak (2. ábra). A tökéletesen művi állapot (0) és a teljesen természetes állapot (100) között a tartomány felénél helyezkednek el. Érdekes ismét hangsúlyozni, hogy idegenhonos és termőhelyidegen fafajú részletek nem szerepeltek a vizsgálatban! Feltűnő továbbá, hogy az elsődleges természetvédelmi prioritást élvező fokozottan védett területek ugyancsak alig különböznek el a nem védettektől.



2. ábra A nem védett (NEM V), védett (V) és fokozottan védett (FV) állományok természetességi értékei (átlag, átlag szórása, szórás feltüntetésével) és az országos átlag természetes fafajú állományok esetén (folytonos vonal, 57,6). A védett és nem védett erdők átlagai szignifikánsan különböznek (ANOVA $F(2, 291)=6,91$ $p<0,01$), a számok az átlagokat, a betűk a többszörös összehasonlítások eredményét mutatják.

Az egyes természetességi kritériumokat összehasonlítva elmondható, hogy hat esetben találtunk szignifikáns különbséget a nem védett illetve a védett és fokozottan védett állományok közt (1. táblázat). Ezekben az esetekben a védett és fokozottan védett állományok nem különültek el egymástól. A hatból egy esetben, a vadhatás kritériumában a nem védett állományok mutatkoztak természetesebbnek. A faállomány-összetétel és -szerkezet, a gypeszint- és újulat-összetétel, illetve a holtfa viszont a védelem alatt álló erdőrészekben mutatkozott természetesebbnek. Az elérhető 100 pontból általában az összetételi változók érték el magasabb pontértékeket, a holtfa, az újulat- és a faállomány-szerkezet kapta a legalacsonyabb pontszámokat minden csoportban.

1. táblázat A különböző rendeltetésű állományok kritériumainak természetessége (átlag ± átlag szórása). A csoportokat ANOVA ill. Kruskal-Wallis-teszt alapján hasonlítottuk össze, a felső indexben megjelenő betűk a Newman-Keuls, illetve nemparametrikus többszörös összehasonlítások alapján kapott szignifikáns ($p < 0,05$) elkülönülést mutatják. Jelmagyarázat: * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$, n.s. = nem szignifikáns.

Kritérium	A csoportok átlagai			Kruskal-Wallis teszt H; p	ANOVA F; p
	Nem védett	Védett	Fokozottan védett		
Faállomány- összetétel	63,84±1,27 ^a	69,45±0,92 ^b	68,18±1,38 ^b	12,63; **	
Faállomány-szer- kezet	36,99±0,84 ^a	43,97±1,28 ^b	44,47±1,28 ^b	23,19; ***	
Cserjeszint- összetétel	79,86±2,89	87,36±2,10	88,16±2,23	4,99; n.s.	
Cserjeszint-szer- kezet	82,36±1,95	77,93±1,98	76,77±2,13		2,14; n.s.
Gypeszint-össze- tétel	59,80±2,62 ^a	75,23±2,04 ^b	75,58±2,46 ^b	25,29; ***	
Gypeszint-szer- kezet	64,11±2,66	70,26±2,90	71,35±2,72		1,99; n.s.
Újulat-összetétel	95,60±1,27 ^a	99,45±0,41 ^b	99,56±0,26 ^b	26,89; ***	
Újulat-szerkezet	31,04±2,92	31,97±2,85	25,75±2,69		1,36; n.s.
Holtfa	10,48±1,37 ^a	24,19±2,58 ^b	21,49±2,70 ^b	18,54; ***	
Vadhatás	64,14±2,75 ^a	52,56±2,46 ^b	51,17±2,87 ^b		7,08; ***
Termőhely	79,70±1,47	78,08±1,53	78,72±1,40		0,32; n.s.

2. táblázat A természetvédelmi gyakorlat szempontjából fontosnak tartott indikátorok természetessége (átlag \pm átlag szórása). A csoportokat Kruskal-Wallis-teszt alapján hasonlítottuk össze. A felső indexben megjelenő betűk a nemparametrikus többszörös összehasonlítások alapján kapott szignifikáns ($p < 0,05$) elkülönülést mutatják. Jelmagyarázat: * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$, n.s. = nem szignifikáns.

Kritérium	A csoportok átlagai			Kruskal-Wallis teszt H; p
	Nem védett	Védett	Fokozottan védett	
Természetes elegyfajok száma	42,25 \pm 2,97	39,55 \pm 3,27	48,84 \pm 3,63	4,20; n.s.
Természetes elegyfajok aránya	18,50 \pm 2,56a	30,10 \pm 3,21b	36,81 \pm 3,49b	17,36; ***
Idegenhonos fajok elegyaránya	96,60 \pm 0,85	98,80 \pm 0,38	98,40 \pm 0,52	5,72; n.s.
Termőhelyidegen fajok elegyaránya	97,50 \pm 0,69	99,50 \pm 0,41	99,56 \pm 0,31	15,80; ***
Lombkoronaszint záródás min. értéke	21,20 \pm 2,69a	33,00 \pm 3,20b	35,60 \pm 3,50b	12,11; **
Lékek mennyisége	24,30 \pm 4,06	38,80 \pm 4,61	36,70 \pm 4,57	6,17; *
Záródás mozaikossága	30,50 \pm 4,06a	51,00 \pm 4,29b	54,94 \pm 4,39b	17,79; ***
Korosztálymegoszlás	21,00 \pm 3,17a	34,50 \pm 3,70b	38,35 \pm 4,48b	9,97; **
Szintezettség	18,60 \pm 2,34	23,10 \pm 2,93	21,64 \pm 2,87	0,55; n.s.
Idős fák száma	40,00 \pm 0,00	40,20 \pm 0,78	41,09 \pm 1,05	0,44; n.s.
Lábon álló holt fák egyedaránya	5,20 \pm 1,58	10,00 \pm 2,20	7,032 \pm 1,92	2,88; n.s.
30 cm-nél vastagabb álló holtfák száma/ha	5,30 \pm 1,53a	17,70 \pm 3,04b	15,82 \pm 3,13a	17,30; ***
Fekvő holtfa mennyisége	27,50 \pm 3,36a	43,00 \pm 3,76b	42,85 \pm 3,71b	12,29; **
30 cm-nél vastagabb fekvő holt fák száma/ha	8,70 \pm 1,72a	23,80 \pm 3,57b	19,67 \pm 3,45a	7,63; *
Cserjeszint eltávolításának nyoma	92,00 \pm 2,73	92,00 \pm 2,73	93,40 \pm 2,62	0,18; n.s.
Rágott egyedek aránya a cserjeszintben	46,00 \pm 3,67a	29,75 \pm 2,99b	33,24 \pm 3,52b	11,54; **
Rágott egyedek aránya a gyepszintben	57,25 \pm 3,99a	43,25 \pm 3,66b	47,52 \pm 3,79a	6,63; *

Túrás, taposás, kaparás, vadcsapás területaránya	76,10±2,89	73,60±3,13	70,43±3,38	2,13; n.s.
Vadhatás miatt hiányzó szint	93,50±1,90	90,25±2,13	85,43±2,53	7,81; *
Talajtömörítéssel károsított terület	82,50±3,23	76,25±3,58	82,96±3,40	2,46; n.s.
Talajréteg keveredés	95,00±2,19	94,00±2,39	87,91±3,44	3,94; n.s.
Talajsebzés	88,00±3,26	92,00±2,73	95,60±2,16	3,64; n.s.

A faállomány-összetétel egyes indikátorainak vizsgálatakor (2. táblázat) azt találtuk, hogy az elegyfák száma alapján szignifikáns különbség nem mutatkozik a csoportjaink között, és a védett állományok átlagos természetességi pontszáma a legalacsonyabb. Az elegyfajok összesített elegyarányában találtunk szignifikáns eltérést, az átlagpontszámok a védett állományokban valamivel magasabbak. Azonban még a fokozottan védett állományok is a lehetséges 100-ból csak 40 pont alatti értéket értek el, ami azt jelenti, hogy az állomány mindössze 3-4%-át alkotják elegyfajok. Az idegenhonos és termőhelyidegen fajok arányát a természetes fajösszetételű állományok kiválasztásával nagyrészt meghatároztuk, ezért csoportjaink között a különbség minimális, jóllehet az utóbbi esetében szignifikáns.

A faállomány-szerkezet indikátorai közül alacsony természetességi értéket (50 pont alatt) kapott a korosztály-szerkezet, a színteztettség, a lékek mennyisége, a záródás változatosága, és az idős fák száma. Szignifikáns különbség mutatkozott a korosztálymegoszlásban, a lékek mennyiségében és a záródás változatoságában, mozaikosságában. A holtfa jellemzésére használt indikátorok nagyon alacsony természetességi értéket értek el. Szignifikáns különbség a fekvő holtfa mennyiségében és a vastag fekvő és álló holtfa mennyiségében mutatkozott. Nem volt különbség a cserjeszint eltávolítását mutató indikátorunk értékében. A védett erdők 6-8%-ában találtuk nyomát cserjeirtásnak. A vadhatás indikátorai közül a cserjeszint és gypeszint rágottsága és a vad hatása miatt hiányzó szintek száma szignifikánsan alacsonyabb pontszámokat kapott a védett és fokozottan védett állományokban. A vad talajra gyakorolt hatásában viszont nincs jelentős különbség. Nem találtunk különbséget az emberi talaj-károsítást (talajfelszín-sebzés, talajréteg keveredés, talajtömörítés) leíró indikátorok értékeiben sem.

Értékelés

Munkánkban 291 erdőállományt vizsgáltunk a Dunántúli- és Északi-középhegység területéről. A védett és fokozottan védett állományok csekély mértékben természetesebbnek bizonyultak a nem védetteknél, bár természetességükkel korántsem lehetünk elégedettek.

Magyarország erdeinek kb. 21%-a védett terület. A védett erdők többségében – a fokozottan védett területek kivételével – egyszerre érvényesülnek a gazdasági célú fatermesztés és a természetvédelmi oltalom prioritásai. A védett erdőket gazdasági érdekeltsgű erdészeti részvénytársaságok kezelik vágásos üzemmódban éppúgy, mint a környező nem

védett állományokat. A kezelési különbséget többnyire az jelenti, hogy az illetékes természetvédelmi hatóság korlátozásokat fogalmaz meg a védett állományokban történő munkák kapcsán. Ez legtöbbször a vágáskor emelését, a vegetációs időszakon kívüli termelést, a természetes felújítás hangsúlyozását, véghasznalatokban hagyásfák meghagyását és a vágásterületek nagyságának csökkenését jelenti. Vizsgálatunk kapcsán szeretnénk néhány egyéb szempontra is felhívni a figyelmet, mivel úgy gondoljuk, hogy különösen a védett és fokozottan védett erdőterületeken mielőbb fordulatszerű szemléletváltásra van szükség az erdőkezelési és a természetvédelmi szakhatósági gyakorlatban.

Munkánk azt mutatta, hogy a faállomány jellemzői természetesebbnek bizonyultak a védett állományokban, bár a szerkezet alacsony természetességi értéket ért el. Ennek kialakulásában az is szerepet játszott, hogy a védett erdőállományok kijelölésében eredetileg nagyobb szerepet játszottak a florisztikai, faunisztikai szempontok, mint az erdő szerkezeti ill. funkcionális sajátosságai. Ily módon a faállomány-összetétel vizsgált indikátorait egyelőre nagyrészt örökölt adottságok határozzák meg. Néhány problémára azonban érdemes felhívni a figyelmet. Továbbra is léteznek olyan védett és fokozottan védett állományok, amelyekben vannak termőhelyidegen, illetve idegenhonos fafajok, és/vagy alacsony az elegyfajok száma és aránya az állományokban. Kevés az idős fa, holott ennek kiemelkedő jelentősége lenne az erdőben (ld. pl. Sódor 2000). Szintén alacsonyak a horizontális és vertikális változatosságra utaló indikátorok értékei. Kívánatos volna tehát az elegyfajok arányának növelése, az idegenhonos és a termőhelyidegen fafajok lecserelése, olyan csoportos elő- és véghasznalatok alkalmazása, amelyek a korszerkezetet, szintezettséget, záródásmintázatot változatosabbá tennék. Ez még a vágásos üzemmód keretein belül is lehetséges, a hagyományos hálózatos, sematikus módszerek felhagyásával. A holtfa jellemzői nagyon alacsony természetességi értéket kaptak a védett állományokban is, bár a földön fekvő holtfa mennyisége és a vastag álló holtfák száma szignifikánsan nagyobb a nem védett állományokhoz képest. A holt faanyag, különösen a nagyméretű elhalt törzsek igen fontosak számos élőlénycsoport (gombák, rovarok, mohák, odúlakó madarak, denevérek) erdei biodiverzitásának fenntartásában (Harmon et al. 1986, Csóka 2000). A gazdálkodás alatt álló erdőkben a holtfa mennyisége töredéke a gazdálkodástól régóta mentes erdőkének (pl. európai bükkösökre vonatkozóan Christensen et al. 2005, skandináv boreális erdőkre Siitonen 2001). Természetességének növelése a gazdálkodás során minden többlétfordítás nélkül lehetséges, mennyiségét még a természetvédelmi célt nem szolgáló erdőkben is könnyen lehet növelni, például a kitermelt faanyag értéktelen részének helyben hagyásával, magasabb tuskók visszahagyásával (Csóka 2000). A cserjeszint természetességére általában nincs közvetlen hatása a kezelésnek. Kivételt képez, amikor a gazdálkodási tevékenység – rendszerint az erdőfelújítás – megkönnyítése érdekében a cserjéket eltávolítják. Vizsgálatunk azt mutatta, hogy ez a gyakorlat sajnálatos módon még a védett és a fokozottan védett állományokban is előfordul. Úgy gondoljuk, hogy ez nem feltétlenül szükséges velejárója a gazdálkodásnak, kiváltható más véghasznalati technológiák alkalmazásával. A természetvédelem fel kell hívja a figyelmet a cserjeszint szerepére (Szmorad 2000), és legalább a védett állományokban meg kellene tiltani a cserjeirtás tevékenységét. A vadhatás kritériuma talán nem várt eredményt hozott. Egyrészt meg kell jegyezzük, hogy ezek azok az indikátoraink, amelyek megítélése a legnehezebb. De ha feltételezzük, hogy a felvéte-

lezők mindig ugyanazon irányban voltak szubjektívek – nem feltétlenül tudván, hogy az éppen felvételezett állomány védett rendeltetésű -, akkor a különbség valószínűleg tekinthető. Vagyis védett erdőkben erősebbnek tűnik a vadhatás. Ennek okai között bizonyára az is szerepel, hogy kevésbé feltártak, nehezebben megközelíthetőek ezek az állományok, ezért itt kisebb a zavarás. De minthogy a vadnak a talajra gyakorolt hatásában nem mutatkozó lényeges különbség, az is lehetséges, hogy ugyanakkora vadsűrűségnél nagyobb hatás mutatható ki a növényzeten. A társulások megoszlása ugyanis nem volt teljesen egyező a csoportokban: a védett és fokozottan védett állományokban a szikla-, szurdok- és törmelék-lejtő-erdők valamint a bükkösök nagyobb arányban szerepeltek. A nem védett állományokban a gyertyános-tölgyesek, cseres-tölgyesek voltak többségben. A védett állományokban ennek kapcsán gyérebb volt a cserjeszint, ami nagyobb mértékű rágottságot eredményez azonos vadsűrűség mellett.

A termőhely vizsgálata arra hívja fel a figyelmet, hogy a védett és nem védett állományokban hasonló mértékben előfordul a talajsebzés, talajréteg-keveredés, talajtömörítés, ami maradandó károsítást jelent az erdőben.

Tehát több olyan jellemzőt is találtunk, amelynek nagyon alacsony a természetessége habár erre a természetvédelem hatóságként hatással lehet(ne). Csekély a különbség továbbá a védett és nem védett állományok között. Találtunk olyan indikátorokat (pl. cserjeszint eltávolítása, álló és fekvő holtfa mennyisége, záródás változatossága), amelyek természetessége rövidtávon, kevés költséggel növelhető lenne. Elemzésünkéből azt a következtetést is levonhatjuk, hogy a természetvédelem jelenlegi, tiltásokra alapozott eszközrendszerével elérhető eredmények a vizsgált időtávlatban nem, vagy kevésbé jelentkeznek.

Irodalomjegyzék

- Arbeitskreis Forstliche Landespflege (1996): *Waldlebensräume in Deutschland. Ein Leitfa-den zur Erfassung und Beurteilung von Waldbiotopen.* – Ecomed, Landsberg.
- Bartha, D., Bölöni, J., Ódor, P., Standovár, T., Szmorad, F. & Tímár, G. (2003): A magyar-or-szági erdők természetességének vizsgálata. – *Erdészeti Lapok* **138**: 73–75.
- Bartha, D., Szmorad, F. & Tímár, G. (1998): A magyarországi erdők természetességének erdőrésztlet szintű értékelési lehetősége. – *Erdészeti Lapok* **133**: 74–77.
- Bergstedt, J. (1997): Theorie des Naturschutzes. – In: *Handbuch Angewandter Biotopschutz* II-3., 10. – Erg. Lfg. 10/97: 3–10.
- Bondor, A. & Halász, G. (1998): Természetközeli erdeink és lehetséges bővítésük. – In: Solymos, R. (szerk.): *Természetközeli erdő- és vadgazdaság, környezetbarát fagazdaság.* (Tanulmánykötet.) – MTA Agrártudományok Osztálya Erdészeti Bizottsága, Budapest, p. 11–19.
- Brassel, P. & Lischke, H. (2001): *Swiss National Forest Inventory: Methods and Models of the Second Assessment.* – WSL Swiss Federal Research Institute, Birmensdorf.
- Bölöni, J., Bartha, D., Standovár, T., Ódor, P., Kenderes, K., Aszalós, R., Bodonczai, L.,

- Szomorad, F. & Tímár, G. (2005a): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata I. Kutatási előzmények és mintavételezés. – *Erdészeti Lapok* **140** (5): 152–154
- Böölöni, J., Bartha, D., Standovár, T., Ódor, P., Kenderes, K., Aszalós, R., Bodonczai, L., Szomorad, F. & Tímár, G. (2005b): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata II. Az erdők természetességének elemzése tájak és erdőtársulások szerint. – *Erdészeti Lapok* **140** (6): 198–201
- Christensen, M., Hahn, K., Mountford, E.P., Ódor, P., Standovár, T., Rozenbergar, D., Diaci, J., Wijdeven, S., Meyer, P., Winter, S. & Vrska, T. (2005): Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. – *For. Ecol. Manage.* **210**: 267–282.
- Csóka, Gy. (2000): Az elpusztult, korhadó fa szerepe az erdei biodiverzitás fenntartásában. – In Frank, T. (szerk.) *Természet – Erdő – Gazdálkodás*. – MME & Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger
- Graherr, G., Koch, G., Kirchmeir, H. & Reiter, K. (1998): Hemerobie österreichischer Waldöko-Systeme. *Veröffentlichungen des Österreichischen MaB-Programms*, Band **17**. – Universitätsverlag Wagner, Innsbruck.
- Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack, K. & Cummins, K.W. (1986): Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. – *Adv. in Ecol. Res.* **15**: 133–276.
- Hoerr, W. (1993): The concept of naturalness in environmental discourse. – *Nat. Areas Jour.* **13**(1): 29–32.
- Kenderes, K., Tímár, G., Aszalós, R., Bartha, D., Bodonczai, L., Böölöni, J., Ódor, P., Standovár, T., & Szomorad, F. (2005): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata IV. Az erdőgazdálkodás hatása a természetességre. – *Erdészeti Lapok* **140** (9): 259–261.
- Mátyás, Cs. (1996): *Erdészeti ökológia*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Mátyás, Cs. (1998): Alapelvek és szempontok a hazai erdők természetességének megítéléséhez. – *Erdészeti Lapok* **133**: 282–284.
- Ódor, P., Böölöni, J., Bartha, D., Kenderes, K., Szomorad, F., Tímár, G., Standovár, T., Aszalós, R. & Bodonczai, L. (2005): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata III. A faállomány és a holtfa természetességének értékelése. – *Erdészeti Lapok* **140** (7–8): 226–229.
- Peterken, G. F. (1996): *Natural Woodland. Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions*. – University Press, Cambridge.
- Reif, A. (1999/2000): Das naturschutzfachliche Kriterium der Naturnähe und seine Bedeutung für die Waldwirtschaft. – *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* **8**: 239–250.
- Scherzinger, W. (1996): *Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung*. – Ulmer, Stuttgart.
- Schirmer, C. (1999). Überlegungen zur Naturnähebeurteilung heutiger Wälder. – *Allg. Forst und Jagd Zeitung* **170**: 11–18.
- Schmidt, P. (1997): Naturnahe Waldbewirtschaftung – Ein gemeinsames Anliegen von Naturschutz und Forstwirtschaft? – *Naturschutz und Landschaftsplanung* **29** (3): 75–82.
- Sitonen, J. (2001): Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. – *Ecol. Bull.* **49**: 11–42.

- Sódor M. (2000): Idős facsoportok és fák jelentősége az erdőben, a hagyásfacsoportok és hagyásfák jelentősége. – In Frank, T. (szerk.) *Természet – Erdő – Gazdálkodás*. – MME & Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger
- Sódor, M. & Madas, K. (1998): Az erdők természetességének értékelése az erdőtervezés során. – In: Solymos, R. (szerk.): *Természetközeli erdő- és vadgazdaság, környezetbarát fagazdaság*. (Tanulmánykötet.) – MTA Agrártudományok Osztálya Erdészeti Bizottsága, Budapest, p. 20–41.
- Solymos, R. (1998): Természetközeli erdő. – In: Solymos, R. (szerk.): *Természetközeli erdő- és vadgazdaság, környezetbarát fagazdaság*. (Tanulmánykötet.) – MTA Agrártudományok Osztálya Erdészeti Bizottsága, Budapest, p. 7–10.
- Solymos, R. (2004): A természetközeli erdei ökoszisztémák néhány elvi és gyakorlati kérdése. – In: Csete, L. & Várallyay, Gy. (szerk.): *Agroökológia*. – „Agro-21” Füzetek 37: 139–145.
- Standovár, T., Aszalós, R., Bartha, D., Bodoncz, L., Bölöni, J., Kenderes, K., Ódor, P., Szmorad, F. & Timár, G. (2005): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata IV. Miért kell, s hogyan érdemes az erdők természetességével foglalkozni. – *Erdészeti Lapok* 140 (10): 286–289
- Steinmeyer, A. (2003): Verfahren der Naturnähebestimmung in Brandenburg. – *Allgemeine Forst Zeitschrift / Der Wald* 3: 143–145.
- Szmorad, F. (2000). A cserjeszint szerepe. – In Frank, T. (szerk.) 2000. *Természet – Erdő – Gazdálkodás*. – MME & Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger
- Zar, J. H. (1999): *Biostatistical Analysis*. – Prentice Hall, New Jersey.

The impact of conservation on the forests in the Hungarian mountain chain

Kata Kenderes¹, Gábor Timár², Péter Ódor¹, Dénes Bartha³, Tibor Standovár¹, László Bodonczai⁴, János Bölöni⁵, Ferenc Szmorad⁶, Réka Aszalós⁵

¹*Loránd Eötvös University, Institute of Biology, Department of Plant Taxonomy and Ecology*

²*Hungarian State Forest Service*

³*University of West Hungary, Department of Plant Sciences*

⁴*West Pannon Regional Development Council*

⁵*Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences*

⁶*Directorate of Aggtelek National Park*

Do conservation measures make a difference in forest naturalness? We compared the stand scale naturalness of protected forests with that of unprotected ones in the Hungarian mountain chain. Total naturalness was assessed using data of field surveyed indicators of several naturalness criteria (for methodical details consult the homepage of the project: „Assessing forest naturalness in Hungary” <http://ramet.elte.hu/~ramet/project/termerd>). In this analysis we used those characteristics, on which conservation practice can have real effect. Our results show that there is only little difference in total naturalness between protected and unprotected stands. Composition and structure of canopy layer, deadwood characteristics, composition of forest floor vegetation and regeneration got higher naturalness values in protected stands, whereas based on the effects of game, unprotected stands got higher values. Occurrence of non-indigenous tree species, signs of shrub removal and soil damage were all shown in both protected and unprotected stands. We found very low values of the following important naturalness indicators: proportion of associate tree species, number of old/veteran trees, variance of canopy closure, and volume of lying and standing dead wood.

Keywords: forest, naturalness, conservation, forest management

Vadkizárás hatásának vizsgálata egy déli-bükki endemikus erdőtársulásban: kompozíció, produktivitás és virágzási siker

Arany Ildikó*, Török Péter^{2,3}, Aszalós Réka⁴ és Matus Gábor²

¹CEEWEB Budapesti Iroda, 1021 Budapest, Kuruclesi út 11/a

²DE TEK, Növénytan Tanszék, 4010 Debrecen, Egyetem tér 1., Pf.: 14

³DE TEK, Ökológiai Tanszék, 4010 Debrecen Egyetem tér 1., Pf.: 71

⁴MTA ÖBKI 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2-4.

* felelős szerző: e-mail: arany@ceeweb.org

Összefoglaló: Egy délkeleti-bükki dolomit tölgyesben (*Cirsio-Quercetum*) hosszú távú vadkizárási kísérlet indult 1991-ben, két állandó kvadrát (bekerített, legelt) kijelölésével. 2004 júliusában kvadrátonként 12 db 1×1 m-es állandó kiskvadrát fajlistáját és a fajok virágzó hajtásszámát jegyeztük fel, majd augusztusban 12-12 db 25×25 cm-es területről föld feletti fitomassza-mintát vettünk. Az élő és holt fitomassza mennyisége egyaránt szignifikánsan magasabbnak bizonyult a vadkizárt területen. Az átlagfajszám és az évelők gyakorisága magasabb, az egyévesek gyakorisága alacsonyabb volt a vadkizárt területen. Az elkerített terület gyepszintjének produktivitása és a legtöbb faj virágzási sikere nőtt. A kizárást követően a természetvédelmi szempontból értékes fajok szaporodási esélyei növekedtek. A degradációtűrő gyenge kompetitor egyéves fajok, és a mérgező *Vincetoxicum hirundinaria* virágzási sikere viszont jelentősen csökkent.

Kulcsszavak: Vadkizárás, virágzási siker, fitomassza, legelés, *Cirsio-Quercetum*

Bevezetés

A legelő patásoknak az őket eltartó növényközösségek egészére gyakorolt hatása fontos és összetett, sok tényezőtől függ (Noy-Meir *et al.* 1989; Jensch 2004). Ilyen például a legelés erőssége és szelektivitása, a növényközösség kompetíciós viszonyai, a legeléssel járó egyéb fizikai hatások erőssége, a termőhely abiotikus jellemzői, a növénypopulációk megtelepedését biztosító propagulumforrások mennyisége és minősége (Tilman 1993). Ezek alapján a patások lehetnek a növényközösségre pozitív, fenntartó hatással, mint ahogy okozhatják annak enyhébb vagy súlyosabb fokú degradációját, szélsőséges esetben akár pusztulását is (Oba *et al.* 2001; Wilson & Tilman 2002, Katoh *et al.* 1998). A legelés természete, hogy a legelő szervezet nagyszámú préda egyedét támad meg, de ezeknek többnyire csak egy-egy részét fogyasztja el, így tevékenysége az esetek többségében rövidtávon ritkán okozza a prédaszervezet pusztulását (Begon *et al.* 1990).

A folyamatos túllegelés következtében viszont csökkenhet a növényközösség biodiverzitása és produktivitása, ami a világ számos területén (EU) jelent természetvédelmi és gazdasági problémát. Világszerte nagy területeket károsítanak az intenzíven legeltetett háziállatok (Bakker 1989), éppúgy, mint a túltartott nagyvadállomány (Chytrý & Danihelka 1993, Fuller & Gill 2001, Alverson *et al.* 1988, Allombert *et al.* 2005, Whitney 1984). Eközben

a növényközösségek regenerálódásához szükséges természetes propagulumforrások a természetközeli élőhelyek fragmentálódásának következtében egyre kevésbé állnak rendelkezésre (Whisenant 1999).

Dolgozatunkban a Délkeleti-Bükkben endemikus dolomit tölgyesben (*Cirsio pannonicum-Quercetum pubescenti-petraeae* Less) végzett nagyvadkizárásos terepkísérletben (Less 1991a, Less 1998a) arra kerestük a választ, hogy miben különbözik a társulás nagyvad elől 12 éve elzárt, illetve számára hozzáférhető állományának fajösszetétele, diverzitása, produktivitása és virágzási sikere. Vizsgálatunkat az motiválta, hogy megismerjük, milyen következményekkel jár a legelés kizárása természetvédelmi szempontból.

Anyag és módszer

A mintavételi terület

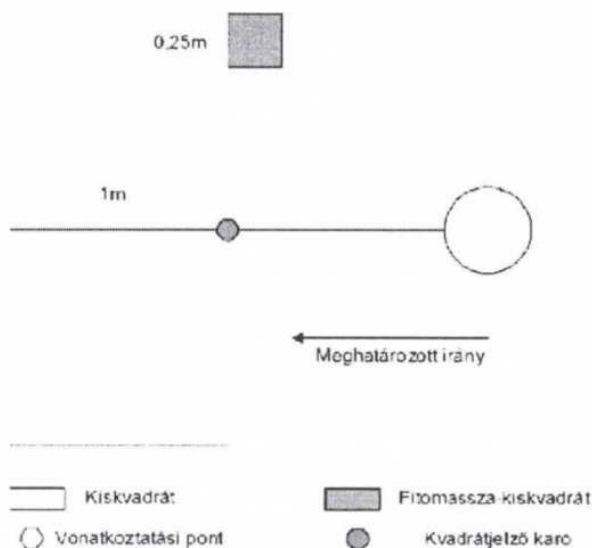
A kutatási terület a Bükk-hegység botanikai és természetvédelmi értékeit tekintve kiemelkedő növényföldrajzi körzetében, a Délkeleti-Bükkben helyezkedik el (Less 1998b). A terület éves átlagos csapadékösszege 650–700 mm, az évi átlaghőmérséklet 8 °C. A xerotherm vegetáció kiterjedése összességében a Bükkben itt a legnagyobb, bokorerdők és mészkedvelő tölgyesek kisebb-nagyobb sztyeppréfoltokkal és sziklagyepekkel együtt alkotnak mozaikszerű társulás-komplexeket zonális társulásokkal (Less 1991b, 1998b; Vojtkó 2001).

A Kács-Belvács alkörzetben található K-Ny irányú dolomitpásztákhoz kötődve fordul elő a ritka, xero-mezofil jellegű dolomit növényzetének értékes endemikus társulása, az edafikus, magyar aszatos dolomittölgyes (*Cirsio pannonicum-Quercetum pubescenti-petraeae*; Less 1991b, 1998a). A társulás lombkoronaszintje nem zárul, cserjeszintje fejletlen, a *Brachypodium pinnatum* uralta igen fejlett gypesztűben számos ritka és védett faj fordul elő (Less 1991b, 1998a). A társulás különleges természetvédelmi értékét kis kiterjedésének (13 állománya együttesen 42 ha-t tesz ki), ugyanakkor rendkívüli fajgazdagságának köszönheti (Less 1991b, 1998a).

A Délkeleti-Bükk más fás társulásaihoz hasonlóan itt is igen erős a nagyvad (gímszarvas, őz, vaddisznó és muflon) általi zavarás (Bartha 1997, Less 1991a, 1991b, 1998b, Vojtkó 2001). A nagyvad hatásának hosszú távú vizsgálatára indult program (Less 1991a) részeként állandó kvadrát-párokat jelöltek ki, melyek egyikét 1992-ben körbekerítették, így kizárva onnan a nagyvadat, míg a másik kezeletlen maradt (kontroll). A vizsgálat tíz délkeleti-bükkői növénytársulásban folyt, melyek egyike a dolomit tölgyes.

Terepi mintavételezés

Mintavételi területünk a Mó-halma délnyugati kitétséggű 10°-os lejtőszögű oldalán, 560 m tszf. magasságban helyezkedik el. Vizsgálatainkat két szomszédos (bekerített és legelt) 20×20 m-es állandó kvadrátban végeztük. 2004 júniusában mindkét kvadrátban 12–12 db közel szabályos elrendezésű, 1×1 m-es ún. „cönológiai-kiskvadrát”-ban feljegyeztük a hajtásos növények fajait és a fajonkénti virágos hajtásszámot, továbbá a kiskvadrátok fajlistáját.



1. ábra. A mintavételi kiskvadrátok elhelyezkedése.

2004 augusztusában az előbbi kiskvadrátok szomszédságában, meghatározott távolságban és irányban elhelyezkedő, további 12–12 db 25×25 cm-es „fitomassza kiskvadrát”-ot jelöltünk ki, melyekből begyűjtöttük az összes föld feletti fitomasszát (1. ábra). A mintákat szétválogattuk holt (avar), fűneműek (Poaceae és Cyperaceae) és dudvanemű (Dicotyledonopsida, Orchidaceae és Liliaceae) csoportokra (Bock & Bock 1993; Tilman 1993; Oba *et al.* 2001; Mittelbach *et al.* 2001; Waide *et al.* 1999), majd tömegüket egy hét szobahőmérsékleten való szárítás után, légszáraz állapotban, 0,01 g pontossággal mértük.

Mindkét állományban három nagy számban virágzó faj, *Symphytum tuberosum*, *Vincetoxicum hirundinaria* és *Anthericum ramosum* esetében 20–20 random módon kiválasztott egyed virágzó hajtásának magasságát mértük (cm-es pontossággal) és feljegyeztük a virágzati modulok számát. A virágzás idejének megfelelően, a *S. tuberosum*-ot 2004 májusában, a *V. hirundinaria*-t 2004 júniusában, az *A. ramosum*-ot pedig 2004 augusztusában mértük fel.

Adatfeldolgozás

A kiskvadrátok fajelőfordulási gyakoriságai alapján számoltuk a bekerített és legelt kvadrátok Shannon diverzitását. A 20×20 m-es kvadrátok fajait Raunkiaer-féle életformakategóriák (Simon 1992), fűneműek és dudvanemű, és szociális magatartási típusok (Borhidi 1993) szerinti csoportosításban Wilcoxon próba segítségével hasonlítottuk össze. A kiskvadrátok fajszeit, a fajelőfordulási gyakoriságokat, illetve a fitomassza frakciók tömegét Mann-Whitney próbával teszteltük.

Eredmények

Diverzitás és fajösszetétel

A bekerített és a legelt terület Shannon diverzitása és a kiskvadrátok fajszámai nem különböztek szignifikánsan. A Raunkiaer-féle életforma-kategóriákra bontott kiskvadrát fajszámok csak a chamaephytonok (Ch) esetében mutattak szignifikáns eltérést, ezek fajszámai a bekerített kvadrátban magasabbak voltak ($p < 0,05$). A Borhidi-féle szociális magatartási típusok esetében a bolygatott termőhelyek fajai (Borhidi-féle SzMT: DT, RC) szignifikánsan nagyobb számban voltak jelen a legelt állomány kiskvadrátjaiban, mint a bekerített kvadrátban ($p < 0,05$). A természetes termőhelyek fajainak számában (Borhidi-féle SzMT: G, C, S) nem volt szignifikáns különbség.

Fitomassza

A teljes fitomassza mennyisége a vadkizárt területen szignifikánsan magasabb volt ($p < 0,05$), mint a legelt területen, továbbá szignifikáns különbséget találtunk a holt fitomassza ($p < 0,05$), az összes élő fitomassza ($p < 0,01$) és a dudvanemű fitomassza ($p < 0,01$) tekintetében; valamennyi a vadkizárt területen bizonyult magasabbnak. A fűnemű fitomassza mennyisége a vadkizárt és a legelt területen nem különbözött szignifikánsan (1. táblázat).

A fajok virágzási sikere

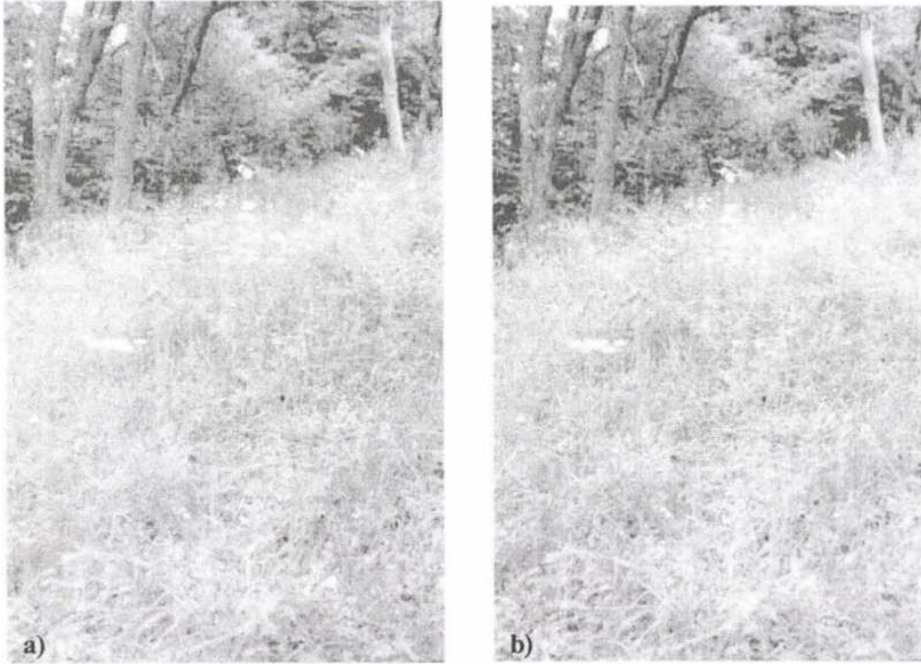
Összesen 71 faj virágzott a mintavételezés idején, ebből 24 faj virágzó hajtásainak száma alacsony volt, illetve nem különbözött jelentősen. Azon 47 fajból, ahol legalább kétszeres volt a különbség az állományokban mutatott virágzási teljesítmény között, 30 faj a bekerített állományban, 17 pedig a legeltben hozott több virágzó hajtást (2. táblázat, 2. ábra). A bekerített kvadrátban a dudvák és a természetes termőhelyek fajainak virágzó hajtásszáma magasabb, míg a fűneműek illetve a bolygatott, másodlagos és mesterséges termőhelyek fajainak virágzási sikere alacsonyabb, mint a legelt kvadrátban. A dudvanemű (54) és fűnemű (17) fajok bekerített és legelt területen számolt virágzó hajtásait összevetve a dudvanemű fajok virágzó hajtásszáma a bekerített kvadrátban (Wilcoxon, $p < 0,001$), míg a fűnemű fajok virágzó hajtásszáma a legelt kvadrátban ($p < 0,01$) volt szignifikánsan magasabb. A természetes termőhelyek fajainak (55 faj) virágzási sikere szignifikánsan magasabb volt a bekerített kvadrátban (Wilcoxon, $p < 0,05$). A bolygatott termőhelyek fajainak (16 faj) virágzási sikere a legelt területen bizonyult magasabbnak, a különbség azonban itt nem volt szignifikáns.

1. táblázat. A fitomassza minták frakcióinak átlagos száraztömege ($g \pm SE$) 25×25 cm-es mintanégyzetekben.

Terület	Összes	Holt	Dudvanemű	Fűnemű	Összes élő
Vadkizárt	70,61 ± 7,50	59,33 ± 7,88	7,32 ± 1,00	3,96 ± 0,80	11,28 ± 1,84
Legelt	44,41 ± 11,65	38,15 ± 11,96	3,32 ± 1,29	2,95 ± 0,83	6,26 ± 1,73

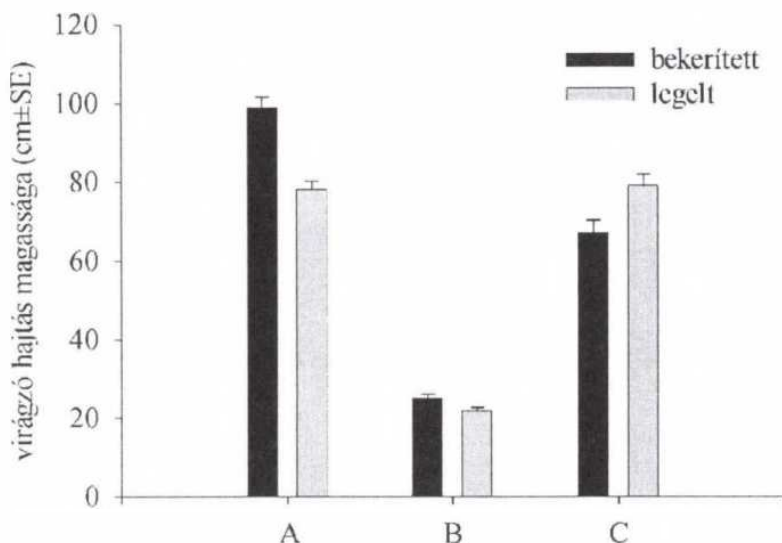
2. táblázat. A tömegesen virágzó fajok virágzó hajtásszámai ($n \geq 25$) a 20×20 m-es kvadrátokban 2004-ben (A = bekerített kvadrát, B = legelt kvadrát, SzMT = Szociális Magatartási Típus Borhidi 1993)

Fajnév	Vir.hajtás (A)	Vir.hajtás (B)	SzMT	Dudva/Fűnemű
<i>Silene vulgaris</i>	187	7	DT	D
<i>Anthericum ramosum</i>	1220	70	G	D
<i>Teucrium chamaedrys</i>	73	7	G	D
<i>Melittis grandiflora</i>	45	5	G	D
<i>Symphytum tuberosum</i>	132	20	G	D
<i>Galium mollugo</i>	110	35	G	D
<i>Galium glaucum</i>	75	0	G	D
<i>Cytisus nigricans</i>	36	0	G	D
<i>Galium schultesii</i>	35	0	G	D
<i>Silene nutans</i>	29	0	G	D
<i>Thesium linophyllon</i>	25	0	G	D
<i>Geranium sanguineum</i>	175	0	C	D
<i>Coronilla varia</i>	35	0	DT	D
<i>Festuca heterophylla</i>	26	14	C	F
<i>Fragaria vesca</i>	17	12	G	D
<i>Digitalis grandiflora</i>	13	13	G	D
<i>Dactylis glomerata</i>	32	35	DT	F
<i>Clinopodium vulgare</i>	36	45	G	D
<i>Dactylis polygama</i>	50	85	G	F
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	610	1350	G	D
<i>Brachypodium pinnatum</i>	32	73	C	F
<i>Agropyron intermedium</i>	5	40	DT	F
<i>Festuca rupicola</i>	4	35	C	F
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	0	85	G	F
<i>Poa compressa</i>	0	35	DT	F
<i>Fallopia dumetorum</i>	0	25	DT	D



2. ábra. Nagyvadkizárás hatása a Móhalma DNy lejtőjének *Cirsio-Quercetum* állományában 2004 júniusában, 12 évvel a kísérlet kezdete után. a) bekerített terület jól fejlett, virággazdag gyepszinttel, a *Chrysanthemum corymbosum*, *Coronilla (Securigera) varia*, *Galium schultesii*, *Hypochoeris maculata*, *Silene vulgaris* és *Trifolium alpestre* virágzataival; b) kontroll terület, alacsonyabb, virágszegény gyepszint, benne csak a *Vincetoxicum hirundinaria* virágzása tömeges.

Mindhárom mért faj hajtásmagasságai szignifikánsan különböztek a bekerített és a legelt kvadrátban: a *Symphytum tuberosum* ($p < 0,05$) és az *Anthericum ramosum* ($p < 0,001$) a bekerített, míg a *Vincetoxicum hirundinaria* ($p < 0,01$) a legelt kvadrátban nőtt magasabbra. A virágzati modulok számát tekintve az *Anthericum ramosum*-nál találtunk szignifikáns különbséget: a bekerített kvadrátban a hajtásokon több virágot számoltunk, mint a legelt állományban ($p < 0,05$). A *Vincetoxicum hirundinaria* virágsomóinak száma a legelt állományban volt magasabb, a *Symphytum tuberosum* virág száma pedig a bekerítettben, de a különbség egyik esetben sem volt szignifikáns (3. ábra).



3. ábra. Virágzó hajtások átlagos magassága (cm±SE) a bekerített és a legelt kvadrátban, A = *Symphytum tuberosum*, B = *Anthericum ramosum*, C = *Vincetoxicum hirundinaria*.

Diskusszió

Diverzitás és fajösszetétel

A legelés, mint a zavarás egy típusa, befolyásolja a növényközösség biodiverzitását. A legnagyobb diverzitás az úgynevezett *közepes mértékű zavarás* (intermediate disturbance) esetén mérhető (Oba *et al.* 2001, Wilson & Tilman 2002, Katoh *et al.* 1998, Begon *et al.* 1990, Rasmus & Bruun 2000). Várhatóan egy erősen legelt, vagy tápanyagszegény, jelentős abiotikus stressznek kitett élőhelyen a legelés csökkenteni fogja a fajgazdagságot, tápanyagban gazdag termőhelyen, nagy mennyiségű fitomasszát termelő növényközösség esetében pedig növeli (Bock & Bock 1993). A folyamatos túllegelés következtében a növényközösség biodiverzitása és produktivitása végső soron csökken (Whisenant 1999, Chytrý & Danihelka 1993).

Vizsgálatunk során nem találtunk lényeges különbséget a bekerített és a legelt terület fajdiverzitása között. Ennek oka lehet, hogy a vadkizárás óta eltelt 12 év még nem elég hosszú idő, vagy a legelés nem annyira erős, hogy a dolomit tölgyes gyepszintjének sokfélesége kimutathatóan megváltozzon. Oba *et al.* (2001) száraz gyepekben végzett vizsgálatai során a legnagyobb fajgazdagság a 15-18 éve vadkizárt területeken volt tapasztalható. A nagyvad fajösszetételre gyakorolt hatása a legelés erősségén kívül attól is függhet, hogy mely fajok a legérzékenyebbek. Ha a legelő faj a domináns kompetitor növényfajokat kedveli, akkor a faji sokféleség akár nőhet is (Begon *et al.* 1990, Stroh *et al.* 2002).

A hosszan tartó, túlzott legelés azonban már megváltoztatja a növényközösség összetételét: a növényevők által preferált (szelektíven legelt), és/vagy a legelésre érzékeny fajok vitalitása és produktivitása csökken, helyükbe kevésbé preferált (elkerült), vagy a legelést jobban tűrő fajok lépnek (Begon *et al.* 1990; Noy-Meir *et al.* 1989). Esetünkben a bolygatott, másodlagos és mesterséges termőhelyek fajai szignifikánsan nagyobb számban voltak jelen a legelt kvadrátban, ami a nagyobb mértékű zavarás hatásaként értelmezhető.

Fitomassza-produkció a nagyvadkizárást követően

A hosszú távú vadkizárást követően jelentősen megnőtt a lágyszárú szint, különösen a dudvaneműek, ezen belül a lágyszárú kétszikűek fitomassza-tömege. Ennek hátterében a dudvák legeléssel szembeni fokozott érzékenysége, illetve a nagyvad szelektív legelése állhat, hiszen a kétszikűek nitrogéntartalma a legtöbb esetben magasabb az egyszikűekénél (Stroh *et al.* 2002, Mátrai *et al.* 2002). Az élő fitomassza mennyiségének növekedését a holt fitomassza (avar) felhalmozódása kísérte. Hasonló eredményre vezetett Katoh *et al.* (1998), Bakker (1989), Jensch (2004), Bock & Bock (1993) és Tilman (1993) vizsgálata is.

A növényfajok virágzási sikere

A növényi táplálék általában nitrogénben szegény; a nitrogént a legmagasabb koncentrációban a fiatal, növekvő hajtások, a rügyek mellett a reproduktív struktúrák tartalmazzák. A növényevők emiatt gyakran elfogyasztják a virágos hajtásokat, ezzel közvetlenül csökkentve a növény virágzási sikerét (Lambers *et al.* 1998, Begon *et al.* 1990, Whisenant 1999).

A különböző növényfajok legeléssel szembeni érzékenysége más és más. A legelésnek kitett növények szaporodási esélyei különböző mértékben csökkennek, a faj egyedi érzékenységének és a legelő preferenciájának függvényében (Begon *et al.* 1990, Noy-Meir *et al.* 1989, Ryerson & Parmenter 2001, McLachlan & Bazely 2001, Allen *et al.* 1995). A kétszikűek magasabb nitrogén tartalma is oka lehet ezek szelektív fogyasztásának (Stroh *et al.* 2002). Ezzel összhangban eredményeink azt mutatják, hogy a dudvák többségének a vadkizárást után növekedett a virágzási sikere. Ezzel szemben mintavételi területünkön a fűnemű fajok többségének virágzási sikere a legelt kvadrátban bizonyult magasabbnak. Ennek egyik oka lehet az, hogy a füvek, felszínközeli merisztémáiknak és gyors növekedésüknek köszönhetően, igen hatékonyan ellensúlyozzák a legelést (Begon *et al.* 1990). Másfelől a kétszikűek szelektív legelése önmagában is eredményezheti a fűneműek előretörését (Stroh *et al.* 2002).

Vizsgálatunkban a dudvanemű fajok többsége jóval nagyobb virágzási sikert ért el a bekerített kvadrátban, mind virágzó hajtásaik számát, mind azok magasságát tekintve. A dudvák többsége magas, felemelkedő szárú növény, így ők a legérzékenyebbek a legeléssel szemben (Begon *et al.* 1990, Noy-Meir *et al.* 1989). Ha a szelektíven legelt faj gyenge kompetíciós képességű, a herbivória és a növényi kompetíció interakciója drasztikusan csökkentheti szaporodási esélyeit (Begon *et al.* 1990). A legszembetűnőbb kivétel a virágzó hajtások számát tekintve a mérgező *Vincetoxicum hirundinaria* volt, amelyet a vad nem szívesen fogyaszt, így virágzási sikere a legelt kvadrátban bizonyult magasabbnak. Az általunk vizsgált növényközösségben a természetes termőhelyek fajainak virágzási sikere a bekerített területen magasabb volt, mint a legelt kvadrátban.

A bolygatott, másodlagos és mesterséges termőhelyek fajainak virágzási sikerében nem volt szignifikáns különbség az eltérő kezeléssel állományok között. A 16 ide tartozó faj közül kettő, a *Silene vulgaris* és a *Coronilla varia* lényegesen nagyobb számban virágzott a bekerített kvadrátban, melynek oka a szelektív legelésben keresendő. Ha ezt a két, vitatható besorolású, véleményünk szerint inkább természetes élőhelyeket jelző fajt figyelmen kívül hagyjuk, a fennmaradó 14, bolygatott termőhelyre jellemző faj virágzási sikere szignifikánsan magasabb a legelt kvadrátban, mint a bekerítettben ($p < 0,01$).

Eredményeink igazolják, hogy a nagyvadállomány jelenlegi sűrűsége a társulás szempontjából a természetvédelmi célkitűzéseket veszélyeztető szintű terhelést jelent. Ez hosszú távon az egyedi, rendkívül fajgazdag, ezért különleges értékű növényközösség teljes jellegvesztéséhez vezethet. A megelőzés leghatékonyabb módja a nagyvadállomány okozta terhelés jelentős csökkentése lehet (Whisenant 1999). Az elmúlt évtizedekre vonatkozó, megbízható nagyvad állománybecslési adatok híján a vadállomány létszám apasztás számításra akadályokba ütközik, de például a tájidegen muflon állomány felszámolása (Sóskuti 2002) sürgősen szükséges.

*

Köszönetnyilvánítás – Valkó Orsolya a terepi felmérések során segített, köszönet érte. Munkánkat a Magyar Köztársaság Környezetvédelmi- és Vízügyi Minisztériuma (Környezettudományi Tanulmányi Ösztöndíj, AI, TP), a Hajdúsági Agrárpari Rt. Magyar Vidékért Alapítványa (Hallgatói Ösztöndíj AI, TP) és a Békéssy György posztdoktori ösztöndíj (MG) támogatta.

Irodalomjegyzék

- Allen, R. B., Wilson, J. B. et Mason, C. R. (1995): Vegetation change following exclusion of grazing animals in depleted grasslands, Central Otago, New Zealand. – *Journal of Vegetation Science*, **6**: 615–626.
- Allombert, S., Stockton, S. & Martin J-L. (2005): A natural experiment on the impact of overabundant deer on forest invertebrates. – *Conservation Biology*, **19**: 1917–1929.
- Alverson, W. S., Waller, D. M. & Solheim, S. (1988): Forest too deer: edge effects in northern Wisconsin. – *Conservation Biology*, **2**: 348–358.
- Bakker, J. P. (1989): *Nature management by grazing and cutting*. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 400 pp.
- Bartha, D. (1997): A magyarországi erdők természetvédelmi problémái. – *Kitaibelia*, **2**: 308–310.
- Begon, M., Harper, J. L. & Townsend, C. R. (1986): *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. – Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, Edinburgh, pp. 945.
- Bock, C. & Bock, J. (1993): Cover of perennial grasses in Southeastern Arizona in relation to livestock grazing. – *Conservation Biology*, **7**: 371–377.
- Borhidi A. (1993): *A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai*. – KTM-JPTE, Pécs 95 pp.

- Chytrý M. & Danihelka J. (1993): Long-term changes in the field layer of oak and oak-hornbeam forests under the impact of deer and mouflon. – *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, **28**: 225–245.
- Fuller, R. J. & Gill, R. M. A. (2001): Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. – *Forestry*, **74**: 193–199.
- Jensch, D. (2004): *Der Einfluss von Störungen auf Waldbodenvegetation*. – J. Cramer Verlag, Berlin, Stuttgart, 350 pp.
- Katoh, K., Takeuchi, K., Jiang, D., Nan, Y. & Kou, Z. (1998): Vegetation restoration by seasonal enclosure in the Kerqin Sandy Land, Inner Mongolia. – *Plant Ecology*, **139**: 133–144.
- Lambers, H., Chapin III, F.S. & Pons T.L. (1998): *Plant Physiological Ecology*. – Springer, New York, 540 pp.
- Less N. (1991a): A természetvédelem és a vadkár kapcsolatáról. – *Erdészeti Lapok*, **126**: 88.
- Less N. (1991b): *A Délkeleti-Bükk vegetációja és xerotherm erdőtársulásainak fitocönológiája*. – Kandidátusi értekezés, KLTE Debrecen.
- Less N. (1998a): A *Cirsio pannonici-Quercetum* Less leírásának érvényessé tétele. – *Kitaibelia*, **3**: 37–40.
- Less N. (1998b): A Délkeleti-Bükk növényföldrajzi jellemzése. – *Kitaibelia*, **3**: 13–17.
- Mátrai K., Katona K., Szemethy L. & Orosz Sz. (2002): A szarvas táplálékának mennyiségi és minőségi jellemzői a vegetációs időszak alatt egy alföldi erdőben. – *Vadbiológia*, **9**: 1–9.
- McLachlan, S. M. & Bazely, D. R. (2001): Recovery patterns of understorey herbs and their use as indicators of deciduous forest regeneration. – *Conservation Biology*, **15**: 98–110.
- Mittelbach, G. G., Steiner, C. F., Scheiner, S. M., Gross, K. L., Reynolds, H. L., Waide, R. B., Willig, M. R., Dodson, S. I. & Gough, L. (2001): What is the observed relationship between species richness and productivity? – *Ecology*, **82**: 2381–2396.
- Noy-Meir, I., Gutman, M. & Kaplan, Y. (1989): Responses of mediterranean grassland plants to grazing and protection. – *Journal of Ecology*, **77**: 290–310.
- Oba, G., Vetaas, O. R. & Stenseth, N. C. (2001): Relationships between biomass and plant species richness in arid-zone grazing lands. – *Journal of Applied Ecology*, **38**: 836–845.
- Rasmus, E. & Bruun, H. H. (2000): Gradient analysis of dry grassland vegetation in Denmark. – *Journal of Vegetation Science*, **11**: 573–584.
- Ryerson, D. E. & Parmenter, R. R. (2001): Vegetation change following removal of keystone herbivores from desert grasslands in New Mexico. – *Journal of Vegetation Science*, **12**: 167–180.
- Simon T. (1992): *A magyarországi edényes flóra határozója*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 892 pp.
- Sóskuti Gy (2002): Vadgazdálkodás, vadászati elképzelések. – In: Baráz Cs. (szerk.): *A Bükki Nemzeti Park. Hegyek, erdők, emberek*. BNP Igazgatóság, Eger, pp.603–607.
- Stroh, M., Storm, C., Zehm, A. & Schwabe, A. (2002): Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. – *Phytocoenologia*, **32**: 596–625.

- Tilman, D. (1993): Species richness of experimental productivity gradients: how important is colonization limitation? – *Ecology*, **74**: 2179–2191.
- Vojtkó A. (szerk.) (2001): *A Bükk hegység flórája. A Bükk hegység növényvilága I.* – Sorbus 2001 Kiadó, Eger, 340 pp.
- Waide, R. B., Willig, M. R., Steiner, C. F., Mittelbach, G., Gough, L., Dodson, S. I., Julay, G. P. & Parmenter, R. (1999): The relationship between productivity and species richness. – *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **30**: 257–300.
- Whisenant, S. (1999): *Repairing Damaged Wildlands. A Process-Orientated, Landscape-Scale Approach.* – Cambridge University Press, Cambridge, 312 pp.
- Whitney, G. G. (1984): Fifty years of change in the arboreal vegetation of Heart's Content, an old growth hemlock-white pine-northern hardwood stand. – *Ecology*, **65**: 403–408.
- Wilson, S. D. & Tilman, D. (2002): Quadratic variation in old-field species richness along gradients of disturbance and nitrogen. – *Ecology*, **83**: 492–504.

Game enclosure experiment in an endangered endemic Pannonian oak wood community: composition, productivity and reproductive success

Arany Ildikó¹, Török Péter^{2,3}, Aszalós Réka⁴ és Matus Gábor²

¹CEEWEB Budapesti Iroda, 1021 Budapest, Kuruclesi út 11/a

²Department of Botany, University of Debrecen, Egyetem tér 1., P.O. Box 14 H-4010 Debrecen

³Department of Ecology, University of Debrecen, Egyetem tér 1., P.O. Box 71 H-4010 Debrecen

⁴MTA ÖBKI 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2-4.

The species-rich oak wood (*Cirsio pannonici-Quercetum pubescenti-petraeae*), endemic to dolomite rocks in Bükk Mts., is recently subject to intensive disturbance from overpopulated big game (especially mouflon). In a field experiment, initiated in 1991, response to long-term protection from grazing was studied in order to assess regeneration potential of the community. Vegetation of a large enclosure (20×20 m) was compared to that of an unfenced, grazed control plot. Species composition, diversity, biomass production and reproductive success of species were sampled during the vegetation period in 2004.

Number of flowering shoots of generative species were counted, whereas three abundant herbaceous species (*Symphytum tuberosum*, *Anthericum ramosum* and the poisonous *Vincetoxicum hirundinaria*) were thoroughly studied by measuring the height of 20 randomly chosen flowering shoots. Presence of herb layer species was recorded in 12 plots (1×1 m) within and out of the enclosure. We sampled total aboveground biomass in further 12 plots of 25×25 cm size. Biomass samples were dried and sorted as dead, herbaceous (dicots plus *Liliaceae*, *Orchidaceae*) and graminoid (*Poaceae*, *Cyperaceae*).

We found no significant difference between Shannon diversity of enclosure and control.

To assess the degree of disturbance, we applied CSR values completed and adapted to the Hungarian flora. Species indicating disturbance were slightly more frequent in the grazed plot ($p < 0.05$). The amount of living and dead biomass was higher in enclosure ($p < 0.01$ and $p < 0.05$, respectively). Reproductive success of herbaceous species was higher in enclosure concerning both the number of flowering shoots ($p < 0.001$) and the height of flowering shoots of *S. tuberosum* ($p < 0.05$) and *A. ramosum* ($p < 0.001$). In contrast, *V. hirundinaria* and graminoids had greater reproductive performance in grazed plot ($p < 0.01$). Species indicating undisturbed site conditions showed higher reproductive performance in enclosure ($p < 0.05$). An explanation for selective grazing of dicots can be their higher nitrogen content.

Our results indicate that the level of disturbance exerted on the community by game favours ruderal species and graminoids, while the reproductive success of a number of species is depressed, and so is biomass production. Reducing the present stock of game can be an effective tool to preserve outstanding species richness and prevent unwanted degradation of the community.

Key-words: Game enclosure, reproductive success, aboveground phytomass, grazing, *Cirsio-Quercetum*

A síkfőkúti cseres-tölgyes fafaj-összetételének és struktúrájának hosszú távú változása

Kotroczó Zsolt¹, Krakomperger Zsolt¹, Koncz Gábor², Papp Mária²,
Richard D. Bowden³, Tóth János Attila¹

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

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

³ Allegheny College, Department of Environmental Science, Meadville, PA 16335, USA

Felelős szerző: Kotroczó Zsolt, Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.,
fax: +36 52 431 148, tel: +36 52 512 900, e-mail: kotroczo@kotroczo-zsolt.hu

Összefoglaló: A Debreceni Kossuth Lajos Tudományegyetem Növénytan Tanszéke 1972-ben egy cseres-tölgyes erdőtársulásban (*Quercetum petraeae-cerris*) ökológiai kutatást indított. A mérésekkel kimutatott éghajlati változások, kombinálódva más faktorokkal, elsősorban az 1980-as évek járványszerű tölgypusztulásával az eltelt időszakban átalakították az erdő fafaj-összetételét és struktúráját. Az erdő alaphektárában 1973-ban végzett faszint struktúra felmérés eredményei, mint referencia adatok, lehetőséget adtak számunkra, hogy azokat a 2004-ben megismételt felmérés eredményeivel összevetve bemutathassuk a több mint 30 év alatt történt változásokat. Az alaphektárban a *Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl. (1784) egyedek közel 70 %-a elpusztult. A mediterrán elterjedésű *Quercus cerris* L. (1753) fák száradása jóval kisebb mértékű, csupán 16 % körüli volt. A kipusztult fákat más fafajok feltörekvő egyedi pótolták. A kiritkult lombkorona szint alatt egy második szint alakult ki, melyet jelenleg elsősorban 10–13 méter magas *Acer campestre* L. (1753) egyedek alkotnak. Mellette *Acer tataricum* L. (1753), *Cerasus avium* L. Moench. (1794) és *Carpinus betulus* L. (1753) egyedek is fává nőttek a magas cserjeszintből.

Kulcsszavak: erdőszerkezet változás, juharosodás, diverzitás növekedés, regenerálódás

Bevezetés

A klímazonális cseres-tölgyes állományok a történelmi időktől kezdve a legintenzívebben hasznosítottak. Az erdei legeltetés, a makkoltatás, kéreghasznosítás cserzéshez, tűzifa szerzés erősen formálta az állományokat, már a rövid vágáskorú szálerdő gazdálkodás fel-erősödése előtt is. Ezért őserdő jellegű, koros állományaik nem maradtak fent, így az erdő-társulás természetes állapotáról csak feltételezéseink lehetnek.

A Síkfőkút Project-et 1972-ben alapították egy hosszú ideje használt, de sarjztatása után alig bolygatott cseres-tölgyes komplex ökológiai kutatására, az erdő természetes folyamatainak megismerésére (Jakucs 1973). A kutatás kezdeti szakaszában, 1972-1979 között, az autotróf és heterotróf szintek térbeli és időbeli struktúrájának feltárását, a primer és a szekunder produkció felmérését, az energiaáramlás folyamatainak, továbbá a klimatikus és talajtani tényezőknek a monitorozását végezték el. E szakasz vége egybeesett az 1980-as évek elején Magyarország kocsánytalan tölgy állományában jelentkező tölgypusztulás kezdetével. A tölgypusztulás okainak feltárására országos szinten (Igmándy 1985, Borhidi 1987, Vajna 1989, Berki 1991) és a síkfőkúti erdőben is többirányú vizsgálatok kezdődtek. Jakucs (1990) szerint a faelhalás folyamatában a legerősebb tényező a légszennyező anya-

goknak a talajba jutása, és ennek következményei. A talaj mikroba közösségének kedvezőtlen változásai a fák gyökérzetén keresztül járulhattak hozzá a fapusztuláshoz (Jakucs *et al.* 1981, Papp & Papp 1984).

A korosodó sarjerdő önritkulási folyamata, a járványszerű fapusztulás, a mérésekkel is kimutatott szárazodás és melegedés erősen átformálták az erdőt. Dolgozatunkban azt kívánjuk bemutatni, hogy milyen módon változott az erdő fafaj-összetétele és struktúrája a projekt alapítása óta eltelt időszakban. Ehhez az 1973-ban végzett felmérés adatait vetjük össze a 2004-ben ugyanolyan módszerrel végzett újrafelmérés eredményeivel.

Anyag és módszer

A modellterület a Bükk hegység déli, dombvidéki táján, Egertől 6 km távolságra ÉK-i irányban található. Az erdőállomány kavicsos löszön kialakult, agyagbemosódásos barna erdőtalajon fejlődött, sarjeredetű, 95 év körüli cseres-tölgyes erdőtársulás (Jakucs 1973). Az erdő fitocönológiai jellemzése Jakucs *et al.* (1975) munkájában, erdészeti szempontú faállomány elemzése pedig Majer (1974) munkájában található meg.

Az erdőben, megalapításának évében, egy 100×100m-es terület (alaphektár) került kijelölésre kontroll parcellaként. A lombkorona-, a cserje- és a lágyszárú szint felmérésére és térképi megjelenítésére megkönnyítésére az 1 ha területet negyedhektárokra (A, B, C, D), ezeket pedig zsinórral további 4×4m-es területekre (felvételi négyzetekre) osztották (Jakucs *et al.* 1975). A faszint struktúra-felmérésekor, 1973-ban a faegyedeket negyedhektáronként beszámolták és helyüket térképen rögzítették (Jakucs 1985a). A 31 év alatt történt változások értékeléséhez 2004-ben megismételtük a felmérést. Az alumínium táblákkal számozott fák jelöléseit megújítottuk. Szemben a korábbi módszerrel, egyetlen alumínium szeggel rögzítettük a táblákat, amelyet nem ütöttünk be teljesen. Így a fa a növekedéssel a táblát nem nyomja le magáról. Minden fa, beleértve a kiszáradt, kidőlt egyedeket is, az eredeti számát kapta meg, miközben feljegyeztük a fák jelenlegi státuszát, egészségi állapotát. A cserjeszintből a faszintbe került új egyedeket folytatólagosan számoztuk be. Azt az egyedet tekintettük fának, amely 1,3 m magasságban elérte vagy meghaladta a 10 cm-es átmérőt (Szwagrzyk 1990). A beszámolt fák elhelyezkedéséről új térképeket készítettünk.

Eredmények

Az 1973-ban élő (Majer 1974, Jakucs 1985b), az azóta fává nőtt egyedek (új egyedek), a kipusztult fák, valamint a 2004-ben élő fák számát egy hektárra összesítve az 1. táblázatban tüntettük fel.

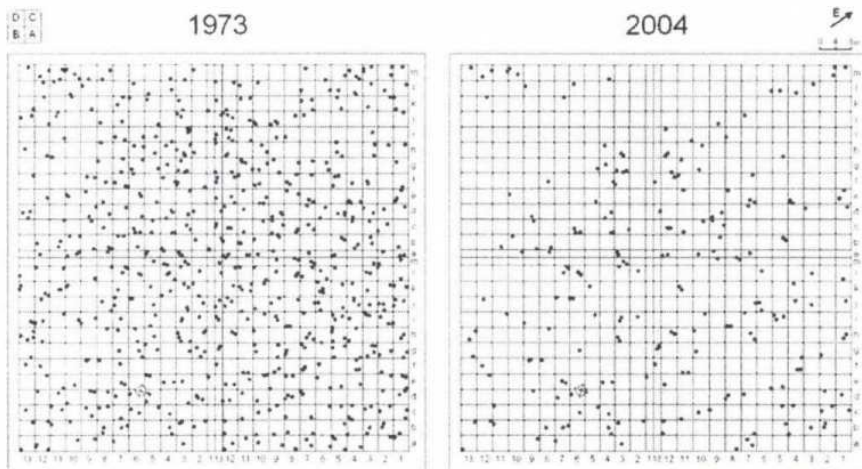
Össességében a *Quercus petraea* fák több mint $\frac{2}{3}$ -a elpusztult (1. ábra). A lábön maradtak között jelenleg is vannak olyanok (19), melyek elszáradása néhány éven belül még bekövetkezhet, de egyedi regeneráció is előfordulhat, ahogyan erre volt példa a vizsgálati periódus alatt.

I. táblázat. A fák száma az alaphektárban 1973-ban és 2004-ben. Q.p: *Quercus petraea*, Q.c: *Quercus cerris*, A.c: *Acer campestre*, A.t: *Acer tataricum*, C.a: *Cerasus avium*, C.b: *Carpinus betulus*

l ha	Q.p.	Q.c.	A.c.	A.t.	C.a.	C.b.	Össz.
1973-ban élő fák (db)	690	126	0	0	0	1	817
1973-ban élő fák (%)	84,5	15,4	0	0	0	0,1	100
kipusztult fák	472	20	0	0	0	0	492
új egyedek	0	0	131	4	4	1	140
2004-ben élő fák (db)	218	106	131	4	4	2	465
2004-ben élő fák (%)	46,9	22,8	28,1	0,9	0,9	0,4	100

A *Quercus cerris* pusztulása közel sem volt ilyen drasztikus (I. táblázat), ezért a két tölgy aránya jelentősen megváltozott. A *Q. petraea* jelenleg alig több mint kétszer annyi egyeddel van képviselve, mint a *Q. cerris*, a korábbi 85%-os dominanciájához képest. Megjegyezzük, hogy a *Q. cerris* egyedek többsége továbbra is csoportosan fordul elő, elsősorban a „C” és a „D” négyzetekben.

A cserjeszintből a vizsgált időszakban a mezei juharok közül jutott fel a legtöbb a tölgyek lombkoronaszintje alá. Mellette négy *Acer tataricum*, négy *Cerasus avium* és egy *Carpinus betulus* jelentek meg az erdőben, ahol 1973-ban a tölgyek mellett egyetlen gyertyán nőtt. A *Cornus mas* cserjék néhány helyen elérik a juharok magasságát is, de törzsvastagságuk az elágazó, bokros növekedésforma miatt a beszámozott *Acer*-ek alatt marad.



I. ábra. A kocsánytalan tölgy mintázatának változás az alaphektárban

A fafaj-összetételben és a fajok mennyiségi viszonyaiban bekövetkezett változásokat Shannon diverzitás értékekkel is jellemeztük (2. táblázat). A számításához a negyedhektárok fajszámát és a fajokhoz tartozó egyedszámokat használtuk fel.

Megvitatás

A közvetlen emberi hatásoktól mentes erdők tanulmányozása megváltoztatta azt a statikus képet, ami ritka eseményként kezeli a társulások összetételét módosító jelenségeket (Runkle 1982). Ezt támasztja alá a síkfőküti erdő példája is, ahol a közel 100 éves nem kezelt erdőben több tényező együtthatásaként gyors és jelentős átalakulási folyamatok történtek. A kedvezőtlen korstruktúrájú, nagy egyedsűrűségű sarjerdő már a 90-es évek közepére erősen megritkult (Tóthmérész 2001). A kocsánytalan tölgy egyedek pusztultak nagyobb mértékben, míg a szubmediterrán elterjedésű csertölgy kevésbé. A cser, ahogy Béres *et al.* (1998) kimutatták, törzsében nagyobb mennyiségű vizet képes raktározni, ami a száraz periódusok átvészelésében segít és a fafaj általános ellenálló képességét is növelheti.

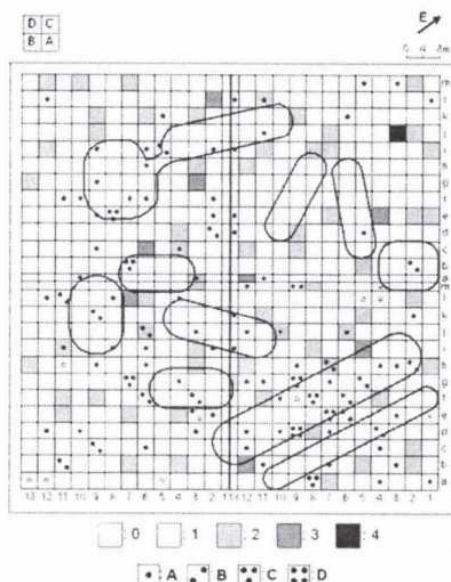
Jelenleg az erdő felritkult felső lombkorona szintje alatt dominánsan mezei juhar alkotta, 10–13 méter magas, második lombkorona szint figyelhető meg. A magas cserjeszint továbbra is igen sűrű (Kárász 2001). A többszintű boritottság miatt a légyszárú szint viszont erőteljesen visszaesett (Papp 2001). Az eredetileg kis *Cerasus avium* és *Acer tataricum* populáció megerősödött (Kárász 2001), és 4–4 egyedük a faszintbe is feljutott. A faszint fajszámának növekedését és a fajok gyakoriságának megváltozását jól tükrözi a faszint diverzitásának jelentős növekedése (2. táblázat).

Sűrű állományokban a fiatal, makkról nőtt tölgyek nem tudnak versenyezni a cserjefajokkal. Síkfőküton egyetlen egyedük sem került fel 31 év alatt a lombkoronaszintbe, sőt, a magas cserjeszintbe kerülésük is ritka. Jó makktermés esetén megfelelő újulat van, amint ezt megfigyeltük, de a túltartott vadállomány ezek felnövekedését akadályozta.

Az alaphektárban a térképen rögzített fák sorsának nyomon követésével tanulmányozhatjuk a lékképződés és a regeneráció mechanizmusát is (2. ábra). Lékek keletkezése és megszűnése a természetes erdődinamika része. Esetünkben egy olyan erdő változásait követtük, amelyben 30 évvel ezelőtt kisméretű lékek is alig voltak. Az erdőben a *Quercus petraea* közel 70 %-os pusztulása következett be, miközben több kis- és néhány közepes méretű lék keletkezett.

2. táblázat. A faszintre vonatkozó Shannon-féle diverzitás értékek

Negyedhektár	1973	2004
A	0,1025	0,4716
B	0,1579	0,5055
C	0,2348	0,4269
D	0,2248	0,4712
1 hektár	0,1907	0,5013



2. ábra. Az alaphektár fasűrűsége 2004-ben, valamint a kialakult lécek ábrázolása. 0–4: tölgy egyedek száma, A–D: mezei juharok száma, o: további fafajok

A lécek méretétől is függhet, hogy mely fafajok lesznek benne sikeresek. Phillips & Shure (1990) észak-karolinai lombhullató klimax erdőben (*Quercus rubra* L. (1753), *Carya spp.*) végzett vizsgálatai szerint az erdő domináns fafajai kisebb lécekben maradtak jelentősek, míg bizonyos fajok (pl.: *Acer rubrum* Lam. (1786)) közepes méretű lécekben sikeresebbek. A síkfökúti cseres-tölgyesben az *Acer campestre* volt a legsikeresebb, ami azt bizonyítja, hogy az erdő regenerációjában a lécek méreténél nagyobb hatású volt az ott korábban kialakult cserjeszint összetétele (Jakucs *et al.* 1975, Kárász 2001). A cserjeszint összetételét viszont évtizedek óta elsődlegesen a vaddisznó és a kisemlősök (makk fogyasztás), valamint az őzek és szarvasok (újulat és hajtás fogyasztás) határozzák meg (Nagy 1980 és saját megfigyeléseink).

A továbbiakban a megmaradt tölgyek produkció növekedése és a juharok további térhódítása várható. A rendkívül sűrű cserjeszint a faszintben történt változáshoz hasonlóan foltokban felszakadhat, ami a lágyszárú növényzet újbóli térhódításához vezethet. Összegezve, a síkfökúti erdő természetes folyamatai egy gazdagabb élővilágú erdő kialakulása felé mutatnak, a megnövekedett holt faanyag és a lékesedés miatt.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönetünket fejezzük ki Erdei Irma főmunkatársnak a terepi felmérések és az adatfeldolgozás során végzett nélkülözhetetlen munkájáért. Továbbá köszönetet mondunk Kovács Zsófia Eszternek a terepi felmérések során nyújtott segítségéért.

Irodalom

- Béres, Cs., Fenyvesi, A., Raschi, A. & Ridder, H. W. (1998): Field experiment on water transport of oak trees measured by computer tomograph and magnetic resonance imaging. – *Chemosphere*, **36**: 925–930.
- Berki, I. (1991): Eichensterben in Nordungarn. Die Rolle des Nährstoffmangels. – *Allgemeine Forstzeitschrift*, **46**: 74–78.
- Borhidi, A. (1987): Az erdőpusztulás nitrogénmodellje és a tölgypusztulás taxonómiai vonatkozásai. – *Erdészeti kutatások*, **79**: 237–240.
- Igmándy, Z. (1985): A kocsánytalan tölgy pusztulása Magyarországon. – *Magyar Tudomány*, **30**: 456–459.
- Jakucs, P. (1973): „Sikfőkút Project”. Egy tölgyes ökoszisztéma környezetbiológiai kutatása a bioszféra-program keretén belül. – *MTA Biol. Oszt. Közl.*, **16**: 11–25.
- Jakucs, P. (szerk.) (1985a): *Ecology of an Oak Forest in Hungary I.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 546 pp.
- Jakucs, P. (1985b): Structure of the forest, Higher plants. – In: Jakucs, P. (szerk.): *Ecology of an Oak Forest in Hungary I.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 108–127.
- Jakucs, P. (1990): A magyarországi erdőpusztulás ökológiai megközelítése. – *Fizikai Szemle* **40**: 225–232.
- Jakucs, P., Horváth, E. & Kárász, I. (1975): Contributions to above-ground stand structure of an oak forest ecosystem (*Quercetum petraeae-cerris*) within the Sikfőkút research area. – *Acta Biologica Debrecina*, **12**: 149–153.
- Jakucs, P., Kovács, M., Mészáros, L., Papp, B.L. & Tóth, J.A. (1981): Trends in element circulation in the forest ecosystem of the „Sikfőkút Project”. – In: Stefanovits, P. (szerk.): *MAB Survey of 10 Years Activity in Hungary*. MTA KESZ, Budapest, pp. 15–48.
- Kárász, I. (2001): A síkfőkúti erdő cserjeszintjének strukturális változásai. – In: Borhidi, A. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Ökológia az ezredfordulón I.* MTA, Budapest, pp. 213–221.
- Majer, A. (1974): A cseres-tölgyesek fatermési és erdőművelési vonatkozásai a „Sikfőkút Project” faállományának elemzése alapján. – *Erd. és Faip. Egy. Tud. Közl.* **3**: 51–63.
- Nagy, M. (1980): Rágcsáló kisemlősök szerepe tölgyeserdők felújulásában. – *Acta Biol. Debrecina*, **17**: 7–20.
- Papp, B.L. & Papp, M. (1984): Összehasonlító vizsgálatok egészséges és pusztuló tölgyek gyökérzetén. – *Az Erdő*, **33**: 345–347.
- Papp, M. (2001): Változások a lágyszárú növényzetben a síkfőkúti cseres-tölgyes erdőben és környékén 25 év távlatában. In: Borhidi, A. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Ökológia az ezredfordulón I.* MTA, Budapest, pp. 223–230.
- Phillips, D. L. & Shure, D.J. (1990): Patch-size effects on early succession in southern Appalachian forests. – *Ecology*, **71**: 204–212.
- Runkle, J. R. (1982): Patterns of disturbance in some old-growth mesic forests of Eastern North America. – *Ecology*, **63**: 1533–1546.
- Szwagrzyk, J. (1990): Natural regeneration of forest related to the spatial structure of trees: A study of two forest communities in Western Carpathians, southern Poland. – *Vegetatio*, **89**: 11–22.

- Tóthmérész, B. (2001): A síkfőkúti erdő fapusztulási dinamikájának monitoringja. In: Borhidi, A. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Ökológia az ezredfordulón I.* MTA, Budapest, pp. 211–212.
- Vajna, L. (1989): A kocsánytalan tölgy pusztulásának kórok- és járványtani kérdései. *Az Erdő*, **38**: 169–175.

Long term changes in the composition and structure of an oak forest at Síkfőkút, North Hungary

Zsolt Kotroczó¹, Zsolt Krakomperger¹, Gábor Koncz², Mária Papp²,
Richard D. Bowden³, János Attila Tóth¹

¹Department of Ecology, University of Debrecen, Egyetem tér 1., 4032 Debrecen, Hungary

²Department of Botany, University of Debrecen, Egyetem tér 1., 4032 Debrecen, Hungary

³Department of Environmental Science, Allegheny College, Meadville, PA 16335, USA

A climazonal sessile oak-turkey oak forest (*Quercetum petraeae-cerris*) has been studied since the beginning of the 1970s in Hungary, in the framework of Síkfőkút Project ecological research established by the Botanical Department of Debrecen Kossuth L. University. The evenly aged, densely sprouted oak forest which was at that time 60 years old, has changed a lot since. Climatic changes proved by the long term meteorological data series of the research station rolled into one with the epidemic like oak deterioration of 1980s resulted in the alteration of species composition and structure. As we have reference data on the structure of the forest from 1973, we could follow the changes with the resurveying data of 2004, both taken from the permanent one hectare area of the research station (divided into quarters A,B,C,D) where the trees have been tagged and their position fixed on maps. Individuals having larger than 10 cm dbh were considered to be new trees.

In this area in 1973, there were 690 *Quercus petraea* and 126 *Quercus cerris* and only one *Carpinus betulus* tree, accompanied medium-dense shrub layer and average herb layer. In 2004 the forest was more heterogeneous with respect to its species and age structure, with denser shrub layer and hardly any herbs below. During the 31 year period about 70% of *Quercus petraea* individuals died (472 out of 690), but the mortality rate of the sub-Mediterranean *Quercus cerris* was only 16%. Instead of them other tree species grew up, constructing a new lower canopy layer. Among the new species *Acer campestre* became the dominant (with its 131 individuals) but 4 individuals each of *Cerasus avium* and *Acer tataricum* also increased the species diversity. Young oak species could not have competed with them because of the overpopulated acorn consuming wild boar population of the forest stand. Contrary to the „slow changes” conception of the middle age forests without direct human impact, our study presents a sample for quick, important changes over a relatively short period, answering to different environmental effects in Central Europe.

Key-words: forest structure changes, maples, diversity increase, regeneration

Természetes lékek felújulásának vizsgálata a bükki Öserdő Erdőrezervátumban

Kenderes Kata és Standovár Tibor

*ELTE Biológiai Intézet Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c*

*felelős szerző: Kenderes Kata, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék,
1117 Budapest, Pázmány Péter Sétány 1/C, tel.: +36-1-3812187
fax: +36-1-3812188, e-mail: kenderes@ludens.elte.hu*

Összefoglalás: A bükki Öserdő Erdőrezervátum területén a természetes lékképződés dinamikáját vizsgáltuk archív légifelvétel sorozat térinformatikai elemzésével. Ennek eredményeit felhasználva kor és méret alapján kiválasztott 27 lékben terepi mintavétellel megvizsgáltuk az erdő megújulását biztosító újulatot is. A kiválasztott lékekben 25 m²-en az újulat minden egyede esetében feljegyeztük a fafajt, a rágottságot, illetve a magassági osztályt. Eredményeink szerint a lékekben átlagosan 45541 db/ha csemete van, tehát az újulat mennyisége bőven elegendő az erdő folyamatos fennmaradásához. Az állományban pillanatnyilag táplálkozó vadállomány azonban az újulat felnövekedését meggátolja, fajösszetételét pedig jelentősen megváltoztatja. Megállapítható, hogy a természetes erdődinamika érvényesüléséhez szükséges a környező állományokban a vadfajok élőhelyének fejlesztése, illetve a vadlétszám apasztása.

Kulcsszavak: lék, újulat, vadhatás, természetközeli bükkös, erdőrezervátum, fafaj

Bevezetés

Középhegységi bükkösök természetes dinamikájában nagy szerepe van a lombsátort alkotó egyedek életciklusának, és az erre épülő egyed alapú lékdinamikának (Runkle 1985, White & Pickett 1985, Peterken 1996). A lék fogalmát Watt (1947) alkotta meg, aki olyan foltokat nevezett így, ahol a lombkorona egyik egyede elpusztult és megindult a felújulás a növekvő csemeték révén. A fogalmat a későbbi szerzők a relatíve kicsi, közösségen belüli diszturbancia-folt értelmében használják (Runkle 1985). A kis kiterjedésű, a regeneráció eltérő állapotában levő foltok finom léptékű mozaikjából álló erdők faállomány-szerkezete és habitat-diverzitása kiemelt szerepet játszik az ilyen viszonyokhoz adaptálódott erdei fajok fennmaradásában (Somogyi 2000, Kenderes & Standovár 2003, 2004, Standovár & Kenderes 2003). Az élőhely-szerkezet és az élőlények ezen kapcsolatainak feltárása olyan fontos eredménye lehet az erdőrezervátum-kutatásnak, amit a természetvédelem jól hasznosíthat. Fontos tehát megismernünk a lékdinamika jellemzőit, működésének paramétereit valamint megtalálni az egyes erdei fajok számára nélkülözhetetlen elemeit. Ez az erdőrezervátum-kutatás egyik fő feladata (Standovár 2002).

Jelen dolgozatban a lékdinamika szempontjából kitüntetett szerepű fajok közül két csoportot vizsgálunk: a lékdinamikát fenntartó fásszárúakat, illetve a nagytestű növényevőket. Utóbbi csoportba az őshonos özet, gimszarvast illetve a betelepített muflont soroljuk. Ezen fajok táplálkozásában fontos szerepet játszanak a fásszárú növények, bár az egyes vadfa-

joknál különböző mértékben (Homolka 1993, Heroldová 1996, Gebert & Verheyden-Tixier 2001). Hatással vannak tehát az erdő felújulására és ennek mértéke függ az adott területen táplálkozó vad fajától, mennyiségétől és a rendelkezésére álló tápláléktól. A vadhatást tehát befolyásolja az élőhelyül szolgáló táj minősége, a hasznosítható foltok száma, mérete, milyensége. Erdős táj esetén az utóbbiakra az erdőgazdálkodás módja erősen hatást gyakorol (Reimoser & Gossow 1996, Szemethy et al. 1996, Csányi 1999, Tóth & Szemethy 2000, Szemethy et al. 2004). A vad létszámára pedig a csúcsragadozók lehetnének és a vadgazdálkodók lehetnek hatással.

Vizsgálatunkban az alábbi kérdésekre kerestük a választ:

Természeteszerű bükkös állományban a természetes bolygatás során keletkezett lékekben milyen mennyiségű újulat jelenik meg?

Milyen ennek az újulatnak az egészségi állapota, milyen mértékű vadhatás éri?

A vadhatás mértéke függ-e az újulat magasságától, fajától?

Van-e hosszú távú hatása a vadnak az állomány összetételére?

Módszerek

A bükki Őserdő Erdőrezervátum területén 27 különböző korú, közel azonos méretű, nyitott és záródott lékben megvizsgáltuk az erdő megújulását biztosító újulatot. A lékeket archív légifelvétel sorozat térinformatikai elemzésével választottuk ki, keletkezési, és ha volt, záródási idejük alapján. Ehhez a rezervátumról készült 1975, 1980, 1993 és 2000 évi légifotókat használtuk. Egy-néhány korona méretű (30-200m² területű), közel kör alakú lékeket kerestünk a vizsgálathoz. A lékeket csoportosítottuk kor szerint (idős (I): 1980 előtt keletkezett, az 1980-as fotón már látszik és fiatal (F): először az 1993-as felvételen látszik), valamint záródás alapján (záródott (Z): már a fényképsorozaton látható a záródása illetve a terepen megállapítottuk a bezáródást, nyitott (Ny): a 2000-es felvételen még lék és a terepi vizsgálat idején is lék). A terepi felvételezést 2005 júliusának végén végeztük. A kiválasztott lékek közepén 25 m²-en az újulat minden egyede esetében feljegyeztük a fafajt, a borítást, a rágottságot (l. táblázat), illetve a magassági osztályt. Magonc kategóriába soroltuk a szikleveles vagy maximum két lomblevéllel rendelkező egyedeket. A magonc állapotból kinőtt egyedeket 0-50 cm, 50-100 cm, 1-2 m, 2-8 m és 8 m-t meghaladó, de a lombkorona-szintet el nem érő magassági osztályokba soroltuk.

1. táblázat. A vadrágás kategorizálása

kategória	meghatározás
Ép	A növényen nincs nyoma vadrágásnak
R2	A hajtások láthatólag csak az utolsó évben sérültek
R3	A hajtások több éve vissza vannak rágva, de a növény életképes
R4	Az R3 alosztala, a tő vastagsága alapján feltételezhető, hogy az egyed nagyobb magassági osztályba tartozna, ha nem lenne erősen rágott
R5	A hajtások több éve vissza vannak rágva, a növény nem életképes

A lék keletkezés, záródás hatását t-próbával illetve Welch-teszttel vizsgáltuk a szórások F-próbával történő ellenőrzése után. Az újulat egyes változóinak függetlenségét Pearson χ^2 próbával ellenőriztük (Statsoft 2004).

Eredmények

Az idősebb/fiatalabb, illetve a nyitott/záródott lékek magonc-, illetve csemeteszám összehasonlítása azt mutatta, hogy a magoncszám az idősebb, 1980 előtt keletkezett lékekben általában nagyobb (I: 91,2±128,3, F: 19,3±16,8, Welch $t=2,27$, $df=17,01$, $p<0,05$). 2–8 méter közötti (I: 0,5±1,1, F: 0±0) és 8 méternél magasabb újulatot pedig csak idős lékekben találtunk (I: 0,4±0,6, F: 0±0). A kis mintaszám miatt azonban a t-próba nem szignifikáns. 50 cm és 1 m közti magasságú újulat nagyobb mennyiségben fordul elő a még nem záródott lékekben (Z: 0,2±0,8, Ny: 9,7±11,9, Welch $t=-2,96$, $df=13,14$, $p<0,05$). A 8 méter feletti újulat nagyobb mennyiségben fordul elő a záródott lékekben (Z: 0,5±0,7, Ny: 0±0, Welch $t=2,52$, $df=12$, $p<0,05$).

A 10 cm és 1 m közötti újulat mennyisége átlagosan 45541±41093,5 db/ha. Egy méternél magasabb, de két méternél alacsonyabb újulat egyetlen mintánkban sem szerepel.

Az újulat egyedeinek rágottsága jelentős mértékű (2. táblázat), a 10–50 cm-es magassági osztályban átlagosan az egyedek 15%-a volt ép, többségük (84,5%) több éve rágott. Az 50 cm és 1 m közötti magasságú újulat esetén 95,4% volt a több éve rágott egyedek aránya. A χ^2 próba szerint a magasság és a rágottság mértéke nem függetlenek. A 10–50 cm újulat esetében az ép és R4 kategória észlelt gyakorisága nagyobb, az R3 kategória esetén pedig kisebb, mint a várt érték. Míg az 50 cm-nél magasabb méretosztályban fordítva, az ép és R4 kategóriában alacsonyabb, és az R3-ban magasabb a megfigyelt gyakoriság (Pearson $\chi^2 = 40,0658$, $df=4$, $p<0,001$).

Fafajonként vizsgálva a rágottság mértékét (3. táblázat) azt találtuk, hogy a különböző fajok egyedei eltérő mértékben károsodtak (Pearson $\chi^2 = 387,761$, $df=16$, $p<0,001$). A bükkök 33,2%-a ép, míg a magas kőris esetén 6,5%, korai juharnál 13,4% az ép egyedek aránya.

2. táblázat. Az újulat egyedeinek rágottsága magassági osztályok szerint

		Ép		R2		R3		R4		R5		Σ
		db	%	db	%	db	%	db	%	db	%	
10-50	észlelt	429	15,04	13	0,46	1908	66,88	499	17,49	4	0,14	2853
	várt	415,90		12,43		1940,88		479,96		3,82		
50-100	észlelt	6	4,58	0	0	122	93,13	3	2,29	0	0	131
	várt	19,10		0,57		89,12		22,04		0,18		
Σ		435	9,81	13	0,23	2030	80,01	502	9,89	4	0,07	

3. táblázat. Az újulát egyedeinek rágottsága fajok szerint

		Ép		R2		R3		R4		R5		Σ
		db	%	db	%	db	%	db	%	db	%	
Bükk	észlelt	119	33,24	2	0,56	169	47,21	65	18,16	3	0,84	358
	várt	52,19		1,56		243,55		60,23		0,48		
Magas köris	észlelt	109	6,47	9	0,53	1215	72,11	351	20,83	1	0,06	1685
	várt	245,64		7,34		1146,30		283,47		2,26		
Korai juhar	észlelt	62	13,45	0	0	336	72,89	63	13,67	0	0,00	461
	várt	67,20		2,01		313,62		77,55		0,62		
Hegyi juhar	észlelt	142	31,84	1	0,22	292	65,47	11	2,47	0	0,00	446
	várt	65,02		1,94		303,41		75,03		0,60		
Hegyi szil	észlelt	3	8,82	1	2,94	18	52,94	12	35,29	0	0,00	34
	várt	4,96		0,15		23,13		5,72		0,05		
Σ		435	18,76	13	0,85	2030	62,12	502	18,08	4	0,18	

A bükkök 66,7%-a volt több éve rágott, míg a magas körisek 93%-a, a korai és hegyi juhar csemeték 86,6, illetve 67,9%-a. Az ép kategóriában nagyobb a magas köris várt mennyisége, mint a megfigyelt, viszont a bükk és hegyi juhar esetén pont fordított a helyzet. A több éve rágott egyedek között bükk illetve hegyi juhar volt kevesebb és magas köris, korai juhar több mint a várt érték.

Az elegyfajok abszolút és relatív egyedszáma csökken az egyre nagyobb magassági osztályok felé haladva (4. táblázat; Pearson $\chi^2 = 139,696$, $df=4$, $p<0,001$). Egyedül a bükk viselkedik ezzel ellentétesen. A 4. táblázat csak az 1 méter alatti egyedeket mutatja, az ennél magasabb egyedek mind bükkök.

4. táblázat.

		Bükk		Magas köris		Korai juhar		Hegyi juhar		Hegyi szil		Σ
		db	%	db	%	db	%	db	%	db	%	
10-50 cm	észlelt	300	10,52	1630	57,13	448	15,70	441	15,46	34	1,19	2853
	várt	342,28		1611,03		440,76		426,42		32,51		
50-100 cm	észlelt	58	44,27	55	41,98	13	9,92	5	3,82	0	0	131
	várt	15,72		73,97		20,24		19,58		1,49		
Σ		358	27,39	1685	49,56	461	12,81	446	9,64	34	0,59	

Értékelés

Megállapítható, hogy a bükki Őserdő Erdőrezervátum megvizsgált lékjeiben az újulat mennyisége bőven elegendő az erdő folyamatos fennmaradásához. A természetes úton létrejött kisméretű, egy vagy néhány fa halálával keletkezett lékekben a felújulást biztosító újulat megfelelő számban képes megtelepedni, és hosszú távon fennmaradni. Az idősebb lékekben több mag tud kicsírázni, amiben szerepet játszhat, hogy kevésbé dús az aljnövényzet, több a megfelelő megtelepedési felszín. A magoncok túlélését azonban már nem biztosítják úgy ezek a lékek, mint a fiatalabbak. Így a 10-50 cm-es méretosztályban nem találtunk szignifikáns eltérést az egyedszámban. Két méternél magasabb újulatot is csak idős lékekben találtunk, mert az ilyen lékekben korábban növekedésnek indult újulat még fel tudott nőni. A jelenleg is nyitott lékekben volt jelentősebb számban az 50 cm és 1 m közötti újulat, ami azzal is magyarázható, hogy ezen lékek aljnövényzete gyakran dús, magas, többnyire csalánban gazdag, ami talán valamelyest gátolja a vad hozzáférését.

A vad hatása jelentős a területen. Az állományban pillanatnyilag táplálkozó vadállomány az újulat felnövekedését meggátolja. Míg a 10–50 cm magasságú újulat egyedeinek 15%-a ép, az 50 cm és 1 m közöttieknek csak 4,6%-a, 1–2 m magasságú újulat pedig egyetlen mintánkban sem szerepelt. Ez a hiány egyértelműen annak tudható be, hogy az újulat adott korosztálya erősen rágott, nem tud „kinőni a vad szájából”. Magasabb újulat csak 2 méter felett található, ezek az egyedek pedig idősebb, 1980 előtt keletkezett lékekben fordultak elő, bár nem nagy gyakorisággal. Az Őserdőben táplálkozó állatok (fajukról nincs pontos adatunk) eltérő mértékben fogyasztják az egyes fásszárú fajokat. Az elegyfajok újulatának nagy része károsodott (magas köris, korai és hegyi juhar) míg a bükk újulat sokkal kisebb arányban rágott. Az egyes magassági osztályok fajösszetétele eltérő, a bükk relatív gyakorisága nő az egyre nagyobb magassági osztályok felé haladva, míg az elegyfajoké csökken. Vizsgálatunk tehát azt mutatja, hogy a vad jelentősen befolyásolja a fafaj-összetételt azzal, hogy az elegyfajokat szívesebben eszi (lásd még Ammer 1996), jobban gátolja a növekedésüket, míg a bükkök több esélyt kapnak. Megjegyzendő azért, hogy a vadhatás mellett más faktorok is szerepet játszhatnak ebben, ilyen például a lékben uralkodó fényintenzitás, amely szintén a bükknek kedvez (Emborg 1998), de az egyes fajok rágás utáni regenerálódása is más lehet.

A vad növényzetre gyakorolt hatása azonban tájleptékben vizsgálandó, hiszen a mindösszesen 25 hektáros Őserdőben táplálkozó állatok ennél jóval nagyobb területet használnak. A jelenleg országosan általános vágásos üzemmódban történő erdőkezelés sematikus alkalmazása és ennek járulékos következményei jelentősen csökkenthetik a vad számára elérhető táplálék mennyiségét, és szűkíthetik a minőségi skálát. Az erdőkezelés egyszerűsítése céljából a cserjék eltávolítása mind minőségi, mind mennyiségi táplálékkieséshez vezet (pl. Mátrai & Szemethy 2000, Mátrai et al. 2004). Az egykorú állományok térbeli korosztálymegoszlása is befolyásolhatja a táplálék elérhetőségét, ha a fényszegény rudas állományok kerülnek túlsúlyba, az idős, fénygazdagabb, erősebb cserjeszintű állományokkal szemben (Szomorad 2000). A felújítási területek bekerítése pedig újabb táplálkozóhely-megvonást jelent (Szemethy et al. 1994). Ezért elmondható, hogy az Őserdő állapotáért a környező gazdasági erdők kezelésmódja is felelős. Többkorú állományok kialakításával, a

vágásos üzemmódról természetközelibb gazdálkodásra való áttéréssel a helyzet javítható. Az átállás azonban nem egyszerű, nem lehet pusztán az erdőgazdálkodóra terhelni a probléma megoldását. Az átalakítás valószínűleg csak alacsonyabb vadlétszám mellett sikerülhet.

A bükki Őserdő Erdőrezervátum magterület, benne semmiféle erdőgazdálkodás nem folyik. Tudományos kutatások zajlanak a területén, melyek célja az emberi kezeléstől mentesített erdő ökológiai szempontú vizsgálata. A nagyvadak túl magas egyedsűrűsége azonban teljesen leállíthatja a terület felújulását, így nem kerülhet birtokunkba az a tudás, amelynek megszerzésére a rezervátumot létrehozták.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönet illeti Szemethy Lászlót a gondolatébresztő vitáért, amit a III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencián, Az erdő: ökoszisztéma és természeti erőforrás című vitáülésén folytatott. Ódor Péter és Ruff János pedig tanácsaikkal segítették munkánkat. A vizsgálat anyagi fedezetét az OTKA T043452 biztosította.

Irodalomjegyzék

- Ammer, C. (1996): Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. – *For. Ecol. Manage.*, **88**: 43–53.
- Csányi, S. (1999): A gímszarvasállomány terjeszkedése az Alföldön. – *Vadbiológia*, **6**: 43–48.
- Emborg, J. (1998): Understorey light conditions and regeneration with respect to the structural dynamics of a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. – *For. Ecol. Manage.*, **106**: 83–95.
- Gebert, C. & Verheyden-Tixier, H. (2001): Variations of diet composition of Red Deer (*Cervus elaphus* L.) in Europe. – *Mammal Review*, **31**: 189–201.
- Heroldová, M. (1996): Dietary overlap of three ungulate species in the Palava Biosphere Reserve. – *For. Ecol. Manage.*, **88**: 139–142.
- Homolka, M. (1993): The food niches of three ungulate species in a woodland complex. – *Folia Zool.*, **42**: 193–203.
- Kenderes, K. & Standovár, T. (2003): The impact of forest management on forest floor vegetation evaluated by species traits. – *Community Ecology*, **4** (1): 51–62.
- Kenderes, K. & Standovár, T. (2004): Vizsgálható-e erdeink természetessége az aljnövényzet ökológiai szempontú elemzésével? – *Természetvédelmi Közlemények*, **11**: 127–137.
- Mátrai, K. & Szemethy, L. (2000): A gímszarvas szezonális táplálékának jellegzetességei Magyarország különböző élőhelyein. – *Vadbiológia*, **7**: 1–9.
- Mátrai, K., Szemethy, L., Tóth, P., Katona, K. & Székely, J. (2004): Resource use by red deer in lowland nonnative forests, Hungary. – *Journal of Wildlife Management*, **68**: 879–888.

- Peterken, G. F. (1996): *Natural Woodland – Ecology and conservation in northern temperate regions*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 91–95.
- Reimoser, F. & Gossow, H. (1996): Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. – *For. Ecol. Manage.*, **88**: 107–119.
- Runkle, J. R. (1985): Disturbance Regimes in Temperate Forests. – In Pickett, S. T. A. & White, P. S. (eds) *The Ecology of Natural disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando, pp. 17–33.
- Somogyi, Z. (2000): *A változatos faállomány-szerkezet szerepe*. – In Frank, T. (szerk.) *Természet – Erdő – Gazdálkodás*. MME & Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, pp. 63–76.
- Standovár, T. (2002): Európai együttműködés az erdőrezervátum-kutatásban: COST E4. – In Horváth, F. & Borhidi, A. (szerk.) *A hazai erdőrezervátum-kutatás célja, stratégiája és módszerei*. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 17–26.
- Standovár, T. & Kenderes, K. (2003): *A review on natural stand dynamics in beechwoods of East Central Europe*. – *Appl. Ecol. and Env. Res.*, **1** (1–2): 19–46.
- StatSoft, Inc. (2004): STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com
- Szemethy, L., Heltai, M. & Ritter, D. (1994): Előzetes eredmények a gímszarvas mozgáskörzetéről rádiótelemetriás nyomkövetés alapján. – *Vadbiológia*, **4**: 1–10.
- Szemethy, L., Ritter, D., Heltai, M. & Pető, Z. (1996): A gímszarvas tér-idő használatának összehasonlító vizsgálatai egy dombvidéki és alföldi élőhelyen. – *Vadbiológia*, **5**: 43–59.
- Szemethy, L., Katona, K., Székely, J., Bleier, N., Nyeste, M., Kovács, V., Olajos, T. & Terhes, A. (2004): A cserjeszint táplálékinálatának és rágottságának vizsgálata különböző erdei élőhelyeken. – *Vadbiológia*, **11**: 11–23.
- Szomorad, F. (2000): A cserjeszint szerepe. – In Frank, T. (szerk.) *Természet – Erdő – Gazdálkodás*. MME & Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, pp. 77–84.
- Tóth P. & Szemethy L. (2000): A gímszarvas elterjedési területének változása Magyarországon – *Vadbiológia*, **7**: 19–26.
- Watt, A. S. (1947): Pattern and process in the plant community. – *Journal of Ecology*, **35**: 1–22.
- White, P. S. & Pickett, S. T. A. (1985): *Natural disturbance and Patch Dynamics*. – In Pickett, S. T. A. & White, P. S. (szerk.) *The Ecology of Natural disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando, pp. 3–13.

Gap regeneration in the Óserdő Forest Reserve

Kata Kenderes and Tibor Standovár

Loránd Eötvös University, Institute of Biology, Department of Plant Taxonomy and Ecology

Abstract: We performed a GIS analysis using a series of archive aerial photographs to study the dynamics of canopy gap formation in the Óserdő Forest Reserve, Bükk Mts., Hungary. Based on age and size criteria, we selected 27 gaps for sampling regeneration. In each selected gap all tree individuals lower than 8 m were recorded using species, height and signs of browsing as descriptors in a 25 m² plot. We found a mean density of 45541 individual/hectare, i.e. the amount of seedlings and saplings is sufficient for successful regeneration of the forest. However, current high game density impedes the growth of regeneration into the canopy, and also changes species composition due to selective browsing. We conclude, that in order to maintain a functional natural gap dynamics, the effects of game browsing should be reduced by both controlling their number and by improving quality of their habitat.

Key-words: gap, regeneration, browsing, semi-natural beech forest, forest reserve, tree species

A Beregi-sík erdőfragmentumainak élőhelyszerkezeti elemzése a futóbogár fauna alapján

Vasas Vera^{1*}, Magura Tibor², Tóthmérész Béla³, Jordán Ferenc⁴, Kődöböcz Viktor²

¹Eötvös Loránd Tudományegyetem, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
Pázmány P. s. 1/c, 1117, Budapest

²Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen
Pf. 216, 4002, Debrecen

³Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, Debrecen
Pf. 71, 4010, Debrecen

⁴MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport, Ludovika tér 2., 1083, Budapest

*felelős szerző: ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék,
Pázmány P. s. 1/c, 1117, Budapest
e-mail: vvasas@yahoo.com

Összefoglaló: Az élőhelyek pusztulásával szorosan összefüggő természetvédelmi probléma a habitatfragmentáció jelensége. A Beregi-sík megmaradt erdőfragmentumaiban élnek olyan futóbogárfajok, melyek fennmaradása jelentős mértékben függ a Kárpátok irányából, ökológiai folyosókon keresztül történő bevándorlástól. Több szempontból is megvizsgáltuk, az ilyen élőhelyfoltokból és folyosókból álló élőhely-hálózat összefüggőségét és azt, hogyan lehetséges azt a természetvédelmi céloknak megfelelően javítani. Célunk az volt, hogy (1) meghatározzuk az egyes élőhelyfoltok relatív fontosságát, (2) a gyakorlatban létesíthető folyosók közül kiválasszuk azokat, amelyek a lehető legnagyobb mértékben növelik a hálózat összefüggőségét, valamint (3) megvizsgáljuk a meglévő folyosók minőségjavításának várható hatását. Eredményeink alapján viszonylag egyszerű beavatkozások is jelentősen növelhetik a vizsgált fajok túlélési esélyét. A Munkácsi erdő és a hozzá kapcsolódó folyosók, valamint a Beregújfalui erdőt a Kárpátokkal összekötő folyosó kiemelt védelemre érdemes.

Kulcsszavak: Carabidae, élőhely fragmentáció, hálózat, gráfelmélet, ökológiai folyosó

Bevezetés

Az erdők védelme összetett, sokoldalú feladat, ami csak akkor hatékony, ha az erdei élővilág közösségi szintű védelmén alapul. Ez fajok, fajkombinációk, illetve fajkölcsonhatások megőrzését és ezen keresztül az erdőre jellemző közösségi ökológiai funkciók fenntartását jelenti. A tájökölógiai és a közösségi ökológiai folyamatok jelentős mértékben összefüggenek. Például az élőhelyfragmentációra különösen érzékeny, a táplálékláncban magas státuszú ragadozók lokális kihalása sok esetben az alacsonyabb státuszú ragadozók elszaporodásához vezet (Crooks & Soulé 1999), ez pedig a növényevők, vagy akár a növények szintjét is átrendezheti. A jelentősen fragmentált területeken tehát az erdei élővilág integritása szempontjából különösen fontos a ragadozók védelme. A kiemelkedő fragmentációs érzékenység általában a mobilitással, a kis populációmérettel és a viszonylag alacsony denzitással függ össze. Sok esetben a ragadozók túlélésének, és ezen keresztül a megfelelő belső kontrollal rendelkező közösségek megőrzésének kulcsa az élőhelyfragmentumok közötti migráció és génáramlás. Ennek hiányában genetikai és demográfiai okok az izolált,

lokális populáció kihalását okozhatják. A migráció korlátait az élőhely térszerkezete jelenti, például az ökológiai folyosók kedvezőtlen térbeli mintázata.

A futóbogarak (*Coleoptera: Carabidae*) sok faja ragadozó (Lövei & Sunderland 1996), ezért a fragmentációra adott válaszuk tanulmányozása rendkívül fontos. Terepi és irodalmi adatok alapján jól azonosítható a bogarak élőhelyválasztása. Élőhelyszerkezeti vizsgálatokra a futóbogarak rendkívül alkalmasak, hiszen a zárt erdőkhöz kötődő fajok esetében jól azonosíthatóak az élőhelyszerkezet elemei és viszonylag egyszerűen kivitelezhetőek kísérletek is. Ennek megfelelően ma már sok adat áll róluk rendelkezésre, a tájökológia „szent állatainak” számítanak (mint a genetikában a *Drosophila* vagy növénygenetikában az *Arabidopsis*).

Célunk a Beregi-sík korábban egybefüggő, ma jelentős mértékben fragmentált erdeihez kötődő futóbogár fauna élőhelyszerkezetének hálózati elemzése. Szeretnénk megállapítani (1) a jelenlegi élőhelyhálózat térszerkezeti elemeinek (foltok és folyosók) a migráció és génáramlás fenntartásában betöltött jelentőségét, (2) a létesíthető folyosók becsült relatív hasznát, és (3) a jelenlegi folyosók elvi javításának becsült hasznát.

Módszerek

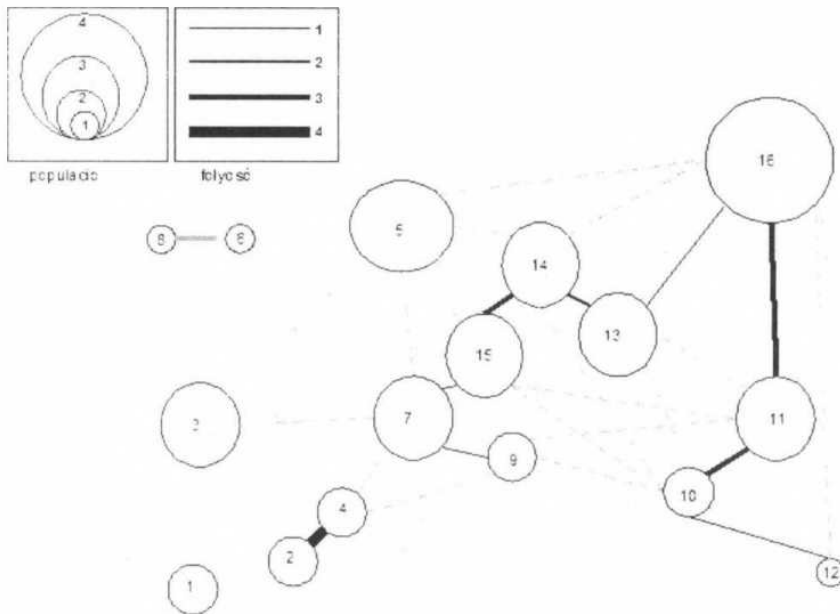
A vizsgált élőhelyhálózat

Vizsgálatunk során a Beregi-sík 15 erdőfoltját és a Kárpátokat tanulmányoztuk. A Beregi-síkot a 18-19. században még összefüggő erdőség borította, így a Kárpátokra jellemző erdei domb- és hegyvidéki fajok le tudtak terjedni a síkságra is. Mára az egykor összefüggő erdőség erőteljesen feldarabolódott. Így a mostani erdőfragmentumok egymástól és a Kárpátoktól is különböző mértékben elszigetelődtek. Azonban a jelenlegi erdőfoltokban is számos olyan domb- és hegyvidéki zárterdei futóbogár populációja él, amelyek potenciális kolonizációs forrása a Kárpátok (Magura et al. 1997, 2001, Ködöböcz & Magura 1999). A domb- és hegyvidéki zárt erdőkhöz szorosan kötődő fajok számára különösen kedvezőtlen folyamat az erdők feldarabolódása (Lövei et al. 2006). Ilyen fajok a *Leistus piceus* (Frölich 1799), a *Carabus intricatus* (Linnaeus 1761), a *Cychrus caraboides* (Linnaeus 1758), az *Abax parallelus* (Duftschmid 1812), a *Cymindis cingulata* (Dejean 1825), a *Carabus arcensis carpathus* (Born 1902), a *Pterostichus melas* (Creutzer 1799) és a *Molops piceus* (Panzer 1793).

A terület légifotói alapján megszerkesztettük a fentebb említett domb- és hegyvidéki zárt erdőkhöz kötődő futóbogár fajokra vonatkoztatott élőhelyszerkezeti hálózatot (1. ábra, kódokat lásd 1. táblázat), melyben a gráfpontok erdőfoltoknak felelnek meg, a gráfélek pedig ökológiai folyosó-jellegű térelemeknek. A foltokon élő lokális populációméretek alapján szemikvantitatív módon, 1-től (alacsony) 4-ig (magas) jellemeztük a foltok minőségét. Az egyes fajok adatait összevontuk. A lokális populációméretet csapdázással becsültük, évente átlagosan 0–10 csapdázott futóbogár egyed esetén a folt minősége 1, 11–100 egyed esetén 2, 101–1000 egyed esetén 3, végül több mint 1000 egyed esetén 4. A folyosók átjárhatóságát a terepi tapasztalatok (barrierként működő utak stb. elhelyezkedése), és a bogarak viselkedésmintázatai alapján hasonlóan 1-től 4-ig jellemeztük. Átjárhatóságot

azon foltpárok között feltételeztünk, amelyek 1 km-nél közelebb vannak egymáshoz. Az egész metapopuláció (*sensu* Pickett & Cadenasso 1995) egy olyan forrás-nyelő rendszer, melyben a Kárpátok vonulatait reprezentáló 16-os folt a forrás. Ilyen értelemben a hálózat jelenleg izolált foltokból és két "biogeográfiai köldökzsinórból" áll (Diamond & Gilpin 1983). Az élőhelyhálózat erősen fragmentált (a gráf sok komponensből áll; 1. ábra).

A rendelkezésünkre álló adatok alapján súlyozott, irányított, több komponensű gráfot alkottunk. Az erdőfoltokat N1-től N16-ig jelöltük, a folyosókat pedig L1-től L9-ig (1. táblázat). Listát készítettünk azokról a foltpárokról, amelyek között elvben lehetséges zöld folyosót létesíteni (ezeket L10-től L27-ig jelöltük), majd becsültük a tervezett folyosók átjárhatóságát. Kilencvenhárom, elvben lehetséges folyosóval nem foglalkoztunk, részben topográfiai és fiziognómiai kényszerek miatt, vagy azért, mert jelentőségük önmagukban elenyésző. Például nehéz folyosót elképzelni N8 és N12 között és nem lenne nagy jelentősége egy N1 és N3 közötti folyosónak (ld. 1. ábrát). A meglévő folyosók javításának vizsgálatokor a javított változatokat L1*-tól L9*-ig kódoltuk.



1. ábra. A vizsgált élőhelyhálózat szerkezete. A foltok és a folyosók minőségét egy négy fokozatú (1-4) skálán jellemeztük. Nagy kör nagy lokális populációt, vastag vonal könnyű átjárhatóságot jelent. Szaggatott vonalak jelzik a létesíthető folyosókat. Az 1. táblázat adja meg a térelemek kódjait.

1. táblázat. Az élőhelyszerkezetet alkotó foltok (N1-N16) és folyosók (L1-L9) kódjai, beleértve a tervezhető (L10-L27) folyosókat is. A jelenlegi hálózatra vonatkozó adatok a bal oldalon, a tervezhető elemekre vonatkozó adatok pedig a jobb oldalon láthatóak. Minden erdőfolt és folyosó minőségét négyfokozatú (1-4) skálán jellemeztük, ahol 1 a legrosszabb, 4 pedig a legjobb állapotnak felel meg.

Aktuális hálózat			Tervezhető hálózat		
Élőhelyfoltok			Tervezhető folyosók		
kód	név	minőség	kód	pozíció	becsült minőség
N1	Bockerek	2	L10	N3 / N5	1
N2	Déda H	2	L11	N3 / N7	1
N3	Lónya	3	L12	N4 / N7	1
N4	Déda U	2	L13	N4 / N9	1
N5	Dobrony	4	L14	N5 / N7	1
N6	Peres	1	L15	N5 / N14	1
N7	Rafajna	3	L16	N5 / N15	1
N8	Téglás	1	L17	N5 / N16	1
N9	Gút	2	L18	N6 / N8	3
N10	Alsóremete	2	L19	N9 / N10	1
N11	Beregújfalú	3	L20	N9 / N11	1
N12	Puskinó	1	L21	N10 / N13	1
N13	Munkács	3	L22	N10 / N14	1
N14	Alsókerepec	3	L23	N10 / N15	1
N15	Gát	3	L24	N11 / N13	1
N16	Kárpátok	4	L25	N11 / N15	1
			L26	N12 / N16	1
			L27	N14 / N16	1
Folyosók					
kód	pozíció	minőség			
L1	N2 / N4	4			
L2	N7 / N9	1			
L3	N7 / N15	1			
L4	N14 / N15	3			
L5	N13 / N14	2			
L6	N13 / N16	1			
L7	N11 / N16	3			
L8	N10 / N11	3			
L9	N10 / N12	1			

A hálózat jellemzése

Az egyes térszerkezeti elemek (foltok és folyosók) jelentőségének becslésére olyan hálózati indexeket használtunk, melyek azt számszerűsítik, hogy egy adott elem kiesése illetve a hálózatba történő beépítése (pl. folyosó létesítése) milyen hatással van a hálózat globális tulajdonságaira, leginkább az összefüggőségére. Az összefüggőség alapvető jelentőségű, mint a migráció és a génáramlást potenciálisan meghatározó tényező. A különféle, rendelkezésünkre álló hálózatelemzési módszerek közül a vizsgálni kívánt gráf tulajdonságai határozzák meg, melyek alkalmazandók. Bogaraink élőhelyszerkezetének tulajdonságai és a rendelkezésünkre álló adatok alapján az alábbi indexek alkalmazását tartottuk ésszerűnek.

Fokszám. A foltok pozicionális jelentőségét legegyszerűbben a szomszédos foltok számának megadásával jellemezhetjük. Folyosók esetén a fokszámot a végpontot alkotó foltok fokszámának átlagaként definiáltuk.

Távolság és topográfiai távolság. Egy hálózatban két pont távolságát a gráfélek minimális száma definiálja, amelyeken keresztül az egyik pontból a másikba juthatunk (Harary 1969). Egy pont összes többitől mért távolságának átlaga jellemzi a pont központi elhelyezkedésének mértékét a hálózatban. A kis átlagos távolsággal jellemezhető élőhelyfoltból kerülhetnek egyedek leggyorsabban a többi foltba. Ha a gráfélek számán túl azok minőségét is figyelembe vesszük, akkor az átlagos topográfiai távolságnak nevezett indexet kapjuk (Jordán et al. 2003), mely sokkal realisabb jellemzője a folt többi folttól mért távolságának. A távolság itt nem a szokásos SI mértékekre utal (mint pl. km), bár a becsült átjárhatóságérték egyik komponense lehet a folyosó hossza (hosszabb folyosón nagyobb a predációs veszély, a sikertelen bolyongás vagy a véletlenszerű elhullás). A fokszámhoz hasonlóan a folyosók távolságértéke a végpontokat alkotó foltok távolság-értékének átlaga.

Maximális metapopulációméret. A térszerkezet vizsgálatakor lényeges, hogy mekkora az egyes izolátumokban (foltokban vagy foltcsoportokban) egymással migrációs kapcsolatban maradó lokális populációk összegyedyszáma. A lokális populációméret, mellyel a foltminőséget jellemeztük, lehetőséget kínál arra, hogy megadjuk az egyes térszerkezeti változások nyomán kialakult helyzetben a még egymással összefüggő populációrendszerek közül a legnagyobbak a méretét (ez jelen esetben több kisebb izolátum és egy kiugróan nagy csoport, melyet most metapopulációnak nevezünk). Az egyes térszerkezeti elemek elvesztésének vagy létesítésének hatását mutató maximális metapopulációméret a megváltozott gráfot jellemzi ilyen szempontból és fontos, a topológiai elemzést kiegészítő információt szolgáltat. A vizsgált hálózatban ennek értéke 24, amely a folyosók létesítésének a hatására nőhet, illetve erdőfoltok vagy folyosók elvesztésének hatására pedig csökkenhet.

Összetett fontossági index. Az eddig bemutatott indexekből egy összetett fontossági indexet készíthetünk (I^*). A most használt változat egy korábbi mérce (Jordán et al. 2003, Jordán et al. 2004, Pascual Hortal & Saura, 2006) módosított változata. Ez a fontossági index egyaránt alkalmas foltok és folyosók jellemzésére és azok jelentőségének közvetlen összevetésére, emellett a topológiai tulajdonságokat terepen becsült folt- és folyosóminőséget jellemző adatokkal egészíti ki.

A forráshoz kötött szubpopuláció mérete. A maximális metapopulációméret speciális eseteként megállapíthatjuk a forrásfolttal (itt N16, Kárpátok) összefüggő foltokban élő

szubpopuláció méretét is (*C16*), amennyiben feltehető az irányított gráffal reprezentált, jellemzően forrás-nyelő metapopulációs rendszer léte. Ez az index akkor hasznos, ha feltételezzük az akadálytalan migrációt, tehát a nyelő folttól mérhető gráfbéli távolság közömbös. Használata akkor indokolt, ha nem elsősorban a migrációs folyamatra koncentrálnunk, hanem a forrással összeköttetésben álló szubpopuláció méretére, mert a vizsgált faj(ok) pl. a kihálás közelébe kerülnek.

Távolsággal súlyozott elérhetőség a forrásból. Amennyiben forrás-nyelő rendszerben gondolkodunk, és fontos figyelembe vesszük a migráció közben fellépő zavarásokat (pl. megnövekedett predációs veszély), ésszerűen megadható a kijelölt forrástól való távolsággal súlyozott elérhetőség (*R*). A távolsággal történő súlyozás nem csak a becsült átjárhatósági értékek használatára utal, hanem a topológiai alapokon történő súlyozásra is. A számolás részletei Borgatti (2003) cikkében található. Az index számolása során az egyes foltokban élő populációk méretét a Kárpátoktól való topográfiai távolsággal súlyoztuk, majd a fentiek összegét a hálózat méretével (a foltok számával) és a lehetséges legjobb foltminőséggel normáltuk.

Eredmények

Amennyiben az élőhelyhálózatot irányítatlan gráfként tekintjük, azaz nem forrás-nyelő jellegű metapopulációs rendszerként, a fontossági index szerint jellemezhetjük a térelemek relatív jelentőségét (2. táblázat). Ilyenkor az N13-mal jelölt Munkácsi erdő elvesztése okozza a legnagyobb zavart az élőhelyhálózat összeköttettségében, azaz a migrációs lehetőségek szempontjából. A legesekélyebb probléma az N9-es az N12-es folt, a Gúti erdő és a Puskinói erdő elvesztése lenne, hiszen ezek a kis populációt eltartó foltok a legnagyobb komponens két szélén találhatóak. A folyosók közül az Alsókerepeczi erdőt és a Munkácsi erdőt összekötő (L5) megőrzése a legfontosabb. A legnagyobb komponensen kívül eső foltok és folyosók elvesztése ilyen szempontból érdektelen, a fontossági index értéke ráadásul módszertani okból sem állapítható meg. A foltok általában nagyobb jelentősége részben abból fakad, hogy egy folt törlésekor a kapcsolódó folyosókat is értelemszerűen töröljük, de ez általában jól tükrözi a természetes jelenségeket. Megfontolandó, de elég nehézkes lenne figyelembe venni a foltvesztést követően esetleg megmaradó folyosók összevonását. Ily módon igen alacsony permeabilitású folyosókat lehetne létrehozni.

A forrással összefüggő szubpopuláció mérete alapján összehasonlítható a meglévő térelemek elvesztésének és az elképzelhető térelemek létesítésének hatása (mindez érzéketlen a migrációs távolságokra). Eszerint a Kárpátokat és a Munkácsi erdőt összekötő folyosónak (L6) vagy magának a Munkácsi erdőnek (N13) elvesztése okozza a legnagyobb problémát. Mindkét esetben az egyik „biogeográfiai köldökzsinór” elvágásáról van szó, aminek következményeképpen több, nagyobb méretű szubpopuláció szakadna el a forrástól. Az indexen javító események közül a legfontosabb hat olyan kombináció, melyek annak értékét 24-ről egyaránt 28-ra növelik. Ezek valamennyien olyan zöld folyosók, amelyek vagy a Dédai erdőt (N2 és N4) vagy a Dobronyi erdőt (N5) kötik össze a legnagyobb komponenssel.

2. táblázat. A különböző térszerkezeti elemek fontossági rangsora három index szerint (*I**: fontossági index, *C16*: forrással összefüggő populációméret, *R*: forrásból való elérhetőség). Vastag: térelem kódja, normál: index értéke (további magyarázat a szövegben).

<i>I*</i>	<i>C16</i> (folt- v. folyosó-vesztés)	<i>C16</i> (folyosólétesítés)	<i>R</i> (folt- v. folyosó-vesztés)	<i>R</i> (folyosólétesítés ill. javítás)					
N13	0,1081	N16	x	L12	28	N16	x	L6*	0,1690
L5	0,0967	N13	10	L13	28	L7	0,0916	L7*	0,1511
N14	0,0958	L6	10	L14	28	L6	0,0957	L17	0,1404
L6	0,0920	N14	13	L15	28	N11	0,0977	L27	0,1339
N16	0,0909	L5	13	L16	28	N13	0,1021	L15	0,1305
L4	0,0825	N15	16	L17	28	L5	0,1074	L5*	0,1298
N15	0,0812	L4	16	L11	27	L4	0,1141	L16	0,1296
L7	0,0758	N11	18	L18	24	N14	0,1146	L20	0,1292
N11	0,0748	L7	18	L19	24	L8	0,1150	L25	0,1289
L3	0,0693	N7	19	L20	24	L3	0,1193	L14	0,1284
N7	0,0664	L3	19	L21	24	N15	0,1217	L12	0,1283
L8	0,0658	N10	21	L22	24	N10	0,1227	L13	0,1277
N10	0,0645	L8	21	L23	24	L9	0,1228	L8*	0,1277
L9	0,0432	N9	22	L24	24	L2	0,1229	L11	0,1275
L2	0,0430	L2	22	L25	24	eredeti	0,1248	L19	0,1271
N12	0,0274	N12	23	L26	24	L1	0,1248	L26	0,1267
N9	0,0273	L9	23	L27	24	N7	0,1273	L3*	0,1262
		eredeti	24	L10	24	N12	0,1310	L9*	0,1259
		N1	24			N9	0,1311	L23	0,1258
		N2	24			N1	0,1331	L4*	0,1258
		N3	24			N2	0,1331	L2*	0,1252
		N4	24			N3	0,1331	L1*	0,1248
		N5	24			N4	0,1331	L10	0,1248
		N6	24			N5	0,1331	L18	0,1248
		N8	24			N6	0,1331	L21	0,1248
		L1	24			N8	0,1331	L22	0,1248
								L24	0,1248

Az erdőfoltok és folyosók elvesztésének, illetve folyosók létesítésének és javításának hatását a távolságfüggő elérhetőség számolásával hasonlítottuk össze. Ez tűnik a legrealistább indexnek, hiszen figyelembe veszi a hálózat valószínűsíthető forrás-nyelő jellegét és a migráció korlátait is. Érdemes megfigyelni, hogy a két legszerencsésebb megoldás két folyosó minőségének javítása (L6 és L7, a Kárpátokat a Munkácsi erdővel és a Beregújfalui erdővel összekötő folyosók) és csak ezt követi egy új zöld folyosó létesítése (L17).

Értékelés

A kutatás során a Beregi-sík erdőfragmentumaiban élő, domb- és hegyvidéki zárt erdők-höz kötődő futóbogár fajok élőhelyszerkezetét vizsgáltuk úgy, hogy az élőhelyfoltok és köztük leírható folyosók összességéből álló élőhelyhálózatot matematikai módszerekkel elemeztük. A terepi adatoknak megfelelő hálózat tulajdonságai (sokkomponensű, irányított, súlyozott gráf) alapján igyekeztünk kiválasztani a megfelelő módszereket a hálózat-elemzés kelléktárából, és ezek használatával megvizsgáltuk az egyes térszerkezeti elemek elvesztésének, a lehetséges folyosók létesítésének és a meglévő folyosók minőségjavításának hatását.

Eredményeink alapján viszonylag egyszerű beavatkozások is jelentősen növelhetik a vizsgált fajok túlélési esélyét. Az elemzés során a vizsgált fajok ökológiájától függően többféle megközelítést is megvizsgáltunk. Eredményeink egységesen azt mutatják, hogy a Munkácsi erdő és a hozzá kapcsolódó folyosók (L5 és L6), valamint a Beregújfalui erdőt a Kárpátokkal összekötő folyosó (L7) kiemelt védelemre érdemes. Néhány folyosó javítása jelentősen növelheti az élőhelyszerkezet összefüggőségét (pl. L6), másoké kevésbé hasznos (pl. L9), és helyettük érdemes inkább újakat kialakítani (pl. L17-et). A bemutatott természetvédelmi probléma részletesebb elemzése megtalálható Jordán et al. (submitted) cikkében, ahol például viszonylag egyszerűen létesíthető ugródeszka-elemek (stepping stone) hatását is tanulmányozzuk.

Mivel egyre fontosabb a természetes élőhelyhálózatok jól átgondolt és pontosan tervezett kezelése (Briers 2002), ezért lényeges az ilyen célok megvalósítását segítő hálózatelemzési kelléktárat folyamatosan bővíteni. Igazán jól használható megoldásokat a multidiszciplináris kutatások eredményeznek; a hálózatelmélet ezek közül meghatározó jelentőségű (Urban & Keitt 2001, Verboom et al. 2001, Étienne 2004).

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk Peresztegi-Nagy Zoltánnak a számításokhoz használt szoftver elkészítéséért és Báldi Andrásnak értékes tanácsaiért. JF munkáját az OTKA T 37726 pályázat segítette munkáját az OTKA F 61651 pályázat támogatta.

Irodalomjegyzék

- Borgatti, S.P. (2003.) The Key Player Problem. In: Breiger, R., Carley, K. & P. Pattison (szerk.), *Dynamic Social Network Modeling and Analysis: Workshop Summary and Papers*, Committee on Human Factors, National Research Council, pp. 241–252.
- Briers, R.A. (2002): Incorporating connectivity into reserve selection procedures. – *Biological Conservation*, **103**: 77–83.
- Crooks, K.R. & Soulé, M.E. (1999): Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. – *Nature*, **400**: 563–566.

- Diamond, J.M. & Gilpin, M.E. (1983): Biogeographic umbilici and the origin of the Philippine avifauna. – *Oikos*, **41**: 307–321.
- Étienne, R.S. (2004): On optimal choices in increase of patch area and reduction of inter-patch distance for metapopulation persistence. – *Ecological Modelling*, **179**: 77–90.
- Harary, F. (1969): Graph Theory. Addison-Wesley, Reading, MA.
- 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.
- Jordán, F., Báldi, A., Orci, K.M., Rácz I.A. & Varga, Z. (2004): Kritikus élőhelyfoltok azonosítási lehetőségei – egy esettanulmány. – *Természetvédelmi Közlemények*, **11**: 31–38.
- Jordán, F., Magura, T., Tóthmérész, B., Vasas, V. & Ködöböcz, V. (2007): The survival of carabids (Coleoptera: Carabidae) in a forest patchwork: a connectivity analysis of the Bereg Plain (NE Hungary) landscape graph. – *Landscape Ecology* **22**: 1527–1539.
- Ködöböcz, V. & Magura, T. (1999): Biogeographical connections of the carabid fauna (Coleoptera: Carabidae) of the Beregi-síkság to the Carpathians. – *Folia Entomologica Hungarica*, **60**: 195–203.
- Lövei, G. L. & Sunderland, K. D. (1996): Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). – *Annual Review of Entomology*, **41**: 231–256.
- Lövei, G.L., Magura, T. Tóthmérész, B. and Ködöböcz, V. (2006): The influence of matrix and edges on species richness patterns of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in habitat islands. *Global Ecology and Biogeography*, **15**: 283–289.
- 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 Entomologica Hungarica*, **58**: 73–82.
- Magura, T., Ködöböcz, V. & Tóthmérész, B. (2001): Effects of habitat fragmentation on carabids in forest patches. – *Journal of Biogeography*, **28**: 129–138.
- Pascual Hortal, L. & S. Saura (2006): Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches for conservation. – *Landscape Ecology*, **21**: 959–967.
- Pickett, S.T.A. & Cadenasso, M.L. (1995): Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems. – *Science*, **269**: 331–334.
- Urban, D. & Keitt, T. (2001): Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. – *Ecology*, **82**: 1205–1218.
- Verboom, J., Foppen, R., Chardon, P., Opdam, P. & Luttikhuisen, P. (2001): Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: an example for marshland birds. – *Biological Conservation*, **100**: 89–101.

Habitat network analysis of the forest patches of the Bereg Plain based on the carabid fauna

Vera Vasas^{1*}, Tibor Magura², Béla Tóthmérész³, Ferenc Jordán⁴, Viktor Kődöböcz²,

¹*Department of Plant Taxonomy and Ecology, Eötvös University
H-1117, Pázmány P. S. 1/c, Budapest, Hungary*

²*Hortobágy National Park Directorate
POB 216, H-4002 Debrecen, Hungary*

³*Ecological Institute of Debrecen University
POB 71, H-4010 Debrecen, Hungary*

⁴*Animal Ecology Research Group of HAS
Hungarian Natural History Museum, Ludovika tér 2., H-1083, Budapest, Hungary*

* *corresponding author:*

*ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék,
Pázmány P. s. 1/c, 1117, Budapest
vvasas@yahoo.com*

Abstract: For many species, the most probable key to survival is maintaining the connectivity between local populations making migration and gene flow possible. This is probably true for the carabid species (*Coleoptera: Carabidae*) living in the fragmented forests of the Bereg Plain (NE Hungary and W Ukraine). Based on field data we constructed the landscape graph of the area representing the habitat network of these species. We analysed (1) the positional importance of landscape elements in maintaining the connectivity of the intact network, (2) the effect of inserting hypothetical corridors into the network, and (3) the effects of improving the quality of the existing corridors. Our results set quantitative priorities for conservation practice by identifying what to protect, what to build and what to improve. Several network analytical techniques were used, according to the essentially directed (source-sink) and highly fragmented nature of the landscape graph. We provide conservation priority ranks for the landscape elements and discuss the conditions for the use of the particular indices. Our study could be of extreme relevance considering that the construction of a new freeway through the area is in the planning phase.

Key-words: Carabidae, habitat fragmentation, network, graph theory, green corridor

A hazai erdők cserjeszintjének szerepe a nagyvad-erdő kapcsolatok alakulásában

Katona Krisztián*, Szemethy László, Nyeste Mariann, Fodor Áron, Székely János,
Bleier Norbert, Kovács Vera, Olajos Tamás, Terhes Attila és Demes Tamara

Szent István Egyetem, Vadvilág Megőrzési Intézet
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.

Kapcsolattartó szerző: Szent István Egyetem, Vadvilág Megőrzési Intézet, 2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.,
fax:(28)-420-189, e-mail: katonak@ns.vvt.gau.hu, tel: (28)-522-086

Összefoglaló: Hazánk öt különböző erdei élőhelyének cserjeszintjében vizsgáltuk szezonálisan az elérhető természetes táplálék mennyiségét és a növényevő nagyvadak által okozott rágaskárt. Eredményeink szerint a cserjeszint a vegetációs időszakban 1500-3000 kg/ha táplálékot biztosít a növényevő nagyvadaknak. A rágás aránya a kínálathoz képest mindenhol 10 % alatt maradt, kivéve egyetlen igen gyenge kínálatú területet, ahol ez 35-50 %-ot is elért. A rágás mindig a vegetációs időszakban volt a legmagasabb, nem télen. Nem találtunk szoros összefüggést a teljes rágottsági arány és a növényevő nagyvadak lokális területhasználati intenzitása között. Eredményeink azt sugallják, hogy a gímszarvas által preferált fajok (pl. bodza, veresgyűrűs som) meghagyása, telepítése kedvezőbb feltételeket biztosítana a szarvasnak az erdőben, mely így kevésbé kényszerülne az erdőfelújítások főfafajain vagy a környező mezőgazdasági táblák kultúrfajain táplálkozni, ezzel jelentős károkat okozva.

Kulcsszavak: cserjeszint, nagyvad, gímszarvas, vadkár, erdőgazdálkodás, kínálat, rágás

Bevezetés

Az erdők állapota, a nagyvad és környezetének kölcsönhatásai és a vadkár az egyik legellentmondásosabb, sok feszültséget keltő, ökológiai és gazdasági szempontból is súlyos problémaköre vadgazdálkodónak, erdésznek és természetvédőnek egyaránt (Gill & Beardall 2001, Putman & Moore 1998). Aktuális probléma, hogy az erdészet, a vadgazdálkodás és a természetvédelem érdekei gyakran látszólag ellentétesek. Erősen sarkított megfogalmazásban az erdészek alapvető célja intenzív fakitermeléssel minél nagyobb profitot produkálni, a vadgazdák érdeke egy stabil nagyvad állomány, mely a vadásztatás révén nagy hasznot hoz; míg a természetvédelem a természetszerű állapotok fenntartására törekszik.

Számos vizsgálat igazolja, hogy a nagytestű növényevők, főleg a szarvasfélék rágása erőteljes hatással lehet az erdei ökoszisztémák állapotára, működésére (Rooney & Waller 2003). Ennek következményei mind természetvédelmi, mind gazdasági szempontból súlyosak lehetnek (Putman & Moore 1998).

Az elmúlt évtizedekben a szarvasfélék (pl. gímszarvas *Cervus elaphus* L. 1758, fehér-farkú szarvas *Odocoileus virginianus*) világszerte terjeszkednek, állományaik növekszenek (Côté *et al.* 2004). Mindez hazánkban is igaz (Csányi 1999), melynek okainak, következményeinek és kezelésének megítélése igencsak ellentmondásos (Náhlík 2002). Kétségtelen tény, hogy a gímszarvas helyenként súlyos károkat okoz az erdőtelepítésekben, felújítások-

ban, az erdő vegetációjában (Bartha 1997). Azonban az is tény, hogy az erdők természetes sokféleségére az erdészeti tevékenységek negatív hatása is jelentős (Standovár 1996). Kraft *et al.* (2004) szerint ez a nagyvadaknál sokkal erőteljesebben befolyásolhatja az erdők természetes állapotát.

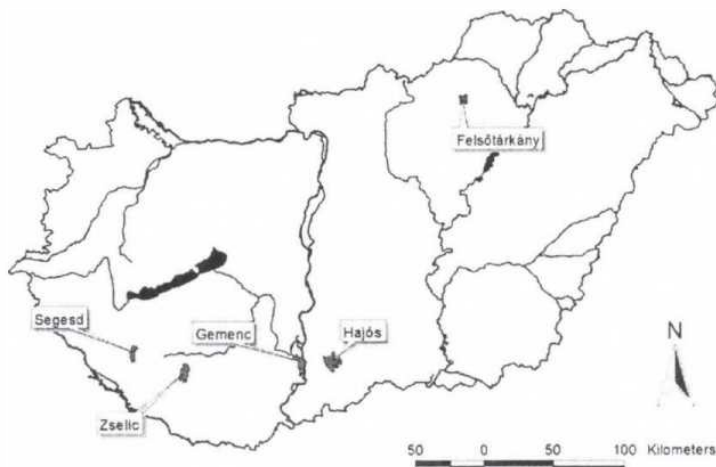
Annak ellenére, hogy a probléma és az együttműködés fontossága az egyes ágazatok között már régóta ismert (Bencze 1994), az ésszerűen összehangolt erdő- és vadgazdálkodás napjainkban sem jellemző (Debeljak *et al.* 2001). Korábbi vizsgálataink egyértelműen kimutatták, hogy növényevő nagyvadaink elsődlegesen a cserjeszintből táplálkoznak (Mátrai & Kabai 1989, Szemethy *et al.* 2003). Azt is kimutattuk, hogy a gímszarvas mozgáskörzetének magterülete lehetőleg sűrű cserjeszintű területekre esik, ahol bűvóhelyet és táplálékot egyaránt talál (Mátrai *et al.* 2004). Az erdőgazdálkodás napi gyakorlata nagyvadaink ezen biológiai igényeit nem veszi figyelembe, az erdők cserjeszintje általában szegényes, gyakran kiápolják (Bartha 1996).

Vizsgálataink célja az volt, hogy különböző hazai erdei élőhelyeken megállapítsuk a cserjeszint kínálatát és a nagyvadak, köztük a gímszarvas, rágásának mértékét.

Módszerek

Vizsgálati területek

Vizsgálatainkat hazánk öt különböző adottságú erdei élőhelyén végeztük el a Gemenc Rt. Hajósi és Szekszárdi Erdészetében (Gemenc), a Sefag Rt. Nagyatádi (Segesd) és Zselici Erdészetében, ill. az Egererdő Rt. Felsőtárkányi Erdészetében (1. ábra). Minden területen a gímszarvas volt a legnagyobb sűrűségben előforduló növényevő nagyvad.



1. ábra. A vizsgálati területek elhelyezkedése.

A rendszeres szezonális vizsgálatainkat 2003-2005 között végeztük. A téli felvételezések január-februárban, a tavasziak március-májusban, a nyáriak június-júliusban, míg az ősziak októberben zajlottak. Minden területen 2-3 felvételezési útvonalat jelöltünk ki, melyek teljes hossza 7-16 km volt. Az ezen felvett 150-300 mintavételi pont reprezentálta az erdők különböző jellegű részeit.

Terepi adatfelvételezés

Az egyes helyszíneken – a későbbi összehasonlíthatóság érdekében – ugyanazon terepi módszerrel végeztük el a becsléseket. A vonalakon iránytű segítségével végighaladva, 50 m-enként végeztünk adatfelvételezést. A mintavételi helyeken növényfajonként megszámloltuk a nagyvadak számára elérhető fásszárú vegetáció hajtásait 0–50, 50–100, 100–150 és 150–200 cm magassági kategóriákban az 50×50 cm-es függőlegesen kiválasztott mintaegységben 30 cm mélységig. Az utolsó elágazás utáni hajtásrészt vettük egy darabnak. Feljegyeztük továbbá, hogy a megszámlolt hajtások melyikén van friss rágás (bármely nagy növényevőtől, hiszen ezeket egymástól nem tudtuk elkülöníteni), ezeknek a számát is minden magassági kategóriában fajonként rögzítettük.

Az adatokból minden területen minden mintavételi időszakban minden növényfajra meghatároztuk a következő változókat:

Kínálat: Adott faj összes hajtásainak darabszáma / 100 mintavételi hely

Rágottság: Adott faj rágott hajtásainak darabszáma / 100 mintavételi hely

teljes rágottsági arány: Összes rágott hajtás száma / összes hajtás száma a teljes vizsgálati területen × 100

Mindemellett rendszeresen biomassa-becsléseket is elvégeztünk. Minden faj minden rágott hajtásának átmérőjét lemértük a felvételezések során, majd a leggyakoribb hajtásátmérőkkel megegyező átmérőjű hajtásokat gyűjtöttünk az adott fajból a felvételezési vonalakhoz közel. Minden fajnál minden átmérőnél 50 db hajtás tömegét lemértük. Ezek átlagértékével szorozva a hajtás darabszámot a kínálat és rágottság adatokat g-ban kifejezett értékekre számoltuk át. Egy-egy megállási helyen a különböző magasságokba helyezett mintaterületek összterefogatát 200×50×30 cm-nek véve a kínálat biomasszáját végül kg/haban adtuk meg.

A növényzeti felmérés mintavételi helyei között haladva feljegyeztük az összes látott vadnyomot, -fekhelyet, -hulladékot, és egyéb, vad jelenlétére utaló jelet. Ezzel a nagyvadak területhasználati intenzitását jellemeztük, majd függvényillesztéssel vizsgáltuk a kapcsolatot a cserjeszint rágottsági arányával.

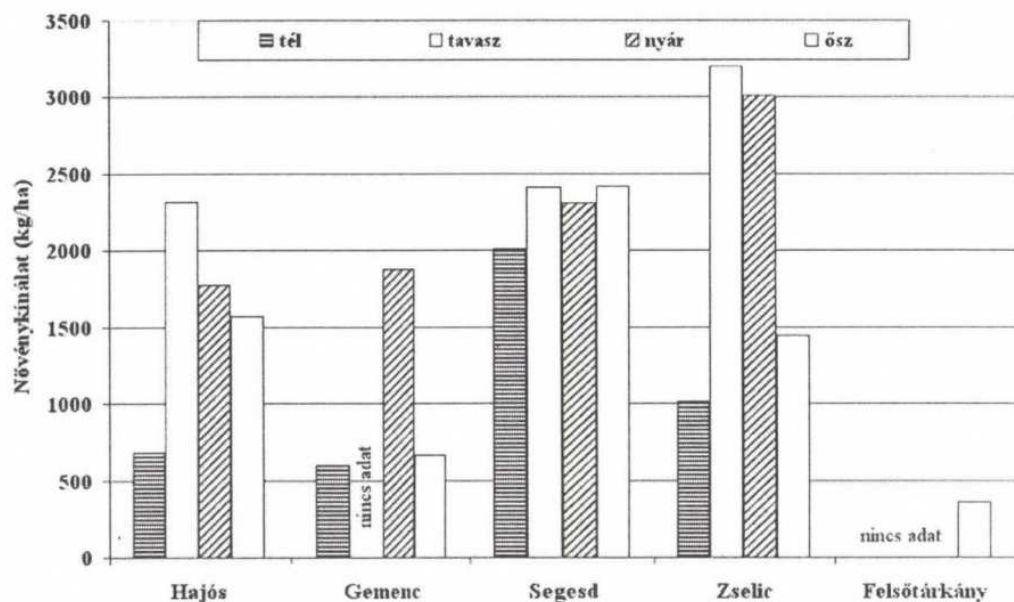
Eredmények

A területek kínálatának összehasonlítása alapján a legnagyobb tömegű táplálék a Zselicben volt tavasszal és nyáron, bár összességében a legjobb kínálatú az egész évben egyenletesen magas biomassa kínálatú Segesd rendelkezett. Ezután következett Hajós, majd Gemenc, végül egy őszi összehasonlítást nézve messze a legutolsó Felsőtárkány. Kiemelendő tény, hogy tavasszal és nyáron 1500 és 3000 kg közötti természetes táplálék volt elér-

hető a nagyvadak számára hektáronként a cserjeszintben csupán azokból a növényi részekből, amelyeket ténylegesen el is fogyasztanak (hajtásvégek) (2. ábra).

Az előzetes elképzelésekhez képest meglepő, hogy a teljes rágottság aránya a május-október közötti vegetációs időszakban (leggyakrabban június-júliusban) – és nem télen! – a legmagasabb. A teljes rágottság aránya a messze leggyengébb kínálatú cserjeszinttel rendelkező Felsőtárkányban jóval felülmúlja a többi terület viszonylag alacsony értékeit (36–50% ill. 0–10%). Ezen a területen ráadásul a gímszarvas válogatás nélkül minden elérhető fajt nagymértékben megrágott (1. táblázat). (A fajösszetétel és az egyes fajok rágottságának részletezését a vizsgálati területek cserjeszintjében lásd korábbi cikkünkben; Szemethy *et al.* 2004).

A gímszarvas területhasználati intenzitása és a cserjeszint teljes rágottsági aránya között egy-egy mintavételezéstől eltekintve egyik területen sem találtunk jelentős összefüggést.



2.ábra. A cserjeszintben elérhető táplálék becsült biomasszája a különböző területeken szezonálisan.

I. táblázat. A kínálat, a rágottság és a teljes rágottsági arány az öt vizsgálati helyszín cserjeszintjében szezonálisan.

Terület	Kínálat (100 mintavételi hely = 0,0015 ha)				Rágottság (hajtás db/100 mintavételi hely)				teljes rágottsági arány (%)			
	tél	tavaszi	nyár	ősz	tél	tavaszi	nyár	ősz	tél	tavaszi	nyár	ősz
Hajós	793	1782	1250	1713	43	18	110	72	5	1	9	4
Gemenc	1204	487	939	896	0	48	87	51	0	10	9	6
Segesd	464	490	974	890	16	21	52	67	3	4	5	8
Zselic	1315	1017	1498	1359	62	66	89	45	5	6	6	3
Felsőtárkány	493	781	518	572	175	322	261	259	36	41	50	45

Értékelés

Fenti eredményeink egyértelműen azt mutatják, hogy az erdei rágáskár sokkal erősebben függ a táplálékforrások – a cserjeszint – mennyiségi és minőségi jellemzőitől, mint a lokális vadsűrűségtől. Ennek oka pedig az lehet, hogy az erdei vadkár nem egyenletesen súlyos az erdők teljes területén (ld. a teljes rágottsági arány 0–10 % közötti Felsőtárkány kivételével), hanem lokális gondot jelent az erdőfelújításokban. Ott pedig a helyzet hasonló a felsőtárkányihoz, azaz a minimális biomasszát adó területen arányaiban jóval nagyobb kár keletkezhet. Számoljuk ki! Bencze (1983) és Náhlik (2003) vizsgálatai szerint is egy felújításban kb. 50-100 kg biomassa van ha-onként. Ha a gímszarvas napi 10 kg-os táplálékigényével számolunk (Bencze 1983), akkor ennek teljes tönkretételéhez elegendő egy 10 fős szarvacsapatnak egyetlen napra betévedni ide. De egyetlenegy a kerítésbe bejutott szarvas is elfogyasztja a teljes kínálatát szűk két hét alatt. Ez alapján és tudva azt, hogy nincsen tökéletes módszer a vad távoltartására az ilyen felújításokból (Andrásevits 2000), kijelenthetjük-e, hogy a tolerálható szarvaslétszám erdeinkben nulla?

Az is megfontolandó, hogy az erdők cserjeszintjének kínálata még télen is sokkal több táplálékot nyújt, mint amit a kiegészítő takarmányozással biztosíthatunk. Azaz a téli etetésnek alapvetően minőségi és nem mennyiségi segítségként van szerepe a vadgazdálkodásban. A kisebb téli rágottság értékek pedig ennek megfelelően feltehetően nem a téli etetés következményei, hanem egyéb okai lehetnek, pl. a kisebb mennyiségű táplálék felvétele a téli időszakban.

A gímszarvas táplálkozásában a cserjeszintnek alapvető szerepe van, de elsődleges búvóhelye is erdei környezetben (Mátrai *et al.* 2004, Náhlik 2003). Ellenben az erdészek a cserjeszintet gyakran csak a „középkorú” erdőkben hagyják meg, mivel a fiatalabb erdőkben elnyomja az újulatot, később pedig a véghasznosítást akadályozza (Szomorad *et al.* 2002).

Saját vizsgálataink (Szemethy *et al.* 2004) szerint a rágások egyaránt érintik a cserjeszint különböző fásszárú növényeit, nem kizárólag csak a fő fajokra irányulnak. Általánosságban a leggyakrabban rágott fajok közé tartoztak a szeder (*Rubus caesius*), a bodza (*Sambucus nigra*), a gyertyán (*Carpinus betulus*), veresgyűrűs som (*Cornus sanguinea*) és az akác (*Robinia pseudo-acacia*). Ezeken kívül regionálisan más fajok is erőteljesen megjelentek a fogyasztásban. A gímszarvas által preferált fajok (pl. bodza, veresgyűrűs som) meghagyása, telepítése kedvezőbb feltételeket biztosítana a szarvasnak az erdőben, mely így kevésbé kényszerülne az erdőfelújítások főfafajain vagy a környező mezőgazdasági táblák kultúrfajain táplálkozni, ezzel jelentős károkat okozva. Takada *et al.* (2002) is igazolták, hogy a szarvas által kedvelt fajok elegyítése az erdőben csökkenti a rágáskárt.

A szarvas táplálkozásában rendkívül jól alkalmazkodik az adott élőhely kínálatához. A különböző fásszárú fajokból rugalmasan képes összeválogatni egy olyan táplálékot, amely nemcsak mennyiségi, de minőségi igényeit is kielégíti (Gebert & Verheyden-Tixier 2001). Éppen e diverz táplálékválasztás miatt is lehetetlen a vadkárt teljesen megszüntetni, hiszen a cserjeszint gyakori fajai, amelyek között rendszerint megtalálható az állományalkotó főfafaj is, nagyobb valószínűséggel kerülnek be az étrendjükbe, annak ellenére, hogy a szarvas nem mutat irántuk preferenciát.

A cserjeszint a szarvas táplálékábazisának pótolhatatlan része. Megfontolandó tehát, hogy a cserjeszint kímélete (Szmorad *et al.* 2002) elegyfajok telepítése mennyire csökkentheti a károsítást, ökonómiailag nem lenne-e kedvezőbb, mint a jelenlegi kerítésépítéssel uralt vadkár-elhárítási módszerek. Ezzel párhuzamosan a szarvasállomány ésszerű csökkentésével pedig kialakulhatna egy akkora populációméret, amely az erdő természetszerűbb állapotának fennmaradását a vad oldaláról sem veszélyezteti.

*

Köszönetnyilvánítás – Ezúton szeretnénk köszönetet mondani a terepi felvételezésekben végzett munkájáért dr. Mátrai Katalinnak, dr. Bíró Zsoltnak és a többi munkatársnak és szakdolgozónak. A Gemenc Rt., a Sefag Rt. és az Egererdő Rt. lehetővé tette területén a kutatás elvégzését. Munkánkat a Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium Vadgazdálkodási és Halászati Főosztálya támogatta (73028/2002).

Irodalomjegyzék

- Andrásevits, Z. (2000): A vadkár elleni védekezési módszerek gazdasági elemzése. – *Erdészeti Lapok*, **CXXXV(7–8)**: 239–242.
- Bartha, D. (1996): A magyarországi erdők értékelése biológiai szempontból. – *Természet világa*, **1996/II. különszáma**: 30–33.
- Bartha, D. (1997): A magyarországi erdők természetvédelmi problémái. – *Kitaibelia*, **2**: 308–310.
- Bencze, L. (1983): Az erdők szerepe a szarvasállomány táplálékigényének kielégítésében. – *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények*, **2**: 199–203.

- Bencze, L. (1994): Egészséges élőhelyen egészséges vadállományt (Szemléletváltás a vadgazdálkodásban).– *Erdészeti Lapok*, **CXXIX(7–8)**: 224–229.
- Côté, S. D., Rooney, T. P., Tremblay, J-P., Dussault, C. & Waller, D. M. (2004): Ecological impacts of deer overabundance.– *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, **35**: 113–147.
- Csányi, S. (1999): A gímszarvasállomány terjeszkedése az Alföldön. – *Vadbiológia*, **6**: 43–48.
- Debeljak, M., Džeroski, S., Jerina, K., Kobler, A. & Adamič, M. (2001): Habitat suitability modelling for red deer (*Cervus elaphus* L.) in South-central Slovenia with classification trees.– *Forest Ecology and Management*, **138**: 321–330.
- Gebert, C. & Verheyden-Tixier, H. (2001): Variations of diet composition of red deer (*Cervus elaphus* L.) in Europe. – *Mammal Review*, **31**: 189–201.
- Gill, R. M. A. & Beardall, V. (2001): The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition.– *Forestry*, **74**: 209–218.
- Kraft, L. S., Crow, T. R., Buckley, D. S., Nauertz, E. A. & Zasada, J. C. (2004): Effect of harvesting and deer browsing on attributes of understory plants in northern hardwood forests, Upper Michigan, USA.– *Forest Ecology and Management*, **199**: 219–230.
- Mátrai, K. & Kabai, P. (1989): Winter plant selection by red and roe deer in a forest habitat in Hungary.– *Acta Theriologica*, **34**: 227–234.
- Mátrai, K., Szemethy, L., Tóth, P., Katona, K. & Székely, J. (2004): Resource use by red deer in lowland nonnative forests, Hungary. – *Journal of Wildlife Management*, **68**: 879–888.
- Náhlik, A. (2002): Vad ökológia?– *Erdészeti Lapok*, **CXXXVII(11)**: 318–321.
- Náhlik, A. (2003): A vadrágás okai és csökkentésének lehetőségei.– A vadgazdálkodás időszzerű kérdései I. Gímszarvas. 34–39.
- Putman, R. J. & Moore, N. P. (1998): Impact of deer in lowland Britain on agriculture, forestry and conservation habitats.– *Mammal Review*, **28**: 141–164.
- Rooney, T. P. & Waller, D. M. (2003): Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. – *Forest Ecology and Management*, **181**: 165–176.
- Standovár, T. (1996): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők természetes sokféleségére.– *Természet Világa*, **1996/II. különszáma**: 34–38.
- Szemethy, L., Mátrai, K., Katona, K. & Orosz, Sz. (2003): Seasonal home range shift of red deer hinds *Cervus elaphus*: are there feeding reasons?– *Folia Zoologica*, **52**: 249–258.
- Szemethy, L., Katona, K., Székely, J., Bleier, N., Nyeste, M., Kovács, V., Olajos, T. & Terhes, A. (2004): A cserjeszint táplálékkínálatának és rágottságának vizsgálata különböző erdei élőhelyeken. – *Vadbiológia*, **11**: 11–23.
- Szmorad, F., Bodor, L., Frank, T. & Kovács, T. (2002): A cserjeszint szerepe. – *Erdészeti Lapok*, **CXXXVII(5)**: 129–132.
- Takada, M., Asada, M. & Miyashita, T. (2002): Cross-habitat foraging by sika deer influences plant community structure in a forest-grassland landscape.– *Oecologia*, **133**: 385–394.

The role of understory in the ungulate-forest relationship

Krisztián Katona, László Szemethy, Mariann Nyeste, Áron Fodor, János Székely,
Norbert Bleier, Vera Kovács, Tamás Olajos, Attila Terhes and Tamara Demes

*St. István University, Institute for Wildlife Conservation
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.*

Availability of different plant forages and browsing on them by ungulates were seasonally investigated by sprig countings in the understory of five forested areas in Hungary. Biomass of available sprigs was also calculated. Our results show that natural food supply can reach 1500 and 3000 kg per ha during the vegetational period. Proportion of the browsed sprigs was always between 0 and 10 percent, but in one area with very low forage availability this proportion was 35-50 percent. The highest browsing was found during the vegetational period not in winter. There was no strong relationship between the proportion of sprigs browsed and the local intensity of area use of ungulates in any area in any season. Our results suggest that keeping or establishing dense shrub layer with browse species preferred by red deer (e.g. *Sambucus nigra* or *Cornus sanguinea*) would improve the quality of forest habitat and could result in lower game damages in the forest plantations and in the agricultural fields.

Key-words: understory, ungulate, red deer, game damage, forest management, food supply, browsing

Konzervációbiológia a gyakorlatban: természetvédelmi kezelés és tájrehabilitáció az Egyek-Pusztakócsi LIFE-Nature programban

Lengyel Szabolcs¹, Gőri Szilvia², Lontay László², Kiss Béla²,
Sándor István² és Aradi Csaba²

¹MTA-DE Evolúciógenetikai és Konzervációbiológiai Kutatócsoport
Debreceni Egyetem Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék
4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

tel.: (52) 512-900 / 62357, fax: (52) 512-941, e-mail: szabolcs@delfin.unideb.hu

²Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság
4024 Debrecen, Sumen u. 2.

kapcsolattartó szerző: L.Sz.

Összefoglaló: A konzervációbiológia gyakorlati alkalmazása világszerte gyakran akadozik az információk elérhetőségének és/vagy felhasználásának hiánya miatt. Írásunk a konzervációbiológia ismereteinek gyakorlati alkalmazására szolgál példával az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer (Hortobágyi Nemzeti Park) rehabilitációjának második, LIFE-Nature pályázat keretében zajló üteme kapcsán. A tájszintű rehabilitációban összesen mintegy 920 ha szántón gyepek rekonstrukciójára, erdőtelepítésre és extenzív „apróvad-földek” művelésére, míg 720 ha mocsár- és gyepterületen a mozaikos élőhelyszerkezet kialakítását célzó természetvédelmi kezelésre (legeltetés, égetés) kerül sor. A program révén nő az élőhelyi sokféleség, kedvezőbb tájszerkezet és az ökológiai adottságokhoz jobban illeszkedő tájhasználat jön létre, melynek tapasztalatai hozzájárulhatnak a tudományos alapú természetvédelem további terjedéséhez.

Kulcsszavak: bizonyítékoko alapuló természetvédelem, restauráció, élőhelydiverzitás, visszagyepesítés, alapállapot-felmérés, monitoring

Bevezetés

A konzervációbiológia eredményeinek a gyakorlati természetvédelem intézkedésrendszerébe történő átültetése nem csak Magyarországon, de világszerte akadozik. Egy nemrégiben megjelent áttekintő tanulmány szerint az elméleti eredmények alacsony határfokkal hasznosulnak a természetvédelmi gyakorlatban még a hazánknál fejlettebb Nyugat-Európában és Észak-Amerikában is (Sutherland *et al.* 2004). A konzervációbiológia tudománya jelentős fejlődésen ment keresztül az utóbbi évtizedekben, azonban ezen ismereteket a legtöbb természetvédelmi munkában figyelmen kívül hagyják. Ennek oka egyrészt a gyakran száraznak tűnő kutatási eredmények nehéz befogadhatósága illetve értelmezése (Pickett *et al.* 1997), másrészt a természetvédelmi beavatkozásokat végzők attitűdje, érdektelensége és/vagy elfoglaltsága. Ezen ismeretek figyelmen kívül hagyása a gyakorlati természetvédelmi munkában meglepő, hiszen ha valami krízisben van, mint a globális biológiai sokféleség (Wilson 1992, Soulé 1985), akkor azt várnánk, hogy a krízist orvosolni próbáló, beavatkozásokat aktuálisan végző természetvédelmi szakemberek minden fellelhető infor-

mációt felkutatnak a beavatkozás tervezése során, a kivitelezés előtt. Az orvostudomány esetében minden ember szinte automatikusan elvárja, hogy a kezelést a lehető legszélesebb, legújabb és megbízható (dokumentált, ellenőrizhető) tudás alapján végezzék az orvosok (Pullin & Knight 2001). Az orvostudományban ez a tudás az egyes konkrét hipotézisekre kidolgozott, kontrollált kísérletes vizsgálatokból származik. Ez a természet „egészségével” foglalkozó konzervációbiológiában sajnos nincs így.

E helyzet kialakulásának legalább négy oka van (Sutherland *et al.* 2004): (1) nagyon kevés megfigyelés, tudományos igényű értékelés létezik; (2) a legtöbb ismeret, tapasztalat a beavatkozásokat/kezeléseket végzők fejében marad; (3) ennek következtében a legtöbb kezelést/beavatkozást anekdotikus (nem dokumentált, nem ellenőrzött) információk alapján végzik; (4) az információk nem pontosak és/vagy nem lehet őket dokumentálni, ami nagyszerű terepet nyújt a „kuruzslásnak”, és megnő a veszélye a mítoszok kialakulásának, a dogmatikus gondolkodás térnyerésének.

Egy nagy-britanniai vizsgálatban például a gyepek kora tavaszi árasztásának hatásait vizsgálták. Az árasztást hagyományosan a partimadarak számára kedvezőnek vélik, melyek előszeretettel költenek árasztott gyepeken. A hatások részletes vizsgálata azonban kimutatta, hogy az árasztás kiirtotta a talajhoz kötődő ízeltlábúakat és férgeket, így megszűnt a partimadarak legfontosabb táplálékbazisa (Ausden *et al.* 2001). Az optimális megoldás az árasztott és nem árasztott élőhelyek mozaikjának fenntartása lehetne, azonban ezt az elképzelést szintén vizsgálni szükséges (Sutherland *et al.* 2004).

Összegzésképpen, a legtöbb természetvédelmi beavatkozás, kezelés a megfelelő információk hiányában vagy az ilyen információk figyelmen kívül hagyásával zajlik. Ennek következtében nincs előzetes információkon alapuló tervezés, nincs vagy nagyon elnagyolt a dokumentálás, illetve a változások monitoringja, s a legtöbb esetben az eredmények kifelé történő kommunikációja szinte teljesen hiányzik. Mindezek miatt égetően szükséges olyan természetvédelmi beavatkozások, kezelések végzése, melyek ismeretekben, tudományos bizonyítékokon alapulnak és dokumentált (publikált) információkat eredményeznek a beavatkozások/kezelések hatékonyságáról („evidence-based conservation”, Pullin & Knight 2001, Sutherland *et al.* 2004).

Jelen munkánkban egy olyan komplex tájrehabilitációs program fontosabb lépéseit ismertetjük, melynek tervezésében nagy szerepe volt a konzervációbiológiai ismereteknek, alapozásnak. A cikk célja annak illusztrálása, hogy a konzervációbiológiai tudásanyag megfelelő körültekintéssel hatékonyan alkalmazható a természetvédelmi beavatkozások, kezelések tervezésében.

Az Egyek-pusztakócsi tájrehabilitációs program főbb lépései

Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer: múlt és jelen

Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer a Hortobágy kistáj nyugati széle és a Tisza ártere között terül el mintegy 5000 hektáron. A Nemzeti Park részét képező, de annak fő területétől elkülönülő védett természeti területet északról Egyek nagyközség és kiterjedt szántóterületek, keletről erdők és halastavak, délről a 33-as főút, illetve a dél-hortobágyi klasszikus

szikes puszták, míg nyugatról a Tisza ártere határolják. A terület legfontosabb természetföldrajzi adottsága, hogy legnagyobb részét a hajdani tiszai áradások két árvízkapun keresztül rendszeresen elárasztották, melynek következtében a „klasszikus” Hortobágyhoz képest jelentős (10-12 m-es) szintkülönbségek alakultak ki (alluviális löszhátak, övzátony-sorok, árvízi medrek, holtmedrek stb.). A domborzati különbségek miatt a terület változatos élőhelyeknek ad otthont (Göri 2001). Az alacsonyabban fekvő medrekben a pannon szikes mocsarak hét nagyobb képviselője maradt fenn (nyugatról keletre: Hagymás-lapos, Meggyes-lapos, Csattag-lapos, Kis-Jusztus mocsár, Fekete-rét, Böggő-lapos, Hajdú-fenek). A mocsarak szegélyzónáiban jó vízellátottságú rétek, mocsárrétek alakultak ki. A víz által kevésbé járt területeken pannon szikes gyepek találhatók. Az árvízmedrek szegélyében, övzátonyokon puhafás vagy magasabb térszíneken keményfás ligeterdők alakulhattak ki, míg a magasabb löszhátakon főként löszpusztagyeppek, illetve jobb vízgazdálkodású helyzetben tatárjuharos lösztölgyesek és törpemandulás cserjések lehettek.

A mocsárrendszer területét a történelmi idők kezdete óta számos hatás érte. Az erdőket a 16. és 17. században letermelték, helyüket felszántották. A tájtörténeti elemzés (Kiss *et al.* 2001, Aradi *et al.* 2003) szerint a 18. sz. óta jelentős (az ÉK-re fekvő ohati részeket is tekintve mintegy 60%) a szántóterületek aránya. Az Alföld más részeihez hasonlóan első-sorban a löszön kialakult talajokat vették művelésbe, míg a szikeseket inkább legeltetéssel hasznosították. A termő- illetve legelőterületek növelése érdekében korán elkezdődött a terület lecsapolása, az Árkus-csatornát például már a 17. században kotorták. A legjelentősebb hatást azonban a Tisza szabályozása jelentette (1860-as évek), mely megszüntette a terület kialakításában legfontosabb tájformáló tényezőt, a rendszeres áradásokat. A 20. század elején épültek az első belvízelvezető és lecsapoló csatornák a mocsarak és rétek kiszáritása érdekében, majd az Egyek térségi meliorációs program (1970-es évek) iktatta ki végleg a természetes vízpótlási illetve vízmegtartási lehetőségeket.

A természetes vízpótlás fokozatos megszűntével a terület jelentős szárazodásnak indult. A rétek kiterjedése legalább 50%-kal, a mocsarak kiterjedése pedig mintegy 33%-kal csökkent a II. katonai felmérés (1856-66) óta (Kiss *et al.* 2001, Aradi *et al.* 2003). A valamikori vizes élőhelyek nagy részét, köztük a változatos élőhelyeket kínáló szegélyeket felszántották. A terület vizes élőhelyei és gyepei további jelentős degradációt szenvedtek a intenzív mezőgazdasági vegyszerhasználatból (peszticidek, műtrágyák) származó szennyezés miatt (eutrofizáció, fajszegényedés, homogenizáció).

A negatív folyamatok lassítása érdekében 1976-ban kezdődött a mocsárrendszer rehabilitációja, mely így minden bizonnyal Magyarország legrégebbi, és 5000 hektáros kiterjedésével legnagyobb területű élőhely-rehabilitációs programja. A rehabilitáció első ütemének (1976-1996) célja a vizes élőhelyek hidrológiai helyreállítása volt, melynek során kiépítésre került a hét nagy mocsár vízpótló rendszere, mely a Nyugati-főcsatornán keresztül Tiszavizet vezetett a mocsarakba. Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer, természeti értékeinek leírása valamint a hidrológiai rehabilitáció eredményei máshol kerültek részletes ismertetésre (Göri 2001, Kiss *et al.* 2001, Aradi *et al.* 2003, Lengyel *et al.* 2005).

Veszélyeztető tényezők és a természetvédelmi beavatkozások szükségessége

A terület természeti értékeit veszélyeztető legfontosabb konkrét hatások és problémák a szántók magas aránya (30%) a védett területen belül, a gyepterületeknek a szántók miatt bekövetkező fragmentáltsága (1. ábra) és degradáltsága, a rét-zóna visszaszorulása, a mocsaraknak és gyepeknek a mezőgazdasági eredetű vegyi szennyezés miatt bekövetkező elszegényedése, a mocsarak homogenizációja valamint az optimális természetvédelmi kezelés (legeltetés) hiánya. E problémák részletes ismertetésére az alábbiakban, a projekt konzervációbiológiai kapcsolódásainak tárgyalásánál kerül sor.

A rehabilitáció célkitűzései

A tájléptékű rehabilitáció második ütemének többéves (2000-2003) alapozása során első lépésben tájtörténeti vizsgálat során elkészítettük a tágabb egyek-pusztakócsei terület II. katonai felmérés idejére (1856-66) jellemző és aktuális (2001) földhasználati térképét (Kiss *et al.* 2001), illetve sor került egy potenciális élőhelytérkép elkészítésére (Lengyel *et al.* 2005).

Az emberi tevékenység (szántóföldi művelés, legeltetés, nádatás, szennyezés, zavarás stb.) mind a múltban lejárott események, mind pedig a jelenlegi tájhasználat révén nagymértékben befolyásolja a mocsárrendszer természetvédelmi állapotát. A tájléptékű élőhely-rehabilitáció legfontosabb általános célkitűzése ezért a terület természetességének növelése, az emberi hatások csökkentése, a természetes ökológiai folyamatok működésének elősegítése a mocsárrendszerre valamikor jellemző, dinamikus változó élőhelymozaik-szerkezetek visszaállítása érdekében. A mocsarak hidrológiai rekonstrukcióját (1976-1996) követően a táj-léptékű rehabilitáció második üteme a gyepterületek helyreállítását és a már rehabilitált mocsarak hatékonyabb védelmét, természetvédelmi kezelését öleli fel.

A tervezés során az egyes területek adottságait, valamint az egyes területek közötti térbeli kapcsolatokat és a tájformáló ökológiai folyamatokat figyelembe véve határoztuk meg a rekonstrukciós munkák területét és ütemezését (1. ábra). A tervezés első lépcsőjében definiáltuk a hosszútávú rehabilitációban elérni kívánt földhasználati célállapotot, figyelembe véve a rehabilitáció jövőben tervezett harmadik szakaszát (térbeli kapcsolatok létesítése a Hortobágy „fő tömege” felé ÉK-i és D-i irányba, ld. Aradi *et al.* 2003). A második lépcsőben a hosszútávú tervek megvalósulásához szükséges középtávú beavatkozások és kezelések meghatározásával, valamint ezeknek a társadalmi-gazdasági környezethez való adaptálásával történt a tervek továbbfejlesztése és LIFE-Nature pályázatként történő megformálása. A „Füves területek rekonstrukciója és mocsarak védelme Egyek-Pusztakócson” című projektet az Európai Unió LIFE-Nature programja támogatásra érdemesnek ítélte (projekt azonosító száma: LIFE04NAT/HU/000119, további információ: <http://life2004.hnp.hu>). A program 2004 szeptembere és 2008 decembere között zajlik, és összes költségének (1 040 000 EURO) 67%-át az Európai Unió támogatása biztosítja.

Várt eredmények

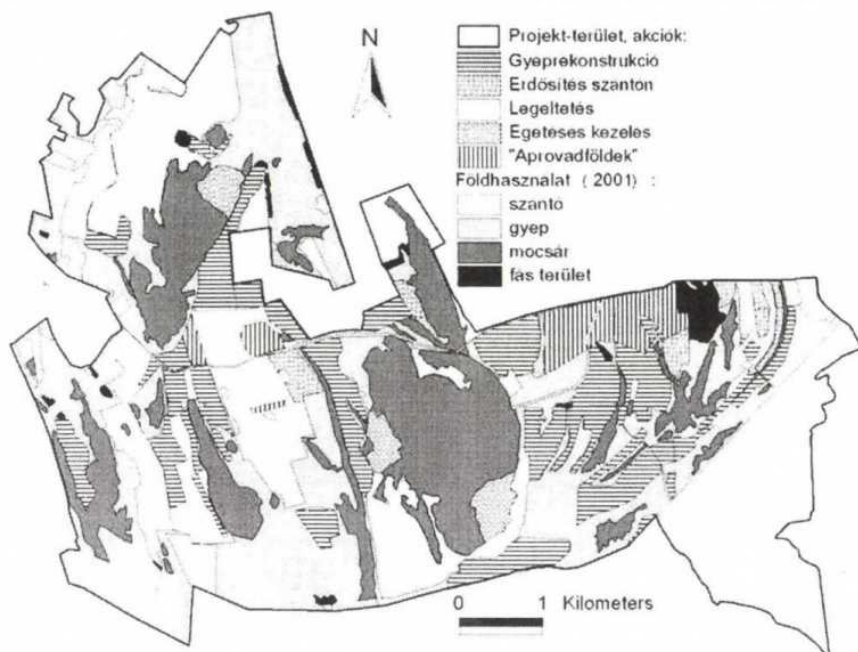
A LIFE-Nature program keretében a táj skáláján mérve is jelentős átalakítás történik, hiszen a kb. 5000 hektáros terület kb. egyharmadán (1640 ha-on) történik konkrét beavatkozás. A szántók aránya például a projekt-területen belül felére (29%-ról 14%-ra) csökken,

s ezen belül az extenzíven, az élővilág érdekeit szem előtt tartva művelt szántók aránya 3% lesz (az összes szántó 24%-a). A gyepterületek aránya (a réteket, mocsarak szegélyzónáit is beleértve) mintegy a harmadával (46%-ról 60%-ra) nő. A gyepek növekményén belül jelentős területet (23%) fognak elfoglalni a potenciális löszpusztagyep. A fás területek aránya megkétszereződik, az összes terület mintegy 3%-át fogja kitenni. A homogenizálódott mocsarak élőhelyi sokfélesége az égetés és legetetés hatására nőni fog. A projekt végére reményeink szerint ily módon természetvédelmi szempontból jóval kedvezőbb tájszerkezet, gazdagabb, sokfélebb élőhelystruktúra és a természetföldrajzi-ökológiai adottságokhoz jobban illeszkedő földhasználat jön létre.

A projekt konzervációbiológiai kapcsolódásai

Fragmentáció

A löszhátakon elhelyezkedő szántóterületek jelentős akadályt (barriert) képezve feldarabolják az alacsonyabban fekvő gyepeket és vizes élőhelyeket, megszüntetik a közöttük valaha létezett térbeli összeköttetéseket (1. ábra). A fragmentációval nemcsak a természeti értékekben gazdagabb élőhelyek területe csökken, mely egyes fajok kipusztulásához vezethet, hanem csökken az élőhelyi sokféleség, és felerősödik a negatív szegélyhatás, így a külső mátrixból származó hatások is (Wilcove *et al.* 1986). A fragmentáció hatásainak mérséklése érdekében a mocsarak és vizes élőhelyek közötti térbeli kapcsolatok visszaalakítására valamint az északi és déli gyepterületek összeköttetésére két ökológiai folyosó kialakítására kerül sor (1. ábra). A mocsarak/gyepek védelme érdekében, a szegélyhatás csökkentésére a kritikus területeken legalább 50 méter széles pufferzónák kerülnek kialakításra (1. ábra). A pufferzónák szélessége szoros pozitív kapcsolatban van a fajgazdagsággal a keresztirányú élőhelygrádiens miatt (Ma *et al.* 2002), így ezen területek fontos átmeneti zónák, illetve a majdani dinamikus változások során fontos refúgiumok lehetnek. E kulcsterületeken a projekt kezdetekor még folyamatos szántóföldi művelést fokozatosan megszüntetjük, s a felszabaduló szántókon gyeprekonstrukciót végzünk, összesen mintegy 680 ha-on (1. ábra). Ezen belül kb. 150 ha magasabban fekvő löszháton a löszpusztagyepre, az alacsonyabban fekvő vagy szikes jellegű területeken pedig kb. 530 ha-on a szikes pusztai gyepekre jellemző fűmagkeverékkel történik a visszagyepesítés. A visszagyepesítést a célterületekhez hasonló, közeli területeken kaszált kétszikű-magok szórásával egészítjük ki. A célterületekhez hasonló területek ugyan kis számban, de jelen vannak a terület több pontján is, így várható egyes fajok spontán betelepülése is. Az újonnan gyepesítendő területeken így reményeink szerint idővel jelentős részt fog képviselni hazánk egyik legveszélyeztetettebb szárazföldi élőhelytípusa, a löszpusztagyep.



1. ábra. Az Egyek-Pusztaköcsi LIFE-Nature projekt területe. A kis térkép a 2001-es földhasználati állapotot mutatja, míg a nagy térkép a földhasználat mellett a projektben tervezett élőhelyrekonstrukciós és természetvédelmi kezelési tevékenységeket is jelzi. A nyilak a programban rehabilitálandó ökológiai folyosókat mutatják.

Élőhelyek sokfélesége, mozaikszervezetek

Az Egyek-Pusztaköcsi mocsárrendszer földrajzi helyzete és változatos természetföldrajzi adottságai révén átmenetet képez a klasszikus szikes Hortobágy és a Tisza ártere között (Kiss *et al.* 2001) és a többféle biogeográfiai hatás miatt többféle élőhely mozaikstruktúrájaként fogható fel. Az élőhelymozaik-szerkezetek természetvédelmi kezelése különleges ismereteket igényel, mivel az ilyen mozaikstruktúrák térbelileg komplexek és bonyolult, több térbeli léptéken működő és egymással is kölcsönhatásban álló ökológiai folyamatok szabályozzák őket (Hansson *et al.* 1995). A természetvédelmi kezelésnek ideális esetben ezért a mozaikstruktúra egészére kell irányulnia, szem előtt tartva a mozaik minden elemét és az őket meghatározó ökológiai folyamatokat (Wiens 1995).

A mocsárrendszer tájtörténeti vizsgálata, a II. katonai felmérés térképeinek elemzése (Kiss *et al.* 2001, Göri 2001) és a potenciális élőhelytérkép (Lengyel *et al.* 2005), rámutatott arra, hogy az Egyek-Pusztaköcsi mocsárrendszer mozaikelemei közül legjobban az erdők, fás területek és a rétek szorultak vissza az ember megjelenésével. A hajdan vízjárta élőhelyeken, így az egykori övzátanosorokon jelentős volt a puhafás és keményfás ligeterdők aránya, melynek közeiben valamint a mocsarak szegélyein jelentős volt az év nagy részében vizes hatás alatt álló rétek aránya. A rehabilitációs programban ezért célul tűztük

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

Természetes zavarások, bolygatások

A mozaikstruktúrák, azaz a különböző élőhelyek különböző szukcessziós stádiumú előfordulásainak összességét természetes körülmények között a természetes zavarások, bolygatások tartják fenn (Watt 1947, Bormann & Likens 1979, Hansson *et al.* 1995). A hortobágyi gyepek esetén természetes zavarásként a tűz, a kiterjedt, lassú, ám a tájat minden alkalommal máshogy „megfutó” árvizek, valamint a nagytestű növényevők illetve a bronzkor óta háziállatok által kifejtett legelés jöhetnek szóba. A zavarások gyakorisága és intenzitása azonban jelentősen különbözhet egymástól. Közismert, hogy a túl nagy (igen gyakori és/vagy intenzív, erőteljes) zavarás, pl. rendszeres égetés, túllegelés hatására csak a zavarástűrő, általában gyom-jellegű fajok maradnak fenn egy területen. A zavarások hiánya, a befolyásoló hatások állandósága azonban az alapvetően nyílt élőhelyek esetén ugyancsak homogenizációt, azaz fajszám-csökkenést eredményezhet (Connell 1978). Az állandó környezeti feltételek következtében beinduló homogenizálódási folyamatokra jó példa a nagy kiterjedésű mocsarak esete, melyek az állandó mennyiségű vízpótlás és az állandó intenzitású nádatartás miatt jelentősen homogenizálódtak, több helyen homogén nádasokká alakultak a nyílt vizek, magassásosok, gyékényesek stb. mozaikja helyett.

A mérsékelt zavarás hipotézis (Connell 1978) értelmében maximális biológiai sokféleség közepes szintű zavarásnál várható. A természetvédelmi kezelésnek ezért a legtöbb mozaikos élőhelystruktúra esetén feladata, hogy az adott tájra természetes körülmények között jellemző zavarási mintázatokat térben és időben fenntartsa és/vagy utánozza (Connell 1978, Meffe & Carroll 1997, Pickett *et al.* 1997). A projekt keretében imitálni próbáljuk a hortobágyi tájak kialakulásában szerepet játszó főbb természetes zavarásokat, ezen belül a legelést és a tüzet/égetést, melyek az élőhelyi sokféleség növelésével hozzájárulhatnak a táj fajdiverzitásának növeléséhez is. A cél a nádasok belső szegélyeinek növelése, a nádasok fragmentálása, a pozitív szegélyhatás elősegítése. A projekt keretében ezért magyar szürkemarával legeltetjük a homogén nádasok szegélyeit kb. 300 hektáron, mely más helyeken végzett megfigyelések alapján igen hatékonyan bontja meg a homogén nádasokat. Ugyanezt próbáljuk elérni a nyár végi égetéssel is, mely egyes vizsgálatok szerint hatékony módszer a nádasok visszaszorítására. Ennek oka, hogy ezen időpontban a nádnövény a máskor a rizómában tárolt tápanyagait a virágzatban koncentrálja, és így a víz feletti zöld rész égetéssel eltávolításával, majd a következő tavaszi árasztással a tápanyagszegény rizóma könnyebben berohasztható, mint más megoldások esetén. Ezen hipotézis tesztelésére a két legnagyobb mocsár (Csattag-lapos, Fekete-rét) nádasaiban három helyszínen kontrollált égetést végzünk helyszínenként 4 db 1 hektáros nádfolt leégetésével illetve ugyanennyi kontroll (körbevágott, de nem égetett folt) alkalmazásával.

A természetes illetve természetközeli zavarásokat a gyepterületek magyar tarka szarvasmarhával illetve szürkemarával valamint juhval végzett legeltetésével is próbáljuk

utánozni mintegy 600 ha-on (1. ábra). Ezen tevékenység elsősorban a bérleti szerződéseknek a projekt keretében meghatározott prioritások szerinti újratárgyalását érinti.

Ragadozó és vízimadarak táplálékbázisának fejlesztése

Habár a projekt egyik fő célja a szántók arányának csökkentése, nem tervezzük az összes szántó visszagyepesítését, mivel ezen területek számos állatfajnak biztosítanak táplálkozóterületet. A területen előforduló ragadozómadár-fajok megtelepedésének elősegítése, állományainak növelése illetve vízimadaraknak táplálkozóterület biztosítása érdekében kb. 150 ha-on extenzíven művelt „apróvadföldeket” alakítunk ki (1. ábra). Ezen szántók kialakításának célja egyrészt a célfajok számára táplálékbázist jelentő kisméretű-fajok (hőrcsög, güzüegér, nyúl stb.) állományainak megerősítése, másrészt az őszi vonuló vízimadarak (darvak, ludak, récék) számára könnyen elérhető táplálék (őszi gabona) biztosítása a vizes élőhelyekhez közeli területeken.

A projekt eddigi eredményei

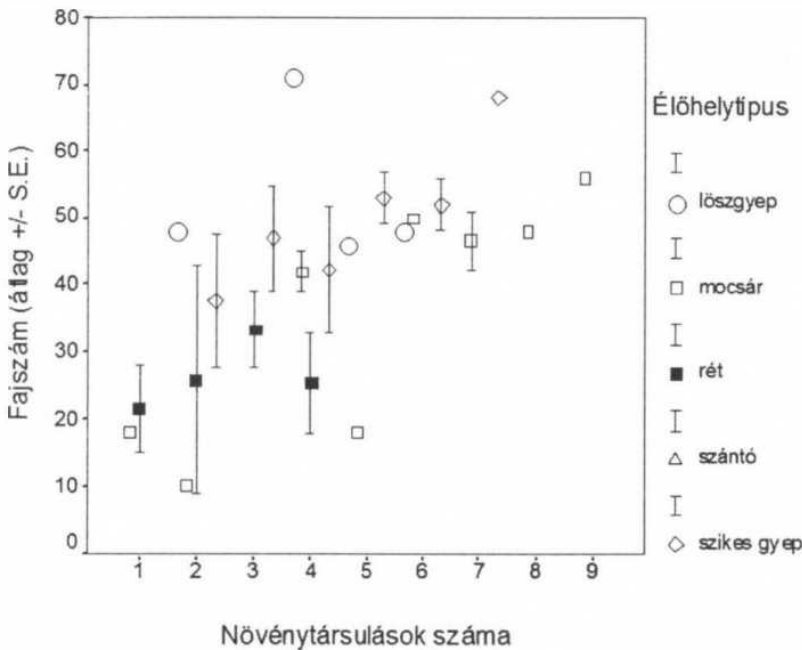
A program első teljes évében (2005) sor került 180 ha szántó visszagyepesítésére, melyből 51 ha magasabban fekvő löszhát gyepesítése löszgyep-magkeverékkel történt. Erdőtelepítésre 22 ha szántón került sor, és 35 ha apróvadföldet műveltünk. Mivel a 2005-ös év igen csapadékos volt és a mocsarakban magas volt a vízszint, a tűzoltók nem tudták biztosítani a helyszínt, így a homogén nádasok égetéses kezelését a következő évre kellett halasztani. Elkészült a projekt honlapja (<http://life2004.hnp.hu>), rövid ismertető brosúrája, a szükséges kezelési tervek, a programról szóló bemutató anyagok stb.

Az élőhelyrehabilitációs illetve természetvédelmi kezelési tevékenységekhez részletes, terepkísérleteken is alapuló monitoring-rendszert építettünk ki. Ennek első lépéseként, 2004-ben alapállapot-felmérést végeztünk a projekt-terület egy jellemző mintaterületén (1500 ha), melyről részletes, Á-NÉR szerinti élőhelytérképpel rendelkezünk. Az alapállapot-felmérés célja az alapfajkészlet felmérése, az egyes rekonstrukciókhoz/beavatkozásokhoz kapcsolódó célállapotok meghatározása volt, melyek mintegy referenciaként foglalkoznak a beavatkozások sikerességének mérésében. Az alapállapot-felmérés során a vegetáció felmérésére hagyományos fitocönológiai és szigma-cönológiai mintavételezést ($n = 60$ élőhelyfolt), a futóbogarak és talajlakó pókok felmérésére talajcsapdázást ($n=28$), a növényzetlakó poloskák, kabócák, egyenesszárnyúak és pókok felmérésére fűhálós mintavételezést ($n = 60$) és a foltokat használó madárfajok felmérésére pontszámlálásokat ($n=75$) alkalmaztunk.

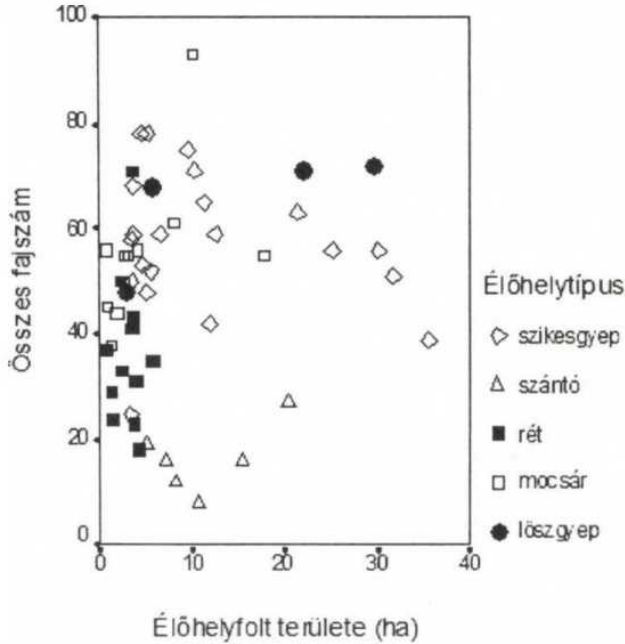
Az alapállapot-felmérésben összesen 471 fajt mutattunk ki. Ennek legnagyobb része, 210 faj ízeltlábú volt (futóbogár: 67 faj, poloska és kabóca: 28, egyenesszárnyú: 31, pók: 84), míg 196 edényes növényfaj és 66 madárfaj került megfigyelésre. Harminc növénytársulást illetve társulásértékű konszociációt különítettünk el és élőhelyfoltként átlagosan mintegy 48 ($\pm 19,5$ S.D.) fajt mutattunk ki.

Ha táj-léptékű rekonstrukciós/kezelési munkába kezdünk, fontos, hogy legalább részben tisztában legyünk azzal, hogy mely tényezők és hogyan befolyásolják az egyes táj-clemek

(élőhelyfoltok) biológiai sokféleségét (Bradshaw 1987). Az alapállapot-felmérés előzetes statisztikai elemzése szerint az élőhelyfoltok fajgazdagságát leginkább azok mozaikossága (a növénytársulások száma illetve diverzitása), mérete (területe) és maga az élőhely típusa határozza meg (többszörös lineáris regresszió; társulásszám, terület, élőhelytípus: $p < 0.05$; foltalak, legközelebbi szomszéd távolsága, növényzet magassága, csupasz talajfelszín aránya, kezelés [kaszálás/legeltetés]: n.s.). A mozaikosság, azaz az élőhelyfolton belüli növénytársulások száma a löszgyepmaradványokon kívül minden élőhelytípusban pozitív összefüggést mutatott a fajgazdagsággal (2. ábra). Az élőhelytípusok közül a kis számú löszgyepben volt legmagasabb a fajgazdagság (2. ábra). A foltok területe ugyancsak fontos tényező volt, és általában a fajgazdagság nőtt a területtel (3. ábra). A szikes gyepek esetén azonban a várakozásnak (területtel nő a fajszám) némileg ellentmondó összefüggést tapasztaltunk, mivel ezen élőhelytípusban a területtel csökkent a fajszám (3. ábra), valószínűleg amiatt, mert a nagy kiterjedésű szikes gyepek voltak a legnagyobb mértékben legeltetve. Az ilyen és ehhez hasonló eredmények a projekt későbbi részében viszonyítási alapként fognak szolgálni a kezelések/beavatkozások sikerességének megítéléséhez.



2. ábra. Az élőhelyfoltok fajgazdagsága (összes fajszám) a mozaikosság, azaz a folton belül észlelt növénytársulások számának függvényében. Azon élőhelytípusok esetén, melyeknél több folt is ugyanabba a mozaikosság-kategóriába esett, az átlagot és ± 1 S.E.-t ábrázoltuk.



3. ábra. Az összes fajszám az élőhelyfoltok területének függvényében. A szikes gyepék kivételével minden élőhelytípusban nő a fajszám a terület függvényében.

2005-ben az elsőként visszagyepesítésre kerülő szántóterületek zoológiai felmérésére került sor. A szántók túlnyomó részében különböző korú lucerna volt. A futóbogarak és pókok mint két érzékeny predátor indikátor csoport eredményeinek előzetes értékelése azt mutatta, hogy az előkerült fajok döntő része művelt területekre jellemző, az ország egész területén általánosan elterjedt faj. Kimutattunk azonban néhány olyan, löszpusztagyepre és erdőssztyepp-területekre jellemző futóbogárfajt, melyek más típusú élőhelyeken csak ritkán vagy egyáltalán nem fordulnak elő (pl. *Ophonus cephalotes*, *Poecilus punctulatus*, *Poecilus sericeus*, *Pseudoophonus calceatus*, *Harpalus albanicus*). A löszpusztagyepre jellemző ízeltlábú fauna ezen fontos elemeinek jelenléte azt mutatja, hogy ezen fajok nemcsak a kis számú, kis kiterjedésű maradvány löszgyepfoltban, hanem néhányuk közvetlenül a szántókon is megtalálható, mely a visszagyepesítési munkálatok indokoltságát igazolja. Pókok esetében főként élőhelygeneralista, kis számban pedig szikesekre jellemző fajokat találtunk, mely utóbbiak valószínűleg a környező területekről kerültek a szántóföldekre. Ezen ízeltlábúfajok jelenléte bizonyítja azt, hogy a visszaállítani kívánt állapotra jellemző fajkészlet magja jelen van a célterületen vagy környékén, mely fontos feltétele a rekonstrukciós program sikerességének.

Zárszó

A projekt minden terepi akciójához gondosan megtervezett, kísérleteket is alkalmazó monitoring-tevékenységet végzünk a bekövetkező változások nyomkövetésére, melynek révén a kezelések/beavatkozások eredményességét meg tudjuk ítélni. A monitoring révén minden akcióval kapcsolatban objektív adatokkal és így megalapozott eredményekkel fogunk rendelkezni arról, hogy hogyan változik a táj-léptékű biológiai sokféleség a rekonstrukciók/beavatkozások hatására. A bemutatott LIFE-projekt során szerzett tapasztalatok így hozzájárulhatnak a bizonyítékokon alapuló természetvédelmi tevékenység (evidence-based conservation) további hazai terjedéséhez, és a konzervációbiológia eredményeinek hatékonyabb gyakorlati alkalmazásához.

*

Köszönetnyilvánítás – Ezúton fejezzük ki köszönetünket az Európai Bizottságnak a projekt anyagi támogatásáért (pályázat száma: LIFE04NAT/HU/000119) és a Hortobágyi Nemzeti Parkban dolgozó kollégáinknak a projekt kivitelezésében nyújtott segítségükért.

Irodalomjegyzék

- Aradi Cs., Göri Sz. & Lengyel Sz. (2003): Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer. – In: Teplán I. (szerk.). *A Tisza és vízrendszere*. I. kötet. MTA Társadalomkutató Központ, Budapest, pp. 277–306.
- Ausden, M., Sutherland, W. J. & James, R. (2001): The effects of flooding lowland wet grassland on soil macroinvertebrate prey of breeding wading birds. – *Journal of Applied Ecology* **38**: 320–338.
- Bormann, F. H. & Likens, G. E. (1979): *Pattern and Process in a Forested Ecosystem*. – Springer-Verlag, New York.
- Bradshaw, A. D. (1987): The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. – In: Jordan III, W. R., Gilpin, M. E. & Aber, J. D. (eds.) *Restoration Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 53–75.
- Connell, J. H. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. – *Science* **199**: 1302–1310.
- Göri, Sz. (2001): Az Egyek-Pusztakócsi mocsarak újranevesedési folyamatainak értékelése, rehabilitációjának tájléptékű ökológiai elemzése. – Egyetemi doktori (Ph.D.) értekezés, Debrecen Egyetem, Debrecen.
- Hansson, L., Fahrig, L. & Merriam, G. (1995): *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*. – Springer Verlag, Berlin.
- Kiss, B., Göri Sz. és Aradi Cs. (2001): Az Egyek-Pusztakócsi mocsarak kialakulásának tájtörténeti elemzése és további rehabilitációjának megalapozása. – Kutatási jelentés, Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen.

- Lengyel, Sz., Aradi, Cs., Sándor, I., Göri, Sz. & Kiss, B. (2005): Master plan for the long-term rehabilitation programme of the Egyek-Pusztakócs marsh system. – Kutatási jelentés, Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen.
- Ma, M., Tarmi, S. & Helenius J. (2002): Revisiting the species – area relationship in a semi-natural habitat: Floral richness in agricultural buffer zones in Finland. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* **89**: 137–148.
- Meffe, G. K., Carroll, C. R. (1997): *Principles of Conservation Biology*. – Sinauer Associates, Sunderland.
- Pickett, S. T. A., Ostfeld, R. S., Shachak, M. & Likens, G. E. (eds.) (1997): *The Ecological Basis of Conservation*. Chapman & Hall, New York.
- Pullin, A.S. & Knight, T.M. (2001): Effectiveness in conservation practice: pointers from medicine and public health. – *Conservation Biology* **15**: 50–54.
- Soulé, M. E. (1985): What is conservation biology? – *BioScience* **35**: 727–734.
- Sutherland, W. J., Pullin, A. S., Dolman, P. M. & Knight, T. M. (2004): The need for evidence-based conservation. – *Trends in Ecology and Evolution* **19**: 305–308.
- Watt, A. S. (1947): Pattern and process in the plant community. – *Journal of Ecology* **35**: 1–22.
- Wilcove, D. S., McLellan, C. H. & Dobson, A. P. (1986): Habitat fragmentation in the temperate zone. – In: Soulé, M. E. (ed.): *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, pp. 237–256.
- Wilson, E. O. 1992. *The Diversity of Life*. W. W. Norton & Co., New York.

Conservation biology in practice: nature conservation management and landscape-level rehabilitation in the Egyek-Pusztakócs LIFE-Nature programme (Hortobágy, Hungary)

Szabolcs Lengyel¹, Szilvia Göri², László Lontay², Béla Kiss²,
István Sándor² és Csaba Aradi²

¹ *HAS-UD Evolutionary Genetics and Conservation Biology Research Group
University of Debrecen, Department of Evolutionary Zoology and Human Biology*

² *Hortobágy National Park Directorate
4024 Debrecen, Sumen u. 2, Hungary.*

The practical application of conservation biology often involves difficulties worldwide due to the lack of available information or to the neglect of such information. This paper provides an example on using knowledge from conservation biology in practice by describing the second, EU LIFE-Nature-supported phase of the rehabilitation of the Egyek-Pusztakócs marsh system (Hortobágy National Park). In the landscape-level rehabilitation, grassland reconstruction, afforestation and extensive cultivation of lands for small mammals occur on a total 920 ha arable land, whereas conservation management (grazing, controlled burning) aiming to restore the mosaic-like habitat structures takes place on a total 720 ha marshes and grasslands. The programme will result in increasing habitat diversity, a more favourable landscape structure and a landscape use better adjusted to ecological conditions. The experience gained may contribute to the further advancement of evidence-based conservation in Hungary.

Key-words: restoration, grassland reconstruction, habitat diversity, evidence-based conservation, baseline assessment, monitoring

Hosszú távú fajkompozíció változás vizsgálatok hazai dolomit-, mészkő- és szilikátsziklagyep társulásokban

Szítár Katalin¹ és Török Katalin²

¹ ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c.

² MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, 2163 Vácraátó, Alkotmány út 2-4.

Felelős szerző: 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c.,

e-mail: szitar@botanika.hu, telefon/fax: 061-381-2188

Összefoglaló: Hét, a Dunántúli- és az Északi-középhegység területén előforduló sziklagyep-társulás hosszú távú fajösszetételbeli változásának vizsgálatára 1931 és 1961 között készített és 1991 és 1994 között megismételt klasszikus cönológiai felvételeket sokváltozós és statisztikai módszerekkel hasonlítottunk össze. A vizsgált sziklagyep állományok adatainak többszemponyú elemzése alapján az utóbbi évtizedekben a fajkompozíció minden társulásban változott. A sziklagyepi specialista és generalista fajok arányának csökkenése, a zavarástűrők és a rövidéletű fajok arányának növekedése, valamint a nitrogén- és vízigény-spektrum kevésbé szélsőséges kategóriák felé tolódása a természetesség csökkenését jelzi. A degradáció okait a lokális (turizmus, túlszaporodott vadállomány) és a nagyobb léptékű hatásokban (légköri nitrogén ülepedés) kereshetjük.

Kulcsszavak: archív felvételek, ismételt mintavételezés, növénycönológia, degradáció

Bevezetés

Az élővilág állapotára vonatkozó történeti adatok a globális változás idején felértékelődnek. A hosszú távú környezeti hatások elemzésének jó eszköze a történeti és recens adatok összehasonlítása. A vegetáció változásainak kimutatására alkalmasak a két vagy több időpontból származó cönológiai adatok. Számos tanulmány elemzi különféle vegetációs típusok hosszú távú (30-70 éves) időbeli változásait archív felvételek felhasználásával. A fajszám vizsgálata (Bennie et al. 2006, Berlin et al. 2000, Bos et al. 2002, Pyšek et al. 2004, Spiegelberger et al. 2006, Török et al. 1994) mellett az írások a fajkészlet minőségi változásait sokváltozós módszerek (Bennie et al. 2006, Török et al. 1994, Whisenant & Wagstaff 1991, Wild et al. 2004), valamint az Ellenberg-féle indikátorértékek (Bennie et al. 2006, Pyšek et al. 2004, Ruprecht & Botta-Dukát 1999/2000, Simon et al. 1993, Török et al. 1994, Wild et al. 2004) és a Raunkiaer életforma kategóriák (Bennie et al. 2006, Franklin et al. 2004, Pyšek et al. 2004, Whisenant & Wagstaff 1991) alkalmazásával jellemzik. Több vegetációtípusban mutattak ki degradációt (Bennie et al. 2006, Berlin et al. 2000, Pyšek et al. 2004, Simon et al. 1993, Török et al. 1994, Whisenant & Wagstaff 1991, Wild et al. 2004), amelyeket a lokális hatások – turizmus (Török et al. 1994), túlszaporodott vadállomány (Török et al. 1994), tápanyag feldúsulás (Bennie et al. 2006, Spiegelberger 2006), intenzív erdészeti kezelés (Horváth & Csontos 1992) – mellett a nagyobb léptékben ható

tényezőkkel: légköri nitrogén ülepedéssel (Berlin et al. 2000, Bos et al. 2002, Köchy & Wilson 2005) vagy a klíma melegedésével (Wild et al. 2004) magyaráztak.

A sziklagyepek változásának vizsgálata az emberi művelés és az egyéb közvetlen terhelések hiánya miatt különösen alkalmas a lokális tényezőkön túl a háttérterhelések és a globális hatások elemzésére. Hipotézisünk szerint szélsőséges termőhelyi viszonyai miatt a sziklagyepek fajkészlete konzervatív (Podani 2005), a lokális és globális hatásoknak nagymértékben ellenállnak. Természeti értékeik, ritkaságuk és sérülékenységük miatt a sziklagyepek állapotváltozásainak vizsgálata természetvédelmi szempontból is fontos feladat. Kutatásunk során hét hazai sziklagyep társulás állapotának hosszú távú (30–60 éves) fajkészlet változását elemeztük. A sziklagyepek sokféleségének reprezentálására a vizsgálat az Északi- és a Dunántúli-középhegység három legnagyobb területi kiterjedésű alapkőzetének (dolomit, mészkő és andezit) egyes jellemző sziklagyep asszociációira terjedt ki. A sziklagyepek Zürich-Montpellier iskola módszerei szerint történő cönológiai leírása az 1930-as években vette kezdetét hazánkban (Zólyomi 1936), ezért ez a legkorábbi időpont, amelyből cönológiai felvételek révén részletes információval rendelkezünk egy-egy állomány fajösszetételéről (Török & Zólyomi 1998).

Módszerek

Az összehasonlítás alapjául Simon (1977), Horánszky (Török et al. 1994), Zólyomi (Török & Zólyomi 1998), valamint Szujkó-Lacza (1961) által az 1930–60-as években készített cönológiai felvételek szolgáltak. A felvételek adatait az 1. táblázat foglalja össze. A 163 felvétel a Dunántúli- és az Északi-középhegység területén, 66 lokalitáson készült egyenként 16 m² (ritkán 25 m²-es) méretben. Az archív cönológiai felvételek alkalmazásának korlátai vannak. A korábbi felvételek a vegetációtípusok leírására szolgáltak, a tipikus és jó állapotú állományokban készültek, ezért az átmeneti és degradált foltok kimaradtak a felvételezésből. A kvadrátokat nem jelölték meg a helyszínen, ezért többnyire csak állomány-szintű azonosításuk lehetséges. A felvételezők taxonómiai felkészültsége és a mintavételi módszerek (pl. borításbecslés) szubjektivitása szintén csökkenti az eredmények általánosításának lehetőségeit. A fenti hatások minimalizására Török a szerzőkkel való egyeztetés után lokalitás, kitettség, lejtőszög és fajlista megfeleltetés alapján ismételte meg a felvételeket 1991–94 között azonos nagyságú kvadrátokban a vegetációs periódus azonos szakaszában. A felvételek nagy része a Visegrádi-hegység Potentillo-Festucetum pseudomalaticae állományaiban készült felvételektől eltekintve publikálatlan (Török et al. 1994). Tekintettel a felvételi módszerek korai kialakulatlanságára, a felvételek kvantitatív (abundancia) adatait nem vettük figyelembe, elemzéseinket az edényes fajok jelenlétére, illetve hiányára alapoztuk.

1. táblázat. Az összehasonlításhoz felhasznált archív cönológiai felvételek adatai.

Társulás	Rövi- dítés	Időpont	Hegység	Alap- közet	Felvé- telek száma	Szerző és refe- rencia
Minuartio-Fes- tucetum pseu- dodalmaticae (/Mikyška 1933/ Klika 1938)	MF	1958-61	Zempléni- hegység	szilikát	29	Simon T. (1977)
Potentillo-Fes- tucetum pseu- dodalmaticae (Majovsky 1955)	PF	1953-56	Visegrádi- hegység	szilikát	30	Horánszky A. (Török et al. 1994)
Poëtum pannonicae (Zólyomi 1936)	PP	1954-60	Börzsöny	szilikát	12	Szujkó-Lacza J. (1961)
Campanulo divergentifor- mis-Festucetum pallentis (Zólyomi 1958)	CF	1931-32	Bükk	mészkö	29	Zólyomi B. (Török & Zólyomi 1998)
Festuco pallenti- Brometum pan- nonici (Zólyomi 1958)	FB	1932-41	Budai-, Keszthelyi- hg, Bakony és Vértes	dolomit	23	Zólyomi B. (Török & Zólyomi 1998)
Seseli leucos- permi-Festuce- tum pallentis (Zólyomi /1936/ 1958)	SF	1933-41	Budai-, Keszthe- lyi-hg és Bakony	dolomit	28	Zólyomi B. (Török & Zólyomi 1998)
Seslerietum sad- lerianae (Soó ex Zólyomi 1936)	SS	1933-35	Budai- hegység	dolomit	12	Zólyomi B. (Török & Zólyomi 1998)

A felvételek időbeli változását a teljes adatsor együttes főkomponens elemzésével (PCA, Rohlf-biplot, SYNTAX 2000) vizsgáltuk (Podani 2001). A sokváltozós analízisben csak az 1 százaléknál magasabb frekvenciájú fajok szerepeltek (összesen 384 faj). Az elemzésben minden fajt azonos súllyal vettünk figyelembe. A változások irányát a szüntaxonok átlagainak a két felvételezési időpont közötti elmozdulásával, trajektóriájával szemléltetjük (Whisenant & Wagstaff 1991). A felvételek társuláson belüli hasonlóságának időbeli változását a főkomponens elemzés első tengelyén mért átlagos távolság változásával jellemeztük. A dolomit és a mészkövi felvételek esetében a két felvételi időpont között eltelt idő hossza

nagymértékben eltért. Az eltelt idő hatását a mészkövi és dolomitfelvételek esetében társulásonként lineáris regresszióanalízissel elemeztük, amelyben az ordinációs diagram első és második tengelyén való abszolútértékben vett elmozdulást az években mért eltelt idő hossza függvényében vizsgáltuk.

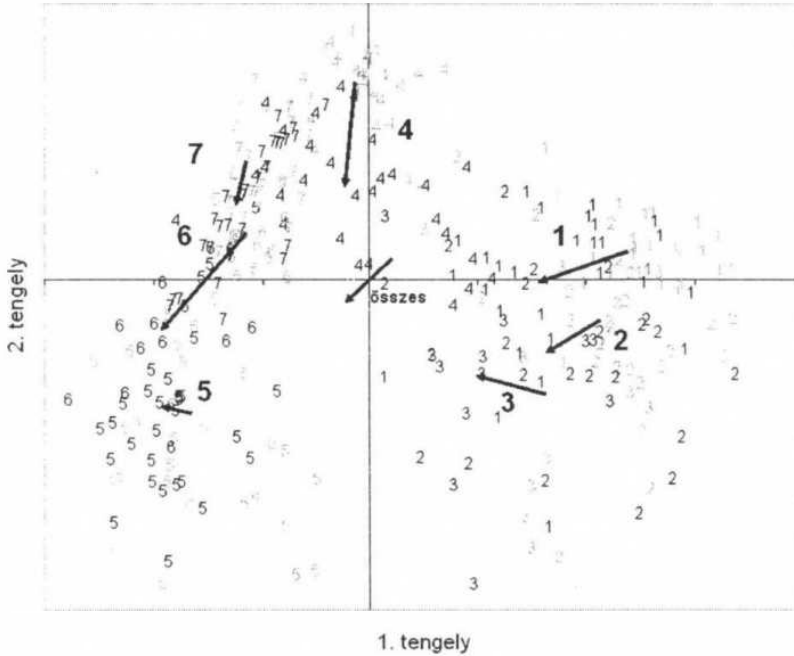
Az ordináció eredményét cönológiai és ökológiai fajcsoportok arányának változásával magyaráztuk. A fajok cönológiai preferenciáját Soó (1968, 1980) rendszere alapján Simon (2000) besorolásának figyelembevételével állapítottuk meg (Horváth et al. 1995). Elemeztük továbbá a fajok Borhidi-féle szociális magatartás típusából, a Raunkiaer-féle életforma típusából (Raunkiaer 1934) és a Borhidi-féle ökológiai (a nitrogén-igény és a relatív talajvíz, ill. talajnedvesség) indikátorszámokból képzett fajcsoportok arányának időbeli változását (Borhidi 1995, Horváth et al. 1995). A fajszám és a fajcsoport arányok változásának szignifikanciáját t-próbával ellenőriztük a STATISTICA 6.0 programmal (StatSoft Inc. 2001).

Eredmények

Az adatok együttes főkomponens-elemzésének eredményét az 1. ábra mutatja. Az elemzés a felvételeket az első tengely mentén alapkőzet szerint rendezte. A kárpáti mészkősziklagyp (CF) középső helyzete fajkészlete átmeneti jellegére utal. A fajkészlet alapján az alapkőzetek társulásai nem alkotnak külön csoportot az ordinációs diagramon. A társulások trajektóriái az első tengelyen egyirányú elmozdulást mutatnak a két felvételi időpont között. A legnagyobb elmozdulás a börsönyi Poëtum pannonicae (PP) felvételek esetében tapasztalható, és a fajszám nagyarányú növekedésével magyarázható, amely átlagosan 20,3-ról 34,4-re nőtt ($t_{22} = -5,481$, $p < 0,001$). A nyílt szilikátsziklagyp (MF) és a mészkerülő lejtősztyeprét (PF) állományok eredő elmozdulása a legkisebb. A felvételek társuláson belüli hasonlósága egy kivétellel (MF) minden társulásban szignifikánsan csökkent a felvételek PCA első tengelyén mért átlagos távolsága alapján. Az eltelt idő hatását a dolomit és a mészkövi társulások esetében lineáris regresszióanalízissel vizsgáltuk. Az ordináció első tengelyén vett elmozdulás nem ($y = 0,021 + 0,011 \times$, $r = 0,105$, $n = 70$, $p = 0,387$), a második tengelyen vett elmozdulás szignifikáns növekedést mutatott az eltelt idővel ($y = 0,003 \times - 0,096$, $r = 0,338$, $n = 70$, $p = 0,004$).

A felvételenkénti átlagos fajszám nem változott trendszerűen. Jelentős a mészkövi felvételek fajszámának csaknem egyharmados növekedése 24,0-ról 34,5-re ($t_{56} = -5,260$, $p < 0,001$). A dolomiton készült felvételek fajszáma szignifikánsan csökkent 35,8-ról 32,4-re ($t_{124} = 2,118$, $p = 0,036$). A szilikát sziklagyepéken készült felvételek fajszámának kismértékű csökkenése (27,6-ról 30,8-ra) statisztikailag nem igazolható ($t_{140} = -1,811$, $p = 0,072$).

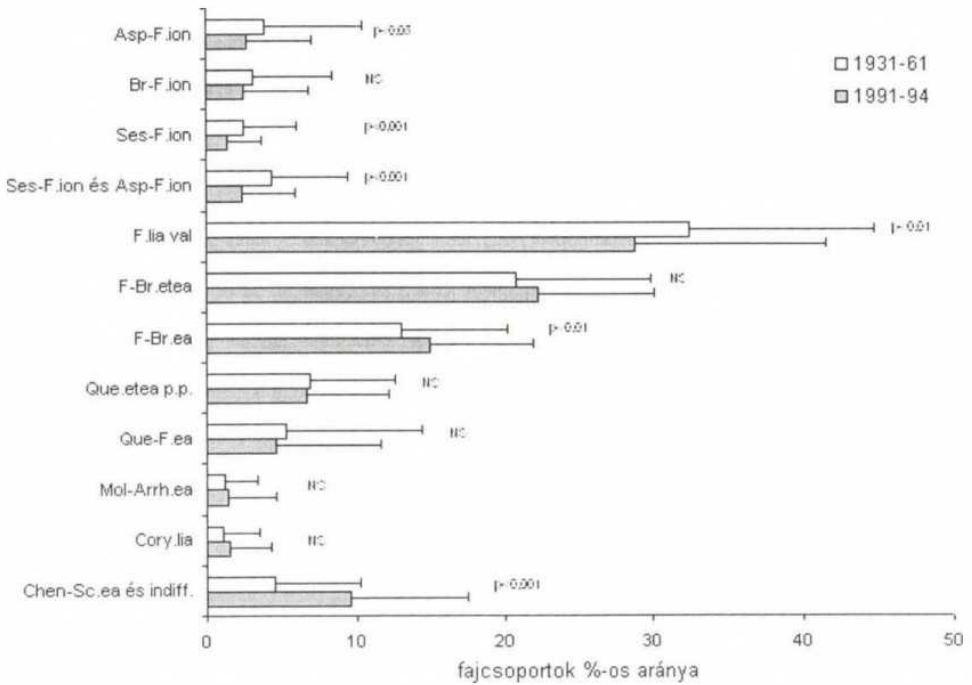
A teljes adatsor cönoszisztematikai csoportjainak elemzésével kimutattuk, hogy a sziklagyepi (Aspleno-Festucion, Bromo-Festucion, Seslerio-Festucion) és a szárazgyepi (Festucetalia valesiaca) karakterfajok aránya csökkent (2. ábra). A Bromo-Festucion csoport kivételével a különbség szignifikáns volt. Ezzel párhuzamosan a generalista Festuco-Brometea és Festuco-Brometea fajok csoportrészesedése megnőtt, az utóbbi esetében szignifikánsan (13,0-ról 15,0 százalékra, $t_{324} = -2,629$, $p = 0,009$). Az eljelleltelenedésre utaló indifferens és gyomjellegű fajok (Chenopodio-Sclerantha) aránya a kétszeresére nőtt (4,53-ról 9,54-re, $t_{324} = -6,505$, $p < 0,001$).



1. ábra. 326 felvétel bináris adatain alapuló ordinációs elemzés eredménye. A nyilak a szüntaxonok átlagainak a két felvételezési időpont közötti elmozdulását mutatják. (centrált PCA, Rohlf-biplot, sajátértékek: 1. tg. – 11,28, 2. tg. – 5,3). A szürke számok az első, a fekete számok a második felvételezés négyzeteit jelölik. Rövidítések: 1 – Seseleo-Festucetum pallentis, 2 – Festuco-Brometum pannonicum, 3 – Seslerietum sadlerianae, 4 – Campanulo-Festucetum pallentis, 5 – Potentillo-Festucetum pseudodalmaticae, 6 – Poëtum pannonicum, 7 – Minuartio-Festucetum pseudodalmaticae

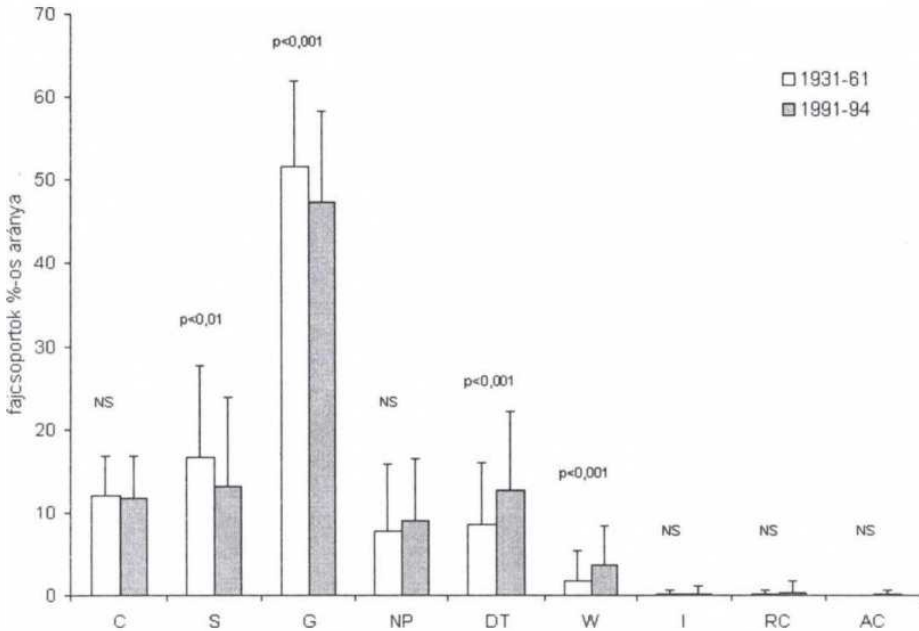
A szociális magatartás-típusok részeseződésének változása a 3. ábrán látható. A csoportok közül a természetességre utaló (T), a társulás fő karakterfajait adó specialisták (S) és generalisták (G) aránya szignifikáns csökkenése mellett (S: 16,6-ról 13,1 százalékra, $t_{324} = 2,900$, $p = 0,04$; G: 51,6-ról 47,3-ra, $t_{324} = 3,593$, $p < 0,001$) megnőtt a természetes pionírok (NP) és természetes zavarástűrők (DT) aránya, utóbbi esetében a változás szignifikáns volt (8,6-ról 12,7 százalékra nőtt, $t_{324} = -4,420$, $p < 0,001$). Ebben az elemzésben is kimutatható volt a gyomfajok (W) arányának megkétszereződése (1,8-ról 3,7 százalékra nőtt, $t_{324} = -4,126$, $p < 0,001$).

A Raunkiaer-féle életforma típusok vizsgálata a többi elemzéssel megegyezően az állományok degradációját mutatja. Az évelők (H) és a törpecserjék (Ch) rovására (H: 60,0-ról 57,0-ra, $t_{324} = 2,533$, $p = 0,012$; Ch: 15,0-ról 11,7-re, $t_{324} = 4,265$, $p < 0,001$) szignifikánsan nőtt a zavarásra utaló, rövid életű, egy- és két éves fajok (Th, TH) aránya (Th, TH: 10,8-ról 19,0 százalékra, $t_{324} = -5,603$, $p < 0,001$).



2. ábra. Átlagos cönoszisztematikai spektrum változás 1931-61 és 1991-94 között Soó rendszere alapján. A p értékek a t-próba szignifikanciaszintjét jelölik. NS jelzés esetén nem találtunk szignifikáns változást. A vízszintes vonalak a szórást jelölik. Rövidítések: Asp-F.ion: Asplenio-Festucion, Br-F.ion: Bromo-Festucion, Ses-F.ion: Seslerio-Festucion, F.lia val: Festucetalia valesiacae, F-Br.etea: Festuco-Brometea, F-Br.ea: Festuco-Bromea, Que.etea p.p.: Quercetea pubescentis-petraeae, Que-F.ea: Querco-Fagea, Mol-Arrh.ea: Molinio-Arrhenathera, Cory.lia: Corynephoretalia, Chen-Sc.ea: Chenopodio-Scleranthea, indiff: indifferens fajok

A Borhidi-féle nitrogénigény értékszámok elemzése is alátámasztja az állományok fajkompozíciójának kedvezőtlen irányú változását. Az extrém tápanyagszegénységhez adaptálódott, NB1, NB2 és NB3-as kategóriákba tartozó fajok alkotják a vizsgált állományok fajkészletének közel 80 százalékát. Ez a magas arány a második felvételezés idején is megmaradt, de a referencia felvételekhez képest a szélsőséges tápanyaglimitáltságot jelző NB1 kategória részesedése 34,2-ről 30,7 százalékra esett vissza ($t_{324}=2,002$, $p=0,046$), míg a kevésbé extrém feltételeket jelentő NB3 kategória aránya megnőtt (19,7 és 21,5 százalék, $t_{324}=-1,997$, $p=0,047$). A két felvételi időpont között a spektrum kis mértékben a középső, mezotróf termőhelyű fajok kategóriái (NB5 és NB6) felé tolódott el. Emellett a hipertróf termőhelyek növényeinek (NB9) aránya emelkedett kis mértékben: 4,0-ről 4,6 százalékra, de a különbség statisztikailag nem igazolható ($t_{324}=-1,649$, $p=0,100$).



3. ábra. A Borhidi-féle szociális magatartás típusok csoportrészesedésének változása 1931–61 és 1991–94 között. A p értékek a t -próba szignifikanciaszintjét jelölik. NS esetén nem találtunk szignifikáns változást. A függőleges vonalak a szórást jelölik. Rövidítések: C: természetes kompetitorok, S: specialisták, G: generalisták, NP: természetes pionirok, DT: zavarástűrők, W: honos gyomfajok, I: kivadult haszonnövények, RC: honos ruderális kompetitorok, AC: tájidegen, agresszív kompetitorok

A nitrogén-igény változásával párhuzamosan a relatív talajnedvesség-indikátorszámok (WB) is a fajösszetétel kevésbé szélsőséges (WB3 és WB4) kategóriák felé való eltolódását jelzik. A WB3 kategória aránya szignifikánsan nőtt (WB3: 31,0-ről 35,2-re változott, $t_{324} = -3,907$, $p < 0,001$) a WB1 és WB2 kategóriák rovására (WB1: 18,4-ről 15,4-re, $t_{324} = 141$, $p = 0,033$; WB2: 30,4-ről 27,7-re, $t_{324} = 2,652$, $p = 0,008$).

Értékelés

A vizsgált sziklagyep-állományok adatainak többszempontú elemzése alapján az utóbbi évtizedekben a fajkompozíció minden társulásban változott. A sokváltozós elemzés a fajkészletek hasonló változását mutatta meg a két felvételi időpont között. Az egyes társulásokon belül az állományok heterogenitása nőtt a referencia felvételekhez képest, amely csak a második felvételi időpontban kimutatott, új fajok többféle kombinációban való betelep-

désével magyarázható. A dolomit- és mészkősziklagyepi felvételek esetében a két felvételi időpont között eltelt idő nem mutatott szignifikáns összefüggést az ordinációs diagram első tengelyén tapasztalt elmozdulással, ezért valószínűsíthető, hogy a megfigyelt egységes változásban ennek nem volt jelentős szerepe. Mindez arra utal, hogy az első mintavételi időszak végét követően növekedett meg az a terhelés, amely a fajkészlet megváltozását okozta.

A fajszám nem változott egységesen: a szilikát felvételekben nem mutatkozott szignifikáns változás, dolomit alapkőzeteken kismértékű szignifikáns csökkenést, míg a mészkővön jelentős növekedést detektáltunk. A fajszám csaknem egyharmados növekedését a mészkövi felvételek esetében a specialisták arányának kismértékű csökkenése mellett az egyéves és évelő generalisták, természetes zavarástűrők és gyomfajok számának növekedése magyarázza.

A cönológiai és ökológiai fajcsoportok elemzése az állományok kedvezőtlen irányú változását mutatja. Az egyes alapkőzeteken jellemző társulások változása általános trendeket mutatott. A sziklagyeppek szélsőséges termőhelyi körülményei miatt a degradációs folyamatok többnyire a természetes pionírok és zavarástűrők felszaporodásával járnak, és csak kis mértékben eredményezik a gyomjellegű fajok megtelepedését (Török et al. 1994). A specialisták visszaszorulása (Bennie et al. 2006, Török et al. 1994) és a rövidéletű fajok arányának növekedése (Berlin et al. 2000, Török et al. 1994, Whisenant & Wagstaff 1991) az évelő gyepek közösségeinek természetességének csökkenésére utal. Az Ellenberg-féle indikátorértékek kevésbé szélsőséges kategóriák felé tolódása extrém élőhelyen szintén eljellegetelenedést jelez (Bennie et al. 2006, Pyšek et al. 2004, Ruprecht & Botta-Dukát 1999/2000, Wild et al. 2004). Mindezek az eredmények a sziklagyeppek mérsékelt szintű leromlását mutatják.

A globális trendeknek megfelelő degradáció okait elsődlegesen olyan tényezők érvényesülésében kereshetjük, mint a turizmus, a túlszaporodott muflonállomány és a légköri nitrogén ülepedés, amelyek erőziót és tápanyag feldúsulást okoznak. Az országos muflonállomány a két vizsgálat közötti időszakban a korábbiak csaknem nyolcszorosára emelkedett (Országos Vadgazdálkodási Adattár 2006). Nem hanyagolható el a háttérterhelésként jelentkező légköri nitrogénülepedés hatása, amely 1980 óta folyamatosan csökken (Klein et al. 2004), értéke 600 és 1000 mg/m²/év N között mozgott 2000-ben a vizsgálati területeinken (Bozó 2003/2004). A nitrogénülepedés vegetációra gyakorolt hatását számos tanulmány kimutatta (Berlin et al. 2000, Bobbink et al. 1992, Köchy & Wilson 2005, ten Harkel 1995). A sziklagyeppek esetében a szélsőséges tápanyag-limitáltság miatt az elérhető nitrogénszint emelkedése a fajkészlet negatív irányú változásához nagymértékben hozzájárulhat (Spiegelberger 2006).

A sziklagyep társulások hosszú távú kompozícióváltozása megmutatta, hogy ezek az állományok jórészt megőrizték jellemző fajösszetételüket, de nem mentesek a globális degradációs hatásoktól. A tapasztalt kismértékű degradáció azonban természetvédelmi szempontból intő jel, hiszen a jobb állapotú állományokat mintázta meg a módszer.

*

Közönetnyilvánítás – Kósa Géza és Rédei Tamás terepmunkában nyújtott segítségével nélkülözhetetlen volt.

Irodalomjegyzék

- Bennie, J., Hill, M.O., Baxter, R. & Huntley, B. (2006): Influence of slope and aspect on long-term vegetation change in British chalk grasslands. – *Journal of Ecology*, **94**: 355–368.
- Berlin, G.A.I., Linusson, A.C. & Olsson, G.A. (2000): Vegetation changes in semi-natural meadows with unchanged management in southern Sweden, 1965–1990. – *Acta Oecologica*, **21**: 125–138.
- Bobbink, R., Heil, G.W. & Geerts, R.H.M.E. (1992): Atmospheric deposition and canopy exchange processes in heathland ecosystems. – *Environmental Pollution*, **75**: 29–37.
- Borhidi, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. – *Acta Botanica Hungarica*, **39**: 97–181.
- Bos, D., Bakker, J.P., de Vries, Y. & van Lieshout, S. (2002): Long-term vegetation changes in experimentally grazed and ungrazed back-barrier marshes in the Wadden Sea. – *Applied Vegetation Science*, **5**: 45–54.
- Bozó, L. (2003/2004): Regionális levegőkörnyezeti terhelés: hatások és várható tendenciák Magyarországon. Környezetállapot értékelés Program. – *Munkacsoport tanulmányok 2003–2004*.
- Franklin, J., Coulter Ch.L. & Rey, S.J. (2004): Change over 70 years in a southern California chaparral community related to fire history. – *Journal of Vegetation Science*, **15**: 701–710.
- Horváth F., Csontos P. (1992): Thirty-year-changes in some forest communities of Visegrádi Mts., Hungary. In: teller A., Mathy P., Jeffers J. N. R. (eds.): *Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes*. Elsevier, London – New York, pp. 481–488.
- Horváth, F., Dobolyi, Z. K., Morschhauser, T., Lökös, L., Karas, L. & Szerdahelyi, T. (1995): *FLÓRA adatbázis 1.2*. – Vácrátót, 267 pp.
- Klein, H., Wind, P. & van Loon, M. (2004): *Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM, Hungary*. – Jelentés. URL: http://www.emep.int/reports/2004/Country_Reports/report_HU.pdf
- Köchy, M. & Wilson, S.D. (2005): Variation in nitrogen deposition and available soil nitrogen in a forest-grassland ecotone in Canada. – *Landscape Ecology*, **20**: 191–202.
- Országos Vadgazdálkodási Adattár (2006) Szt. István University. URL: <http://www.vvt.gau.hu/adattar/>
- Podani, J. (2001): SYN-TAX 2000 Computer Programs for Data Analysis. Ecology and Systematics Plus Software Users Manual, Budapest, 53 pp.
- Podani, J., Csontos, P., Tamás, J. & Miklós, I. (2005): A new multivariate approach to studying temporal changes of vegetation. – *Plant Ecology*, **181**: 85–100.

- Pyšek, P., Chocholoušková, Z., Pyšek, A., Jarošík, V., Chytrý, M. & Tichý, L. (2004): Trends in species diversity and composition of urban vegetation over three decades. – *Journal of Vegetation Science*, **15**: 781–788.
- Raunkiaer, C. (1934): *Life forms of plants and statistical plant geography*. – Clarendon Press, Oxford, 632 pp.
- Ruprecht, E. & Botta-Dukát, Z. (1999/2000): Long-term vegetation textural changes of three fen communities near Cluj-Napoca (Romania). – *Acta Botanica Hungarica*, **42**: 265–284.
- Simon, T. (1977): *Vegetationsuntersuchungen im Zempléner Gebirge*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 350 pp.
- Simon, T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 976 pp.
- Simon, T., Szabó, M., Drakovits, R., Hahn, I. & Gergely, A. (1993): Ecological and phytosociological changes in the willow woods of Szigetköz, NW Hungary, in the past 60 years. – *Abstracta Botanica*, **17**: 179–186.
- Soó, R. (1968): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve, III*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 506 pp.
- Soó, R. (1980): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve, VI*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 556 pp.
- Spiegelberger, T., Hegg, O., Matthies, D., Hedlund, K. & Schaffner, U. (2006): Long-term effects of short-term perturbation in a subalpine grassland. – *Ecology*, **87**: 1939–1944.
- StatSoft, Inc. (2001). *STATISTICA (data analysis software system), version 6*. – www.statsoft.com.
- Szujkó-Lacza, J. (1961) Die Trockenrasen und der Andesit-Kalkwald im Börzsönygebirge. *Annales Historico-naturales Musei Nationalis Hungarici*, **53**: 225–240.
- ten Harkel, M. J. & van der Meulen, F. (1995): Impact of grazing and atmospheric nitrogen deposition on the vegetation of dry coastal dune grasslands. – *Journal of Vegetation Science*, **6**: 445–452.
- Török, K., Horánszky, A. & Kósa, G. (1994): Long-term changes of species composition in an andesite grassland community of the Visegrad Mts., Hungary. – *Abstracta Botanica*, **18**: 13–27.
- Török, K. & Zólyomi, B. (1998): A Kárpát-medence öt sziklagyep-társulásának szüntaxonomiai revíziója. – In: Csontos, P. (szerk.): *Sziklagyeppek szünbotanikai kutatása*. Scientia, Budapest, pp. 109–132.
- Whisenant, S.G. & Wagstaff, F.J. (1991): Successional trajectories of a grazed salt desert shrubland. – *Vegetatio*, **94**: 133–140.
- Wild, J., Neuhäuslová, Z. & Sofron, J. (2004): Changes of plant species composition in the Šumava spruce forests, SW Bohemia, since the 1970s. – *Forest Ecology and Management*, **187**: 117–132.
- Zólyomi, B. (1936): Übersicht der Felsenvegetation in der Pannonischen Florenzprovinz und dem nordwestlich angrenzenden Gebiete. – *Annales Musei Nationalis Hungarici*, **30**: 136–174.

Long-term changes in species composition of seven Hungarian rocky grassland communities

Katalin Szitár¹ és Katalin Török²

¹ *Loránd Eötvös University Department of Plant Taxonomy and Ecology
H-1117 Budapest Pázmány Péter Sétány 1/C*

² *Institute of Ecology and Botany of the Hungarian Academy of Sciences
H-2163 Vácrátót, Alkotmány út 2-4.*

Abstract: Long-term vegetation change of seven rocky grassland communities in Hungary were studied by comparing relevés recorded in the 1930-60s and re-investigated in 1991-94. Multivariate and statistical methods confirmed significant time changes in species composition of the examined communities. The main vegetation changes are represented by a decrease in frequency of rocky grassland specialists and generalists, an increase of short-lived plant species, and a decrease of species adapted to extreme water and nitrogen limitation. Presumed factors responsible for the observed changes are local (tourism and overpopulated wildlife) and larger scale factors (atmospheric nitrogen deposition). Despite the observed changes the communities conserved their characteristic species composition.

Key-words: re-sampling, phytosociology, degradation

Alföldi szikes, homoki- és löszpuszta-gyepék jellemzése Orthoptera-együttesek alapján

Nagy Antal¹ és Rácz István András²

¹MTA-DE-TTK Evolúciógenetikai és Konzervációbiológiai Kutatócsoport,
DE-MTK Növényvédelmi Tanszék, 4032 Debrecen, Böszörményi út 138,
fax: +36-52/ 508-459, e-mail: nagyanti@agr.unideb.hu
²DE-TTK Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék

Felelős szerző: Nagy Antal, Debreceni Egyetem – Mezőgazdaságtudományi Kar Növényvédelmi Tanszék,
4032 Debrecen, Böszörményi út 138. fax: +36-52/ 508-459, e-mail: nagyanti@agr.unideb.hu

Összefoglaló: Számos hazai gyeptípus Orthoptera-együtteséről rendelkezünk ismeretekkel, azonban ezek kvantitatív alapon történő meghatározása és jellemzése a legtöbb esetben hiányzik. Munkánk során szikes, homoki- és löszpuszta-gyepékből származó 57 kvantitatív minta elemzését végeztük el. A többváltozós elemzéssel elkülönített csoportok karakter fajait IndVal módszert alkalmazva határoztuk meg. A karakterfajok száma az a priori cönológiai kategóriáknak jobban megfelelő csoportokban (tipikus állományok) magasabb volt, mint a több társulás állományait együttesen tartalmazókban. Az együttesek fauna- és életforma-típus megoszlása, az élőhely szerkezetének megfelelő, szignifikáns eltérést mutatott. A megadott karakterfajok és együttesek adott gyeptípusok jellemzésére és természetes, illetve emberi hatásra bekövetkező változásaik monitorozására egyaránt jó eszközt nyújtanak.

Kulcsszavak: Orthoptera, együttesek, karakter fajok, életforma típusok

Bevezetés

A különböző gyepek sajátos összetételű Orthoptera-együttesekkel jellemezhetők, melyek fajösszetétele és tömegességi viszonyai szoros kapcsolatot mutatnak az élőhely szerkezetével és abiotikus tényezőivel (pl. mikroklíma Nagy & Sólmos 2002). Az egyenesszárnyúak (Orthoptera *sensu lato*), különös tekintettel a sáskák (Caelifera) tömegességük és széles elterjedésük miatt világszerte az egyik legjelentősebb fitofág csoport, amely a különféle gyepek anyagforgalmában központi szerepet tölt be (Andersen et al. 2001). Ez alapján az egyenesszárnyúak nem csupán az élőhely szerkezet, hanem az életközösségek anyagforgalmi változásainak is érzékeny indikátorai, legyen szó akár természetes, akár antropogén eredetű változásokról. A monitorozó vizsgálatok sikerének egyik feltétele a megfelelő indikátor szervezetek kijelölése. Az egyenesszárnyú-együttesek leírása és karakter fajaik kvantitatív alapon nyugvó meghatározása azonban a legtöbb élőhely típus esetén a mai napig nem történt meg. A korábbi munkák rendszerint leíró módon értékelték az együttesek összetételét (Nagy & Rácz 1996, Nagy & Szövényi 1998, Rácz 1998a, 1998b, Nagy & Nagy 2000). Célunk, hogy a rendelkezésünkre álló adatok értékelésével ezt a hiányt pótoljuk. Elemzéseinket különböző természeti állapotú alföldi szikes, homoki- és löszpuszta-gyepék Orthoptera-együtteseinek végeztük. A vizsgált gyepek többsége a Pannon biogeográfiai régióra jellemző, a Natura 2000-es listán kiemelt jelentőségű közösségi élőhelyként szereplő élőhelytípus

1. táblázat. Az a priori társulástani alapon meghatározott és a sokváltozós elemzéssel kapott csoportok viszonya és utóbbiak fajszáma, Whittaker-index értékei, valamint az életforma- és a faunatípusok megoszlása. A társulásnevek rövidítései és a csoportok számozása megegyezik 1. és 2. ábrán használtakkal. 1: hegylábi löszgyepek, 2: nyílt homoki gyepek, 3: száraz szikések és löszgyepek, 4: üdőbb szikések és löszgyepek, 5: degradált (átmeneti) gyepek, 6: ősbibb típusú (bolygatatlan) szikések.

	1	2	3	4	5	6	össz
Szikések							
<i>Camphorosmetum annuae</i> (CA)			2			2	4
<i>Achileo-Festucetum pseudovinae</i> (AF)	2		2	4		2	10
<i>Artemisio-Festucetum psudovinae</i> (ARF)		2		2		9	13
<i>Peucedano-Asteretum</i> (PA)				1	2		3
Homoki-gyepek							
<i>Festuco vaginatae-Corynephorretum</i> (FC)		3			1		4
<i>Brometum tectorum</i> (BR)					3		3
<i>Festuco-Brometum</i> (FB)		3					3
Löszgyepek							
<i>Salvio-Festucetum rupicolae submatricum</i> (SF1-7)	7						7
<i>Salvio-Festucetum rupicolae tibiscense</i> (SF8-17)			5	4	1		10
mintaszám	9	8	9	11	7	13	57
fajszám (S)	27	21	27	42	35	21	56
átlagos fajszám (α)	9,6	8,8	10,0	14,8	12,0	9,0	11,1
Whittaker-index (S/ α)	2,8	2,4	2,7	2,8	2,9	2,3	5,1
Th	2,0	0,5	12,1	7,1	3,2	3,0	4,5
Th-Ch	4,7	1,0	3,7	3,4	3,0	0,8	2,8
Ch	82,3	17,3	62,3	67,9	69,2	78,3	60,7
Geo-Ch	7,3	42,3	21,5	21,2	15,4	17,9	28,6
Geo-Psm	0,0	4,0	0,0	0,0	4,2	0,0	0,8
Geo	3,6	34,9	0,4	0,5	5,0	0,0	3,5
geobiont (<i>sensu lato</i>)	10,9	81,2	22,0	21,6	24,6	17,9	32,9
szibériai (<i>sensu lato</i>)	39,1	44,0	42,8	51,0	51,8	73,4	53,4
mediterrán (déli)	60,9	56,0	57,2	49,0	48,2	26,6	47,5

(Korm. rend. 2004). A megadott karakterfajok és fajcsoportok segítségével a kiválasztott gyep típusok állományainak állapota jól jellemezhető, illetve azok a Natura 2000 területek esetén felmerülő monitorozási feladatok során is jól használható eszközt jelentenek.

Anyag és módszer

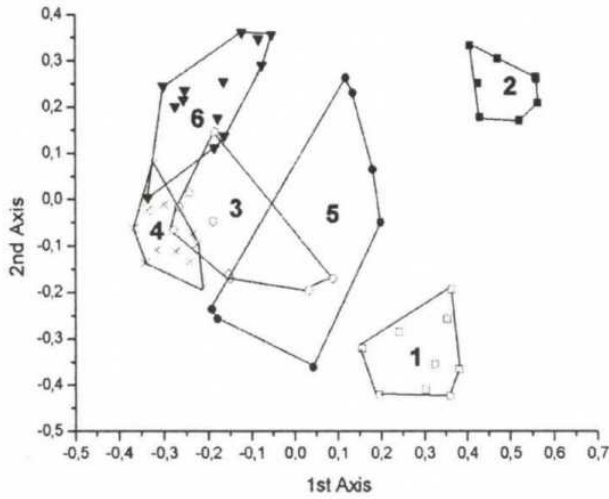
Az elemzésbe összesen 57, a Hortobágyon, a Nyírségben, a Hajdúságban, a Kiskun-ságban, a Borsodi-mezőségekben és a Hernád-mentén található mintaterületet vontunk be. A mintaterületek eltérő természeti állapotú szikes, homoki- és löszpuszta-gyepeit a priori társulástani alapon csoportosítottuk (1. táblázat). Az elemzéseket kvantitatív mintákon végeztük. A mintavételeket egyeléssel kiegészített fűhálózással (mintánként 150-200 hálócspás) végeztük az 1971-1997 közti időszakban. A begyűjtött egyedeket Harz (1957, 1969, 1975) munkái alapján határoztuk, a fajnevek tekintetében Heller et al. (1998), az életforma- és faunatípusok tekintetében Rácz (1998a) munkáját követtük.

A mintákat többváltozós módszerekkel (PCoA, cluster analízis), SYNTAX 2000 programcsomagot (Podani 1980, 1989) használva hasonlítottuk össze. Az elemzések során elkülönített csoportokat Whittaker-indexszel (Whittaker 1960), átlagos fajgazdagsággal, valamint az életforma- és faunatípusok megoszlásával jellemeztük. A fajszámok, valamint a fauna- és életformatípusok közti különbségeket Kruskal-Wallis egyutas variancia-analízissel (ANOVA) vizsgáltuk. A csoportok közötti összehasonlításokat Mann-Whitney U teszttel végeztük (SPSS 8.0). A csoportok kvantitatív karakterfajainak kijelölése IndVal módszerrel az azonos nevű programcsomag segítségével történt (Dufrêne & Legendre 1997). Azokat a fajokat, melyek a minták kevesebb, mint 5%-ban (<3 minta) voltak jelen a főkomponens-, a cluster- és az IndVal elemzésből kizártuk.

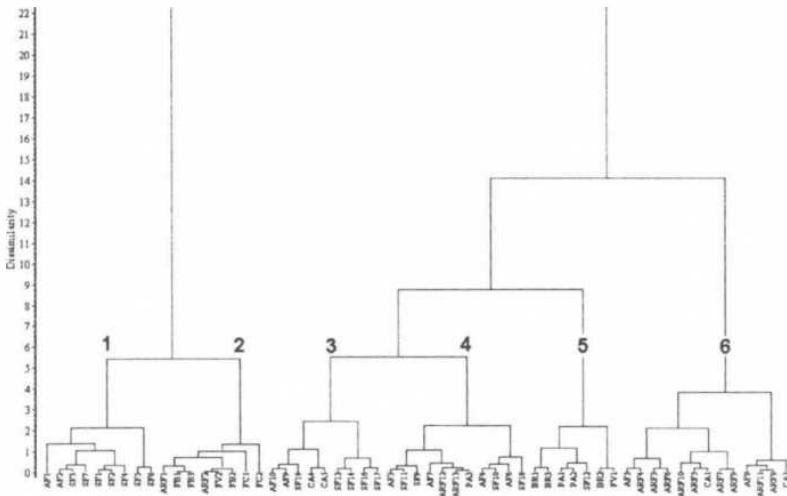
Eredmények

A vizsgált élőhely típusokban a hazai egyenesszárnyú (Orthoptera) fajok csaknem fele (55/120 (Nagy 2003) – 124 (Rácz 1998 a)) megtalálható. A fajok több mint egy ötöde (11) a hazai faunában ritka (Rácz, 1998a). A fajlista védett fajai a *Gampsocleis glabra*, a *Calliptamus barbarus*, a *Celes variabilis*, az *Acrotylus insubricus*, az *Epacromius coerulipes* és az *Acrida ungarica*. (KÖM 2001). A fajlistában szereplő *Chorthippus oschei* korábban *Chorthippus albomarginatus*-ként szerepelt, melyet Orci (2002) revideált morfológiai és akusztikus jellegek alapján. A minták átlagos fajszáma $11,4 \pm 5,1$ volt.

A sokváltozós elemzés során a vizsgált minták hat csoportot alkottak (1. és 2. ábra). Leghatározottabban a kis növényzeti borítottságú élőhelyek (hegylábi löszgyepek és nyílt homoki gyepek) különültek el. Ezt az ősbibb típusú, bolygatatlan szikesek (*Artemisio-Festucetum pseudovinae*) elválása követte. Az alföldi szikes és löszpuszta-gyepek száraz, üde, valamint degradált (átmeneti) állományokat magukba foglaló csoportokra oszthatók, melyek elkülönülése az előzőeknél jóval kisebb mértékű volt (2. táblázat). A csoportok Whittaker-index értékei minden esetben kisebbek voltak az összesített heterogenitásnál, ami a fajok egyenetlen csoportok közti eloszlását mutatja (2. táblázat).



1. ábra. A vizsgálatba bevont 57 mintaterület főkomponens analízisének (PCoA) eredménye (Bray-Curtis inf tart:38,29%) 1: hegylábi löszgyepek, 2: nyílt homoki gyepek, 3: száraz szikések és löszgyepek, 4: üdőbb szikések és löszgyepek, 5: átmeneti degradált gyepek, 6: ősbibb típusú, bolygatatlan szikések.



2. ábra. A vizsgálatba bevont 57 mintaterület cluster-analízisének eredménye (Bray-Curtis, MISSQ). Jelölések: 1: hegylábi löszgyepek, 2: nyílt homoki gyepek, 3: száraz szikések és löszgyepek, 4: üdőbb szikések és löszgyepek, 5: átmeneti degradált gyepek, 6: ősbibb típusú, bolygatatlan szikések. A minták kódjainak jelentését lásd 2. Táblázat.

2. táblázat. Az IndVal elemzés eredménye („two-way table”). A cluster-analízissel kapott csoportokhoz és hierarchia szintekhez tartozó karakter fajok és indikátor értékeik (IV) (Dufrière & Legendre 1997). ns: nem szignifikáns, **: szignifikáns, +: szimmetrikus karakterfaj (IV>55). Az ábra csak azokat a fajokat tartalmazza, melyek maximális IV értéke 25-nél nagyobb volt. 1: hegylábi löszgyepek, 2: nyílt homoki gyepek, 3: száraz szikesek és löszgyepek, 4: üdőbb szikesek és löszgyepek, 5: degradált (átmeneti) gyepek, 6: ősbibb típusú (bolygatatlan) szikesek.

Species	IndVal	1	2	3	4	5	6
Hegylábi löszgyepek (1)							
<i>Stenobothrus crassipes</i> +	59,14**	437/9	–	–	78/7	182/3	6/3
<i>Platycleis montana</i>	40,14**	24/4	–	–	–	2/1	–
<i>Metrioptera bicolor</i>	29,36**	27/6	–	25/3	8/5	–	4/1
<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>	25,95**	23/5	–	1/1	30/4	–	1/1
(1+2)							
<i>Chorthippus biguttulus</i> +	84,56**	79/9	49/8	26/2	18/2	11/4	–
<i>Oedipoda caerulescens</i>	44,30**	34/3	71/7	6/2	11/3	27/4	37/6
Nyílt homoki gyepek (2)							
<i>Myrmeleotettix maculatus</i> +	92,02**	6/1	145/8	–	1/1	3/2	5/1
<i>Acritylus insubricus</i> +	87,50**	–	131/7	–	–	–	–
<i>Acrida ungarica</i>	54,87**	27/1	88/7	14/1	3/3	12/3	–
<i>Tetrix bipunctata</i>	37,50**	–	3/3	–	–	–	–
<i>Tetrix subulata</i>	25,55**	–	4/3	–	1/1	1/1	–
Általános fajok (1–6)							
<i>Chorthippus dorsatus</i>	54,39ns	33/3	9/1	111/6	83/9	16/3	51/9
<i>Chorthippus brunneus</i>	49,12ns	154/6	22/4	124/6	99/6	44/3	6/3
<i>Platycleis affinis</i>	43,86ns	42/6	–	13/4	73/8	11/2	11/5
Száraz szikesek és löszgyepek (3)							
<i>Chorthippus mollis</i>	39,30**	8/1	–	42/5	3/2	4/1	8/1
(3+4)							
<i>Platycleis vittata</i> +	56,72**	14/4	–	95/7	90/6	1/1	5/2
Üdőbb szikesek és löszgyepek (4)							
<i>Chorthippus parallelus</i> +	57,26**	15/2	–	1/1	389/11	166/4	22/6
<i>Om. haemorrhoidalis</i>	41,11**	29/4	3/1	20/3	278/7	2/1	123/7
<i>Chorthippus montanus</i>	36,36**	–	–	–	11/4	–	–

<i>Calliptamus italicus</i>	33,00**	–	–	1/1	12/4	–	–
<i>Oecanthus pellucens</i>	31,40**	2/1	–	7/1	22/5	–	–
<i>Chorthippus dichrous</i>	26,35**	4/1	–	–	31/4	1/1	9/6
(3+4+5)							
<i>Conocephalus discolor</i>	33,08**	1/1	–	14/2	17/5	17/3	2/1
<i>Gampsocleis glabra</i>	29,76**	3/1	–	61/3	16/6	19/1	9/2
Átmeneti degradált gyepek (5)							
<i>Platycleis grisea</i>	47,86**	2/1	6/3	5/1	–	26/4	–
<i>Tettigonia viridissima</i>	37,59**	–	–	–	2/2	5/3	–
<i>Ruspolia nitidula</i>	28,82**	–	1/1	1/1	2/1	3/3	–
<i>Oedaleus decorus</i>	25,45**	4/1	–	–	–	31/2	4/2
(3+4+5+6)							
<i>Euchorthippus declivus</i> +	87,23**	34/3	11/3	518/9	851/11	171/6	213/11
<i>Chorthippus oschei</i> +	71,41**	7/1	–	33/4	503/11	93/4	449/10
<i>Omocestus rufipes</i> +	68,47**	19/4	4/2	40/6	229/10	259/5	39/9
<i>Doclostaurus brevicollis</i> +	57,49**	–	12/2	28/4	176/8	134/5	308/7
<i>Aiolopus thalassinus</i>	53,41**	–	4/2	134/5	27/5	12/2	143/10
Ősibb típusú, bolygatatlan szikesek (6)							
<i>Omocestus petreus</i> +	78,70**	1/1	–	42/5	64/4	–	689/11
<i>Epacromius coerulipes</i>	50,00**	–	–	21/3	14/1	–	73/8
<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	35,12**	1/1	–	–	14/5	1/1	84/5
mintaszám		9	8	9	11	7	13

A vizsgálatban szereplő fajok 15 faunatípust képviselnek, melyek a szibériai (*sensu lato*) és déli (mediterrán) faunakörökbe sorolhatók. A faunatípusok gyakorisági eloszlása az egyes csoportokban szignifikáns eltérést mutatott ($\chi^2=26,405$, $N=57$, $df=5$, $p<0,0001$). A szibériai faunakör fajainak gyakorisága a szikes területeken (6.: 73,4 %) szignifikánsan magasabb volt, mint a többi csoport esetén (1-6: $U=1$, $N=17$, $p<0,0001$, 2-6: $U=7$, $N=21$, $p=0,001$, 3-6: $U=20$, $N=22$, $p=0,01$, 4-6: $U=27$, $N=24$, $p=0,001$, 5-6: $U=9$, $N=20$, $p=0,004$). A déli faunaelemek gyakorisága a nyílt hegylábi löszgyepekben volt legmagasabb (60,9%) (1. táblázat). Az életforma típusok csoportonkénti megoszlásának eltérése szintén szignifikánsnak adódott. A geobiont formakör (geo-, geo-chorto-, geo-psamnobiont) fajainak részesezése a nyílt homoki gyepekben (2.) a legmagasabb. Szignifikáns eltérés csak a degradált gyepekkel (5.) való összevetésben nem volt kimutatható ($\chi^2=30,409$, $N=57$, $df=5$, $p<0,0001$, 1-2: $U=0$, $N=17$, $p<0,0001$, 2-3: $U=0$, $N=17$, $p=0,001$, 2-4: $U=0$, $N=19$, $p=0,001$, 2-5: $U=14$, $N=15$, $p=0,105$, 2-6: $U=20$, $N=21$, $p=0,02$) (1. táblázat).

Az IndVal elemzés során kapott karakter fajok száma az a priori cönológiai kategóriáknak jobban megfelelő (tipikus növényzetű) csoportokban (1., 2., 6.) magasabb volt, mint a több társulás állományait vegeyesen tartalmazókban (1. és 2. táblázat).

Értékelés

A vizsgált közösségek és gyeptípusok természetvédelmi jelentőségét jól mutatja, hogy azokban a hazai egyenesszárnyú fajok csaknem fele előfordul és azok közel egy ötöde ritka a hazai faunában.

Az Orthoptera-együttesek alapján kapott csoportok több esetben jó egyezést mutattak az a priori cönológiai kategóriákkal (pl.: hegylábi löszgyepek, ősbibb típusú (bolygatatlan) szikések), ami a gyeptípusok és az egyenesszárnyú-együttesek közti szoros kapcsolatot igazolja. Az élőhelyeken egymással gyakran mozaikoló, egymással genealógiai kapcsolatban álló alföldi szikes- és löszpuszta-gyepek együttesei alacsony szinten különülnek el, nem követik a társulások – amúgy nehezen kijelölhető – határait. Az egyenesszárnyú-együttesek összetétele alapján az alföldi szikes- és löszpusztai-gyepek állományai egy száraz, illetve egy üdőbb csoportot alkottak. Ez alapján az ilyen átmeneti állományokban élő együttesek megjelenése nem annyira növénytársulásokhoz, inkább a növényzeti struktúrához köthető.

Az együttesek dominancia rangsorát általában néhány kiemelkedően nagy dominanciájú faj vezeti, melyek adott élőhely-típus esetén rendszerint nagy (térbeli) konstanciával bírnak. A vizsgált típusok ezen konstans-domináns fajok tekintetében is eltértek egymástól.

A vizsgált élőhelyekre nem csak a nagy fajgazdagság hanem az életforma és faunatípusok sokfélesége is jellemző volt, melyek gyakorisági megoszlásai élőhely-típusonként jelentős különbségeket mutattak. Ez alapján az együttesek nem csak fajkészletükkel és dominancia rangsorukkal, hanem az említett paraméterek megoszlásával is jól jellemezhetőek. Az életforma típusok gyakorisági megoszlása leginkább az élőhely szerkezeti paramétereivel és mikroklamatikus viszonyaival (Nagy & Sólymos 2002) hozható összefüggésbe. Ez nem meglepő, hiszen az élőhely-preferencia – a testalak és viselkedés mellett – döntő szempont az életforma típusok meghatározásakor. A két paraméter közti viszony alapján az életforma típusok megoszlása a gyepszervezet változásainak igen érzékeny indikátora lehet.

A típusokra általánosan jellemző fajok a hazai faunában gyakori, széles elterjedésű fajok közül kerültek ki (*Platycleis affinis*, *Chorthippus dorsatus*, *Chorthippus brunneus*). Az egyes típusok saját karakter fajainak jelenléte adott típusú gyepekben nagy valószínűséggel prediktálható. A tipikus növényzetű (cönológiai kategóriáknak jobban megfelelő) csoportok esetén több ilyen fajt sikerült kimutatnunk, mint a többféle növényzeti típust együttesen tartalmazó és degradált gyepek csoportjainál (1. és 2. táblázat). A korábban már említett konstans, domináns fajok általában nagy Indikátor (IV) értékkel rendelkeztek és adott állomány szignifikáns karakter fajainak bizonyultak.

A 2. táblázatban bemutatott eredmények a fontosabb hazai gyeptípusokból korábban leírt együttesekkel (Nagy 1997, Rác 1998a) jó egyezést mutatnak, a mintaszám és a vizsgált társulások számának függvényében azoknál szűkebb érvényűek. Az általánosítások elke-

rülésével és a kvantitatív adatfeltárás alkalmazásával azonban lehetőség nyílt a karakter fajok pontosabb azonosítására és az indikátor értékek alapján történő rangsorolására is.

A karakter fajok eltűnése és az együttesek szerkezetének (dominancia rangsorának, életforma spektrumának) megváltozása révén az egyenesszárnúyak, az életközösségekben végbemenő természetes, vagy emberi hatásra bekövetkező változások (anyagforgalmi, szerkezeti stb.) érzékeny indikátorai lehetnek. Az együttesek folyamatos monitorozásával – ami az itt vizsgáltakhoz hasonló kiemelt jelentőségű élőhelyek esetén különösen fontos feladat – időben juthatunk a természetvédelmi kezelés tervezéséhez, valamint hatásuk ellenőrzéséhez szükséges adatokhoz.

*

Köszönetnyilvánítás – A szerzők köszönettel tartoznak mindazoknak, akik a mintavételek során segítséget nyújtottak.

Irodalomjegyzék

- Andersen, A. N., Ludwig, J. A., Mowe, L. M. & Rentz, D. C. F. (2001): Grasshopper biodiversity and bioindicators in Australian tropical savannas: Responses to disturbance in Kakadu National Park. – *Australian Ecology* **26**: 213–222.
- Dufrêne, M. & Legendre, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. – *Ecological Monographs* **67** (3): 345–366.
- Harz, K. (1957): *Die Geradflügler Mitteleuropas*. Veb Gustav Fischer Verlag, Jena, 494 pp.
- Harz, K. (1969): *Die Orthopteren Europas / The Orthoptera of Europe (Vol I)*. The Hague, 749 pp.
- Harz, K. (1975): *Die Orthopteren Europas / The Orthoptera of Europe (Vol II)*. Series Ent. 11., The Hague, 939 pp.
- Heller, K. G., Korsunovskaya, O., Ragge, D. R., Vedenina, V., Willemse, F., Zhantiev, R. D. & Frantsevich, L. (1998): Check-list of European Orthoptera. – *Articulata Beih.* **7**: 1–65.
- Korm. rend. 2004: 275/2004 Korm. rend. az európai közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű területekről. 4. B) melléklet a Kiemelt jelentőségű közösségi élőhely-típusok.
- 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
- Nagy A. & Nagy B. (2000): The Orthoptera fauna of the Villány Hills (South Hungary). – *Dunántúli Dolg. Ter. Tud. Sorozat* **10**: 147–156.
- Nagy, A. & Sólymos, P. (2002): Relationship between Orthoptera assemblages and microclimate in different exposures of a dolina. – *Articulata* **17**(1): 73–84.
- Nagy, B. (1997): Az Orthoptera-fajok előfordulása, veszélyeztető tényezői a magyarországi főbb gyep típusokban. – In: Kelemen, J. (szerk): *Irányelvek a füves területek természetvé-*

- delmi szempontú kezeléséhez. A KTM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmányköte-
tei 4., Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 306–315.
- Nagy, B. (2003): A revised check-list of Orthoptera-species of Hungary supplemented by
Hungarian names of grasshopper species. – *Folia Entom. Hung.* **64**: 85–95.
- Nagy B. & Rácz I. (1996): Orthopteroid insects in the Bükk Mountain. – In: Mahunka S.
(szerk): *The Fauna of the Bükk National Park*, MTM, Budapest, pp. 95-123.
- Nagy, B. & Szövényi, G. (1998): Orthoptera együttesek a Körös-Maros Nemzeti Park terü-
letén. – *Crisicum I.*: 126-143.
- Orci, K. M. (2002): *Orthoptera fajcsoportok bioakusztikai és morfometriai vizsgálata. (On
the bioacoustics and morphology of some species groups of Orthoptera)*. – PhD Thesis,
Univesity of Debrecen.
- Podani, J. (1980): Computer programs for ecological and taxonomical classifications (in
Hungarian). – *Abstracta Botanica* **6**: 1–158.
- Podani, J. (1989): SYN-TAX. Computer programs for data analysis in ecology and systema-
tics. – *Journal of Classification* **6**: 273–278.
- Rácz, I. A. (1998a): 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. A. (1998b): Zoogeographical analysis of the Orthoptera fauna from the Bükk Moun-
tains (N Hungary). – *Fol. Ent. Hung* **59**: 5-16.
- Whittaker, R. H. (1960): Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon California – *Ecolo-
gical Monographs* **30**(3): 279–338.

Characterization of alkaline, sandy and loess grasslands on the basis of Orthoptera-assemblages

Antal Nagy¹ & IstvánAndrás Rácz²

¹*Evolutionary Genetics and Conservation Biology Research Group, HAS-UD,
Department of Plant Protection, University of Debrecen, 4032 Debrecen Böszörményi str. 138.,
fax: +36-52-508-459, e-mail: nagyanti@agr.unideb.hu*

²*Department of Evolutionary Zoology and Human Biology, University of Debrecen*

Abstract: In the case of many grassland types the description and characterization of Orthoptera-assemblages resting on quantitative data has not been worked out by this time. In our study 57 quantitative Orthoptera samples of sandy, alkaline and loess grasslands were analyzed. During multivariate analysis six groups of habitat types could be divided. Habitats with typical (sandy alkaline and loess) vegetation had more symmetric character species than the disturbed or transitional habitats. Both distribution of faunal types and life forms showed significant differences between different assemblages (or habitat types). The character species of habitat types and different parameters of assemblages are suited to characterize different sites of sandy, alkaline and loess grasslands and monitoring of habitat changes.

Key-words: Orthoptera, assemblages, character species, life-forms

Északi-középhegységi erdőssztyeprétek természetvédelmi állapotának felmérése – esettanulmány

Illyés Eszter¹, Molnár Csaba², Garadnai János¹ és Botta-Dukát Zoltán¹

¹MTA ÖBKI, H-2163, Vácrátót, Alkotmány u. 2-4, e-mail: illyese@botanika.hu
²H-3036, Gyöngyöstarján, István u. 52

Felelős szerző: Illyés Eszter, MTA ÖBKI, H-2163, Vácrátót, Alkotmány u. 2-4,
e-mail: illyese@botanika.hu, tel: 06 28 360 122/124, fax: 06 28 360 110

Összefoglaló: Annak ellenére, hogy az erdőssztyeprétek kiemelkedően fajgazdag, veszélyeztetett élőhelyek, országos vagy táji léptékű természetvédelmi szempontú állapot-felmérésük máig nem kezdődött el. Ezt felismerve 2005 nyarán összesen 39 helyszínen, 60 gyepfoltban végeztük el felszárász és száraz, széleslevelű füvek uralta, erdei és erdőssztyep elemeket is tartalmazó sztyeprétek veszélyeztető tényezőinek felmérését az Északi-középhegységben. A cikkben összességében és tájegységenként értékeljük a gyepek veszélyeztető tényezőit. A gyepeket legnagyobb mértékben és általánosan a becserjésedés veszélyezteti. Vannak olyan veszélyeztető tényezők, pl. az égetés, amely csak egyes tájegységekre jellemző.

Kulcsszavak: veszélyeztető tényezők, tájegységek, cserjésedés

Bevezetés

A közép-európai felszárász gyepek természetvédelmi szempontból nagyon értékes élőhelyek, mind nemzetközi, mind hazai viszonylatban (Riecken *et al.* 1994, Varga & Varga-Sipos 1999, Chytrý 2001, Maglóký 2002). A széleslevelű füvek által dominált erdőssztyeprétek ezeken belül is nagyon fajgazdag „vadvirágos rétek“, a pannon erdőssztyep vegetáció és flóra őrzői a tájban, és Natura 2000 élőhelyek (Villalba, Czirák, Demeter & Molnár 2002). Napjainkban a legtöbb állományukat a felhagyott szőlők és gyümölcsösök helyén vagy a száraz és mezofil erdőssztyep erdők (pl. az Aggteleki-karszton) évszázadokkal ezelőtti kiirtásával, tisztásainak kitágításával keletkezett, majd stabilizálódott, ám mára sajnos szinte kivétel nélkül szintén felhagyott legelőkön, kaszálókon találjuk.

A régi kaszálók, legelők, gyümölcsösök és szőlők még közvetlenül érintkeztek a természetes vegetációval, legtöbbször a ligetes erdőkkel. A hagyományos tájhasználat során a területeket kisparcellás módon művelték, a parcellák között határmezsgyék, bokorsorok, kőrákások voltak, amiket nem kezeltek, így a határmezsgyékre a közeli erdőkből betelepülhettek a fajok, és ott fennmaradhattak (Baráth 1963, Eijnsink *et al.* 1978, Sendtko 1999). A mezsgyékről aztán gyorsan megindult a regeneráció a felhagyás után. Az Északi-középhegység alacsonyabb régiójában a táj szerkezete szerencsére kedvezett ezeknek a gyepeknek az eddigi fennmaradásához, másodlagos szukcessziójához, a geomorfológiai viszonyok (meredek, köves hegyoldalak) és a máig megmaradt kisparcellás művelés, valamint a művelt és felhagyott, olykor már szinte teljesen természetes területek mozaikos elrendeződése miatt ez az élőhelytípus itt még elterjedtnek tekinthető.

Ugyanakkor azt is látnunk kell, hogy nagyon keveset tudunk ezeknek a gyeptípusoknak a mai elterjedéséről, jelenlegi természetvédelmi szempontú állapotukról, aktuális dinamikai és veszélyeztető folyamataikról. Ez annak ellenére van így, hogy az erdőssztyepek, mint a Kárpát-medence sajátosan jellemző vegetáció-komplexeinek kutatása hazánkban már korán elkezdődött, és máig is fontos és kedvelt téma (Zólyomi 1957, 1962, 1969, Zólyomi & Fekete 1994, Molnár & Kun 2000). Az Északi-középhegység erdőssztyepréteit sokan vizsgálták (Hargitai 1940, Máthé & Kovács 1962, Schmotzer & Vojtkó 1995, 1996, V. Sipos & Varga 1996, 2005, Varga *et al.* 2000), azonban egy-egy kutató egy kisebb területtel foglalkozott részletesebben általában (de lásd Baráth 1964), és nem történt meg a különböző területek összehasonlítása, az ismeretek összehangolása. Mivel az eddigi kutatások nagy része a társulástani, esetleg szerkezeti leírásra összpontosít, és az aktuális dinamikai folyamatokról, a veszélyeztető tényezőkről nem, vagy csak nagyon kevésbé tájékoztatnak, szükségesnek láttuk az erdőssztyeprétek és más erdőssztyep-mozaikok aktuális állapotának felmérését. A munka során saját készítésű adatlapon dokumentáljuk az erdőssztyeprét és az erdőssztyep komplex kompozíciós és strukurális jellemzőit, a táji környezetét és aktuális veszélyeztető tényezőit. A jelen dolgozatban bemutatott eredmények ennek a felmérésnek a részeként tekintendők.

A dolgozatban tárgyalt kérdéseink a következők voltak: veszélyeztetési-e valamely hatás az északi-középhegységi erdőssztyeprétek fennmaradását, jelenlegi állapotuk megőrzését? Vannak-e olyan veszélyeztető tényezők, melyek az Északi-középhegység erdőssztyepréteit általánosan veszélyeztetik, vagy a veszélyeztetés jellege tájegységként különbözik?

Módszerek

Vizsgálatunk tárgya félszáraz és száraz, erdőssztyeprét jellegű, széleslevelű füvek (*Brachypodium pinnatum* (L.) P.B., *Bromus erectus* Huds., *Danthonia alpina* Vest, *Helictotrichon* Bess spp.) által dominált, erdei és erdőssztyep elemeket is tartalmazó gyepek. A vizsgálat objektuma gyakorlatilag megegyezik az Á-NÉR H4 élőhelyével (Fekete 1997, Fekete *et al.* 2003). A felmérés helyszíne az Északi-középhegység hegylábi és alacsony hegyvidéki régiója. A helyszíneket jórészt korábbi terepi tapasztalataink és irodalmi források (Soó 1937, Kiss 1939, Hargitai 1940, Máthé & Kovács 1962, Schmotzer-Vojtkó 1995, Schmotzer-Vidra 1998, Varga *et al.*, 2000, Molnár 2001, 2002, Takács *et al.* 2001, Sramkó *et al.*, 2003) alapján választottuk ki (lásd 1. táblázat és 1. ábra). Célunk volt, hogy a 2005-ös terepszezon alatt az Északi-középhegység minél több, a vizsgálataink szempontjából fontos táját felkeressük, és néhány mintaterülettel jellemezzük.

1. táblázat. A vizsgálati helyszínek felsorolása.

tájegység	helynév	felvé- telek száma	tájegység	helynév	felvé- telek száma
Aggteleki- karszt	Jósvafő, Mogyorós-bérc	1	Hernád-mente	Szentistván- baksa, Bika-rét	1
Aggteleki- karszt	Jósvafő, 20-as határkő	1	Hernád-mente	Felsődobsza, szakadópart	1
Aggteleki- karszt	Jósvafő, Szilicei kaszálók	1	Mátra	Vécs, Cser- puszta	1
Aggteleki- karszt	Jósvafő, Isván-hegy alatt	1	Mátra	Verpelét, Vár- hegy	1
Aggteleki- karszt	Jósvafő, Tohonya- bérc	2	Mátra	Gyöngyös, Sár- hegy	1
Aggteleki- karszt	Jósvafő, Szőlő-hegy	3	Mátra	Apc, Somlyó	1
Aggteleki- karszt	Tornakápolna, Mogyorós-tető	2	Mátra	Gyöngyöspata, Vár-hegy	1
Aggteleki- karszt	Tornakápolna, Borházi-kút	1	Mátra	Gyöngyöspata, Gereg	2
Börzsöny	Verőce, Fenyves-hegy	3	Monor-Irsai- dombság	Pánd, Hársas- tető	1
Börzsöny	Nagymaros, Szent- Miklós hegy	2	Szerencsi- dombság	Monok, Hosszú- völgy	1
Börzsöny	Törökmező	2	Szerencsi- dombság	Monok, Zsebrik	1
Bükk	Bátor, Katona-parlag	2	Szerencsi- dombság	Szerencs, Aranka-tető	1
Bükk	Eger, Felnémet	3	Szerencsi- dombság	Mád, Birsalmás- tető	2
Bükk	Eger, Ostoros-völgy	2	Tápióság	Tápióbicske, Sajgó	1
Bükk	Szilvásvárad, Aszaló	2	Zempléni- hegység	Sárospatak, Mandulás	1
Bükk	Miskolc, Pápa-Dar- vas	2	Zempléni- hegység	Erdőbénye, Meszes-tisztás	1
Cserhát	Csörög, Kiós-hegy	4	Zempléni- hegység	Bodrogszegi, Vár-hegy	1
Cserhát	Penc, Bok-hegy	2	Zempléni- hegység	Tállya, Patócs- hegy	2
Cserhát	Rád, Somló	1	Zempléni- hegység	Korlát, Kővágó	1
Cserhát	Vácduka, Bükkös- hegy	1			



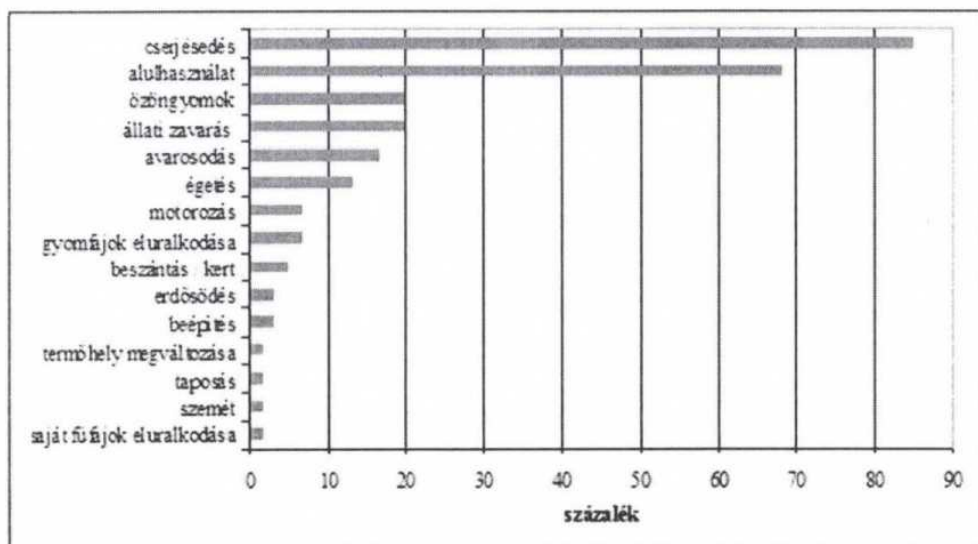
1. ábra. A vizsgálati helyszínek elhelyezkedése az országban.

A munka során saját fejlesztésű adatlapokon dokumentáltuk a gyepek és az erdőssztyep-komplex veszélyeztető tényezőit. Az alábbi veszélyeztető tényezőket különböztettük meg: a gyepfolt fennmaradását veszélyeztető mértékű cserjésedés; alulhasználat; avarosodás; a gyep fennmaradását veszélyeztető spontán erdőződés; túlzott állati zavarás; gyomfajok eluralkodása; özöngyomok elterjedése; terep-motorozás; taposás; túl gyakori égetés; beépítés; beszántás illetve kiskert, gyümölcsös létesítése; szemét- és sítlerakás. Ezek között vannak olyanok, amelyek a gyep és környezetének „saját” dinamikai folyamatai az emberi használat intenzitásának csökkenésére (pl. cserjésedés, avarosodás), és vannak olyanok, amelyek teljesen „külső” folyamatok, amelyeket kifejezetten az ember idéz elő (pl. terep-motorozás, beépítés). Akkor tekintettünk egy tényezőt veszélyeztetőnek, ha a gyep jövőbeni (50 éves távlatban) fennmaradását jelenlegi mértéke mellett lehetetlenné, vagy erősen kétségessé teszi (pl. beépítés), valamint ha olyan mértékű fajkészlet vagy szerkezeti változást okoz a gyeppen, amelytől az eljellegtelenedik, természetvédelmi értékét elveszti (pl. egy fűfaj homogén állományává alakul), vagy egy másik élőhelyé alakul át (pl. teljesen becserjésedik).

Eredmények

Az értékes gyepek hosszú távú fennmaradása a jelenlegi trendek folytatódása mellett igen kétséges. Egyetlen olyan felvételi hely volt a hatvanból, amelyen nem talákoztunk volna valamilyen veszélyeztető tényezővel. Átlagosan a 13 veszélyeztető tényezőtől 2–3 veszélyezteteti a gyepeket, de nem ritka 4-5 veszélyforrás együttes jelenléte sem. A leggyakoribb veszély a gyepek felhagyása miatt bekövetkező cserjésedés volt, ami a gyepek 85%-át érinti (2. ábra). 68%-ot érint az alulhasználatból fakadó veszély, ezek főleg elavrosodott, egy-egy kétszikű vagy fűfaj túlszaporodásával jellemezhető gyepek, 20%-ukat érinti a túlzott az állati zavarás – vaddisznótúrás, taposás és az özöngyomok – főleg az akác terjedése (2. ábra).

A cserjésedés minden tájegységet egyaránt érint (2. táblázat), míg túl gyakori égetéssel csak a Bükkben, a Szerencsi-dombságban és a Zemplénben talákoztunk. Az özöngyomok szerencsére az Aggteleki-karszton még nem érték el, de főleg a löszösebb, lazább talajú területeken sajnos komoly problémát okoznak (pl. Monor-Irsai-dombság, Hernád-mente, Tápó-vidék), amit a korábbi terepi tapasztalataink támasztanak alá. Az állati zavarás a Börzsöny gyepeinek jelentős részét, 71%-át veszélyezteteti, a Mátrában 3 helyszínen (43%), az Aggteleki-karszton 4 területen (33%) okozott problémát.



2. ábra. A területeket érintő veszélyeztető tényezők egyszeri bejárás alapján.

2. táblázat. Egyes kiemelt veszélyeztető tényezők százalékos megoszlása tájegységek szerint.

	db felvétel	cserjésedéssel veszélyeztetett %	avarosodással veszélyeztetett %	égetés miatt veszélyeztetett %	özöngyomok veszélyeztetik %
Aggteleki- karszt	12	92	25	0	0
Börzsöny	7	71	0	0	0
Bükk	11	91	18	36	18
Cserhát	8	100	13	0	25
Hernád- mente	2	50	0	0	100
Mátra	7	71	29	0	14
Monor- Irsai-dombság	1	100	0	0	100
Szerencsi- dombság	3	33	0	33	33
Tápióvidék	1	100	0	0	100
Zempléni- hegység	8	100	25	38	13

Értékelés

Kutatásaink alapján az Északi-középhegység erdőssztyeprétjeinek jelenlegi természetvédelmi állapota aggodalomra ad okot. Általánosságban a mezőgazdaság szerkezetének megváltozása, az állatlétszám csökkenése és az ebből fakadó alulhasználat okozzák a legfőbb gondokat. Hazánk klimatikus adottságai mellett a még megmaradt értékes, fajgazdag, magas szerkezeti diverzitású erdőssztyeprétek megőrzése csak a hagyományos tájhasználat gyakorlatát követő aktív természetvédelmi munkával biztosítható.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk Türke Ildikó Juditnak és Farkas Józsefnek munkánk segítéséért. Köszönjük a névtelen lektor körültekintő és alapos munkáját. Munkánkat az NKFP 6-00013/2005 számú pályázat keretében végeztük.

Irodalomjegyzék

- Baráth, Z. (1963): Növénytakaró vizsgálatok felhagyott szőlőkben. – *Földrajzi Értesítő* **12**: 34–56.
- Baráth, Z. (1964): Waldsteppenwiese, Stipetum stenophyllae pannonicum, im Ungarischen Mittelgebirge. – *Annales Historico-Naturales Musei Nationalis Hungarici* **56**: 215–227.
- Chytrý, M. (2001): T3 Suché trávníky. – In: Chytrý, M., Kučera, T. & Kočí, M. (eds.) (2001): *Katalog biotopů České republiky (Habitat Catalogue of the Czech Republic)*. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, pp. 129–140.
- Eijsink, J., Ellenbroek, G., Holzner, W. & Werger, M.J.A. (1978): Dry and semi-dry grasslands in the Weinviertel, Lower Austria. – *Vegetatio* **36**: 129–148.
- Fekete, G. (1997): Stabilizálódott félszáraz irtásrétek, gyepek és száraz magaskőrösök. – In: Fekete, G., Molnár, Zs. & Horváth F. (szerk.) (1997): *A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp: 109–110.
- Fekete, G., Horváth, A., Kun, A. & Bölöni, J. (2003): H4 – Félszáraz irtásrétek, száraz magaskőrösök és erdőssztyeprétek. – In Bölöni, J., Kun, A. & Molnár, Zs. (szerk.): *Élőhelyismereti útmutató*. – Kézirat, Vácraátót, 157 p.
- Hargitai, Z. (1940): A sárospataki előhegyek vegetációja. – *Acta Geobotanica Hungarica* **3**: 18–29.
- Kiss, Á. (1939): Adatok a Hegyalja flórájához. – *Botanikai Közlemények* **36**: 180–270.
- Maglocký, S. (2002): Trl Suchomilné travinno-bylinné a krovinové porasty na vápnitom substráte. – In: Stanová, V. & Valachovič, M. (eds) 2002: *Katalóg biotopov Slovenska*. – DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, pp. 48–49.
- Máthé, I. & Kovács, M. (1962): A gyöngyösi Sár-hegy vegetációval. *Botanikai Közlemények* **49**: 309–328.
- Molnár, Cs. (2001): Új adatok a Mátra déli és keleti részének növényvilágából I. – *Kiatisibelia* **6**: 347–361.
- Molnár, Cs. (2002): Új adatok a Mátra déli és keleti részének növényvilágából II. – *Kiatisibelia* **7**: 169–182.
- Molnár, Zs. & Kun, A. (szerk.) (2000): Alföldi erdőssztyepmaradványok Magyarországon. – *WWF füzetek* **15**. WWF Hungary.
- Riecken, U., Ries, U. & Ssymank, A. (1994): *Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland*. – Schr.R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 41, Kilda Verlag, Greven.
- Schmotzer, A. & Vidra, T. (1998): Flórakutatás a Monor-Irsai-dombság löszvidékén. – *Kiatisibelia* **3**: 321–328.
- Schmotzer, A. & Vojtkó, A. (1995): Az apci Somlyó erdőssztyep vegetációja. – *Botanikai Közlemények* **82**: 149–150.
- Schmotzer, A. & Vojtkó, A. (1996): Investigation of Brachypodium pinnatum-dominated semi-dry grasslands in the Bükk Mountains (North-east Hungary). – Proceedings of Research, Conservation, Management Conference, Aggtelek, Hungary.

- Sendtko, A. (1999): Die Xerothermvegetation brachgefallener Rebflächen in Raum Tokaj (Nordost-Ungarn) – pflanzensoziologische und populationsbiologische Untersuchungen zur Sukzession. – *Phytocoenologia* **29**: 345–448.
- Soó, R. (1937): *A Mátrahegység és környékének flórája*. – Magyar Flóraművek I. – Debrecen, XII pp. + 90 pp.
- Sramkó, G., Vojtkó, A., Harmos, K. & Magos, G. (2003): Adatok a Mátra és környéke edényes flórájának ismeretéhez. – *Kitaibelia* **8**: 139–160.
- Takács, G., Bölöni, J., Rédei T. és mtsaik (2001): A stabilizálódott félszáraz irtásrétek, gyepek és száraz magaskórósok (H4) elterjedése Magyarországon az IBOA 1.0 élőhelyi adatbázis alapján. – Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- Varga, Z. & Varga-Sipos, J. (1999): 18.3. Rend: Szubmediterrán sziklai, száraz és félszáraz gyepek (*Brometalia erecti* Br.-Bl. 1936) – In: Borhidi, A. & Sánta, A. (szerk.) (1999): *Vörös könyv Magyarország növénytakarásairól, I-II.* – TermészetBúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 24–28.
- V. Sipos, J. & Varga, Z. (2005): A Teresznyei-fennsík *Brometalia erecti*-gyepe. – A III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia Program és Absztrakt kötete. Magyar Biológiai Társaság, Budapest.
- Varga, Z., V. Sipos, J., Orci M., K. & Rácz, I. (2000): Félszáraz gyepek az Aggteleki karszton: fitocönológiai viszonyok, egyenesszárnyú rovar- és lepkeegyüttesek. – In Virágh, K. & Kun, A.(szerk.): *Vegetáció és Dinamizmus.* – MTA ÖBKI, Vácrátót.
- Villalba C., Czirák Z., Demeter A. & Molnár Zs. (2002): 3.3.2 Az élőhelyvédelmi irányelv. – In: Demeter, A.(szerk.): *Natura 2000 – Európai hálózat a természeti értékek megőrzésére.* – Öko Rt, Budapest, pp. 66–86.
- Zólyomi, B. (1957): Der Tatarenahorn-Eichen-Lösswald der zonalen Waldsteppe. – *Acta Bot. Hung.* **3**: 401–424.
- Zólyomi, B. (1962): Az erdős-sztyep kérdés cönológiai megvilágításban. – A V. Biológiai Vándorgyűlés előadásainak ismertetése.
- Zólyomi, B. (1969): Földvárak, sáncok, határmezsgyék és a természetvédelem. – *Természet világa* **100**: 550–553.
- Zólyomi, B. & Fekete, G. (1994): The Pannonian loess steppe: differentiation in space and time. – *Abstracta Botanica* **18**: 29–41.

Survey and evaluation of the threats of forest steppe meadows in the North Hungarian Range – a case study

Eszter Illyés¹, Csaba Molnár², János Garadnai¹ and Zoltán Botta-Dukát¹

¹ *Institute of Ecology and Botany of the HAS,
H-2163, Vácraátót, Alkotmány u. 2–4, e-mail: illyese@botanika.hu*
² *H-3036, Gyöngyöstarján, István u. 52*

Forest steppe meadows are extremely species rich, endangered habitats with high conservation value. Despite of this fact, there is little known about their current conservation problems on regional or country level. Understanding this, in 2005 we surveyed the factors threatening the species rich, dry and semi-dry forest steppe meadows in 60 grassland patches of 39 localities in the North Hungarian Range. In the paper we point out which threats cause problems throughout the study area and we list some more restricted to one part of the region. Our results show that the most severe problem is bush encroachment which generally theathens the forest steppe meadows. There are other problems, like burning or invasion by alien species which only occur in one part of the studied area.

Key-words: threats, bush encroachment

A dolomitlen (*Linum dolomiticum* Borbás) kutatásának újabb eredményei

Dobolyi Konstantin

Magyar Természettudományi Múzeum Növénytár
Budapest VIII. Könyves Kálmán krt. 40., e-mail: dobolyi@bot.nhmus.hu

Felelős szerző: Dobolyi Konstantin; Postacím: Magyar Természettudományi Múzeum
H-1476 Budapest Pf. 222; tel.: +36-1-2101330; fax: +36-1-3141483; e-mail: dobolyi@bot.nhmus.hu

Összefoglaló: Az utóbbi években több tudományterületen intenzív kutatás folyt a dolomitlen (*Linum dolomiticum* Borbás) alapos megismerése céljából. A faj monitorozása során elkészült az elterjedés 1:200 méretarányú térképe, és meghatároztuk az egyetlen populáció egyedszámát. A populációdinamikai vizsgálatok során megállapítottuk, hogy a populációban intenzív dinamikai folyamatok zajlanak: két év alatt az egyedek kb. 20%-a kicserélődik, miközben az összes egyedszám lényegileg változatlan marad. Az eltűnt egyedek néhány év után jelentős arányban újra megjelennek, ami azt a feltételezést támasztja alá, hogy a faj dormáns egyedek révén képes túlélni a számára kedvezőtlen időszakokat, pl. aszályos éveket. Ez a jelenség populációdinamikai szempontból nagy jelentőséggel bír, és a faj fennmaradása szempontjából is alapvető fontosságú. A genetikai diverzitás rendkívül alacsony. A dolomitlen jellemzően északi és észak- és délnyugati kitettségekben nyílt és zárt dolomitsziklagyepekben, karsztbokorerdőben, sziklafüves lejtősztyeppben és ezek átmeneti és degradált állományaiban fordul elő.

Kulcsszavak: *Linum dolomiticum*, monitorozás, populációdinamika, növénycönológia

Bevezetés

A természetvédelem, ezen belül a növény- és állatfajok védelmének alapvető feltétele a védendő faj minél alaposabb ismerete. Mindennapi tapasztalat, hogy a gyakorlati intézkedéseket meghozó és végrehajtó természetvédő – „állami” és „civil” egyaránt – csak akkor tud hatékonyan dolgozni, ha a védendő objektumot kitűnően ismeri. Az ismereteknek ki kell terjedniük a fajra vonatkozó taxonómiai, élettani, földrajzi, genetikai, populációbiológiai és ökológiai információkra. A fajok kutatását tehát – még ha azok kifejezetten alap-kutatás jellegűek is, – a természetvédelem nélkülözhetetlen részének kell tekintenünk. Az utóbbi években örömdetesens megszorodtak a védett fajokra vonatkozó kutatások, de hosszú időnek kell még eltelnie ahhoz, hogy védendő fajainkat kielégítően ismerjük.

A dolomitlen Magyarország flórájának egyik bennszülött maradványfaja, Seregélyes Tibor találó kifejezésével: *ereklyenövény*. Egyetlen ismert populációja – a teljes világállomány – a Pilisszentiván környéki dolomítombokon él egy kb. másfél négyzetkilométeres területen. A fajt Borbás Vince fedezte fel és írta le *Linum dolomiticum* néven 1897-ben (Borbás 1897). Pontos diagnózisát és a hozzá közel álló fajoktól való elkülönítését Jávorka Sándor adja meg (Jávorka 1910).

A *Linum dolomiticum* néven ismert növényfajunknak több magyar neve terjedt el a botanikai irodalomban és a botanika iránt érdeklődők körében: *dolomitlen*, *dolomitlakó len*,

pilisi len, *pilisszentiváni len*. Kívánatos lenne, hogy a jövőben következetesen egyetlen néven nevezzük ezt a növényt. Azt javaslom, hogy ez a név a *dolomitlen* legyen, és e cikkben is következetesen ezt a nevet használom. Indokaim: ez a név tömör, kifejezi a faj egy fontos, jellemző tulajdonságát, egyszersmind a latin név pontos magyar megfelelője. A többi név mindegyike valamilyen szempontból kifogásolható. *Dolomitlakó len*: feleslegesen bonyolítja a „dolomitlen” mondanivalóját. *Pilisi len*: ez a név megtévesztő, mert a faj a Pilisben nem fordul elő, teljes elterjedési területe a Budai-hegység területén van. *Pilisszentiváni len*: hosszú, bonyolult név, és nem is maradéktalanul igaz, mert az area egy (bár kicsi) része Piliscsaba területére esik.

E faj legközelebbi rokona a *Linum elegans* Spruner Dalmáciában, Hercegovinában és Görögországban található. Feltételezzük, hogy a faj őseinek egy populációja a jégkorszakok idején elszigetelődött, a rendkívül tagolt dolomitfelszínek kedvező mikroklímájú zugaiban mint refúgiumterületen fennmaradt, és új fajjá fejlődött.

Fokozottan védett faj, és termőhelye is fokozottan védett területen van, mégsem mondhatjuk, hogy semmi veszély nem fenyegeti. Korábban a legeltetés, a vadállomány kártétele, valamint a telepített (és jelenleg spontán terjedő) feketefenyő állományok a dolomitlen élőhelyének kifejezett degradálódását és a populáció jelentős részének pusztulását eredményezték. A feketefenyő által okozott veszélyre Jávorka Sándor már 1934-ben felhívta a figyelmet (Jávorka 1934)! Jávorka aggodalma sajnos beigazolódott: herbáriumi és irodalmi adatokból tudjuk, hogy pl. a pilisszentiváni Ördögtorony környékén a faj jelentős egyed számmal fordult elő, ma azonban ezen a területen az összefüggő feketefenyves alatt már csak néhány példány vegetál. Jelenleg a terepmotorozás jelenti a legnagyobb veszélyt.

A dolomitlenről hosszú ideig nagyon keveset tudott a botanikus szakma. Hogy ez mennyire így van, arra mi sem jellemzőbb, mint hogy a flóraművek és növényhatározók hemikryptophytonként tartják számon, noha ez a faj minden kétséget kizáróan törpecserje, azaz chamaephyton. A Növénytár herbáriumának tanúsága szerint a múlt század hatvanas-hetvenes éveigi szinte minden magyar botanikus kötelességének érezte, hogy elzarándokoljon a dolomitlen termőhelyére, és legalább egy példányt begyűjtsön. A lelőhelyadatok pontatlansága miatt azonban a herbáriumi adatokból még az ötven vagy száz évvel ezelőtti areát sem lehet pontosan megrajzolni, a faj kutatásával pedig senki sem foglalkozott. Egyedüli kivételként Draskovits Rózsát kell megemlítenünk, aki a múlt század hatvanas éveiben növénycönológiai vizsgálatokat végzett a dolomitlen élőhelyén (Mészáros-Draskovits 1967). Az általa közölt negyvenöt cönológiai felvétel ma kincset ér.

Monitorozás

A dolomitlen kutatását a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Program indította el azzal, hogy célul tűzte ki a faj elterjedésének pontos feltérképezését, egyedszámának megállapítását, és ezek változásának folyamatos időbeli nyomon követését (Török 1997). A monitorozás 2001-ben indult és ma is tart. Elkészült a teljes populáció elterjedési térképe 1:200 méretarányban. Azokról a területekről, ahol a dolomitlen előfordul, geodéziai felméréssel nagy pontosságú topográfiai térkép készült, amely a domborzatot 25 cm-es pontossággal

ábrázolja, és minden jelentős tereptárgyat (fákat, sziklakibúváásokat) megjelenít. Erre az alaptérképre került rá a dolomitlen areatérképe, amely lehetővé teszi a populáció időbeli változásainak nagy pontosságú nyomon követését. Az area jellegzetesen foltos térbeli mintázatot mutat. A foltok mérete tág határok között változik, előfordulnak egy-két hajtásból álló néhány centiméter átmérőjű foltok, és több száz egyedet számláló, több négyzetméteres foltok is. Az areatérkép alapján a foltok a terepen azonosíthatók, eltűnésük, méretbeli változásuk illetve új foltok megjelenése regisztrálható. Ily módon a populáció méretében bekövetkezett igen kis változás is dokumentálható (Dobolyi 2001, 2004a).

Populációdinamikai kutatás

A monitorozás populációdinamikai vizsgálatokat is magában foglalt: 2001-ben megtörtént az egyedszám és a maghozam becslése, és egy 64 m²-es mintaterületen az egyedek 1:14 méretarányú térképezése, amelynek célja az volt, hogy információt nyerjünk a populációban zajló dinamikai folyamatokról. A térképezést kétévénként, azaz 2003-ban és 2005-ben megismételtük (Dobolyi 2005). Az időben egymásután készült térképek összevetésével meghatároztuk az eltűnt és az újonnan megjelent egyedek arányát. A mintaterületen élő, mintegy 1000 egyedet számláló állományban élénk dinamikai folyamatok zajlanak: két év leforgása alatt az egyedek kb. 20%-a kicserélődik, miközben az összes egyedszám lényegileg változatlan marad.

A három, kétéves időkülönbséggel készült térképek elemzéséből kitűnik, hogy a két év után eltűnt egyedek egy része négy év múlva újra megjelenik. Az újonnan megjelenő egyedek méretéből világosan látszik, hogy ezek többnyire nem magoncok, hanem „lappangó” példányok, vagyis az eltűnt egyedek nem feltétlenül pusztulnak el, hanem néhány év után újra megjelenhetnek. Ez a jelenség populációdinamikai szempontból nagy jelentőséggel bír, és a faj fennmaradása szempontjából is alapvető fontosságú (Dobolyi 2006).

A herbáriumi vizsgálatok alapján az állapítható meg, hogy a dolomitlen föld feletti hajtásai, gyakorta bokros tövei a talajszint alatt vékony kúszó képletekkel (hajtásokal) összefügghetnek egymással. Az eltűnő és újra megjelenő egyedek azt a feltételezést támasztják alá, hogy a faj képes föld alatti szervei segítségével túlélni a számára kedvezőtlen időszakokat, pl. aszályos éveket anélkül, hogy föld feletti hajtásokat produkálna (dormáns egyedek). A túlélési stratégia módjának pontos megismerése további vizsgálatokat igényel.

A populációdinamikai vizsgálatok egyik kiemelt célja volt a teljes egyedszám meghatározása, ami az alapkutatói célon túlmenően a faj védelme szempontjából is rendkívül fontos. Ahhoz szerencsére túlságosan nagy a populáció, hogy az egyedeket egyszerűen megszámoljuk, ezért az egyedszám meghatározása csak közvetett úton lehetséges. Első lépésként az areatérkép alapján meghatároztuk a dolomitlen foltjainak összes borítását. Ezután a 64 m²-es mintaterületen meghatároztuk az egyedszám/borítás átlagos arányát, majd az előbbi két adatból számoltuk a teljes populáció becsült egyedszámát. Ezzel a módszerrel számolva a dolomitlen összes egyedszáma: 42000. A módszer becsült pontossága kb. ±10%. A populációméret meghatározását további vizsgálatokkal pontosítani kívánjuk.

Populációgenetikai kutatás

A monitorozással párhuzamosan egy OTKA-pályázat keretében populációgenetikai vizsgálatokat folytattunk a dolomitlen populációjában (izoenzimpolimorfizmus és DNS RAPD módszer). A vizsgálatok célja a genetikai diverzitás meghatározása, a populáció elszigetelt részei közötti esetleges genetikai differenciálódás kimutatása, illetve a genetikai egyed (genet) méretének meghatározása volt. Igazoltuk, hogy – amint az várható volt, – a szűk areájú bennszülött faj genetikai diverzitása rendkívül alacsony. A populáció elkülönülő (erdővel elválasztott), részei között kis mértékű differenciálódás volt kimutatható. (Az eredményekről összefoglaló publikációban a *Plant Systematics and Evolution* hasábjain kívánunk beszámolni.)

Növénycönológiai kutatás

Draskovits Rózsa vizsgálatai szerint a *Linum dolomiticum* alapvetően kétféle társulásban fordul elő: nyílt dolomitsziklagyepben, valamint a nyílt és zárt dolomitsziklagyep átmeneti zónájában (Mészáros-Draskovits 1967). Saját tereptapasztalataim ennek részben ellentmondtak, ezért a faj teljes elterjedési területén készített, minden vegetációtípust kellően reprezentáló kilencven cönológiai felvétel alapján statisztikai módszerekkel elemeztem a termőhely cönológiai viszonyait. Az elemzés legfontosabb eredménye, hogy a faj legnagyobb mennyiségben északi lejtőkön zárt dolomitsziklagyep és karsztbokorerdő mozaikjában él, ezenkívül főként nyugati-délnyugati kiettségben és gerinceken sziklafüves lejtősztyeppben, nyílt dolomitsziklagyepben, illetve az említett társulások átmeneti és degradált állományaiban fordul elő (Dobolyi 2004b, 2006).

Távolabbi tervek

Az areatérképezést kb. ötvenként célszerű megismételni. A nagy egyedszámú foltok az areatérkép segítségével gyakrabban (akár évente is) viszonylag kevés munkával ellenőrizhetők, így a faj sorsának időbeli alakulása megnyugtatóan nyomon követhető.

A populációdinamikai vizsgálatok hosszú távon ígérnek a legérdekesebb eredményeket, ezért tervezzük az egyedek térképezésének kétévenkénti ismétlését. Célunk a natalitás és mortalitás pontos meghatározása, az életkorstruktúra, a szaporodási stratégia vizsgálata, valamint az egyedszám, az effektív populációméret és a maghozam minél pontosabb meghatározása.

A genetikai vizsgálatokat szeretnénk kiterjeszteni a rokon fajokra (a *Linum flavum*-csoport) is: DNS-vizsgálatokkal szeretnénk tisztázni a rokonsági kapcsolatokat.

A növénycönológiai kutatás folytatásaként tervezzük a dolomitlen fajkoalíciós kapcsolatainak vizsgálatát.

*

Köszönetnyilvánítás – A kutatásokat az OTKA T032912 sz. pályázata és a LIFE 03 NAT/H/000167 sz. LIFE-NATURE pályázat (témavezető: Kézdy Pál, DINP) támogatta. A populációgenetikai vizsgálatok Major Ágnes vezetésével az ELTE Genetikai Tanszékén folytak. Köszönet érte.

Irodalomjegyzék

- Borbás, Vince (1897): Bemutatja a *Linum dolomiticum*-ot. – *Term.Tud. Közl.*, 34: 208–209.
- Dobolyi, K. (2001): *A Linum dolomiticum Borbás monitorozása*. – Kutatási jelentés, Duna–Ipoly Nemzeti Park, Budapest, 51 pp.
- Dobolyi, K. (2003): *A Linum dolomiticum monitorozása. Monitoring of Linum dolomiticum*. – Kutatási jelentés, Duna–Ipoly Nemzeti Park, Budapest, 31 pp.
- Dobolyi, K. (2004a): *A Linum dolomiticum monitorozása. Monitoring of Linum dolomiticum*. – Kutatási jelentés, Duna–Ipoly Nemzeti Park, Budapest, 31 pp.
- Dobolyi, K. (2004b): Phytosociological evaluation and multivariate analysis of the habitat of *Linum dolomiticum* Borbás (Linaceae) I. – *Studia bot. hung.*, 34: 111–120.
- Dobolyi, K. (2005): *A Linum dolomiticum monitorozása. Monitoring of Linum dolomiticum*. – Kutatási jelentés, Duna–Ipoly Nemzeti Park, Budapest, 32 pp.
- Dobolyi, K. (2006): Phytosociological evaluation and multivariate analysis of the habitat of *Linum dolomiticum* Borbás (Linaceae) II. – *Studia bot. hung.*, 36: 43–66.
- Dobolyi, K. (2006): Study of the population dynamics of *Linum dolomiticum* Borbás (Linaceae) – *Studia bot. hung.*, 37: 35–39.
- Jávorka, S. (1910): Néhány adat a magyar Flóra ismeretéhez, egyszersmind a *Linum flavum* L. európai alakkörének revidiója. – *Magyar Botanikai Lapok*, 9: 145–163.
- Jávorka, S. (1934): A *Linum dolomiticum* termőhelyét fenyegető veszély. – *Bot. Közlem.*, 31: 170.
- Mészáros-Draskovits, R. (1967): A *Linum dolomiticum* Borb. cönológiai viszonyai. (Zöologische Verhältnisse von *Linum dolomiticum* Borb.) – *Bot. Közlem.*, 54: 193–201.
- Török, K. (szerk.) (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer IV. Növényfajok*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 140 pp.

New results of the study of dolomite flax (*Linum dolomiticum* Borbás)

Konstantin Dobolyi

*Department of Botany, Hungarian Natural History Museum
H-1476 Budapest, VIII. Könyves Kálmán krt. 40. POB 222*

Abstract: Dolomite flax (*Linum dolomiticum* Borbás) is a strictly protected, endemic, pre-glacial relic plant species of Hungary. The distribution area of this species is extremely narrow: it lives only in a region of one and a half square kilometre in Buda Hills near Pilis-szentiván. It has one population only which consists of several stands separated by closed forest. Study of dolomite flax included the following investigations in the last five years: mapping of the total distribution area at a scale of 1 to 200, monitoring of the population size, population genetic and population dynamic studies and phytosociological study of its habitat.

The most important result of the population dynamic study was that ratio of the new and extinct individuals are relatively high (18.0 and 20.2 per cent, respectively), which indicates intensive population dynamic processes. This reproductive dynamism can be estimated very positively from the point of view of survival of the species. The total number of individuals is cca. 42000.

Spatial pattern of the distribution of *Linum dolomiticum* is not homogenous, i. e. the individuals do not occur randomly on the ground, but usually form groups and patches of size of 0.01–3 m². Genetic diversity of the population is extremely low. Small genetic differences were detected among the separated stands of the population.

The habitat of dolomite flax encompasses the following vegetation types: open and closed dolomite rocky grasslands, dolomite steppe meadow and several transitions and degraded forms of these communities. These grasslands in part belong to the herb layer of Pannonian karst white oak low woods.

Key-words: *Linum dolomiticum*, biomonitoring, population dynamics, phytosociology

A kaszálás hatása a Hortobágy Nyírölapos csetkákás társulásában

Deák Balázs és Tóthmérész Béla

Debreceni Egyetem TTK Ökológiai Tanszék
4028 Debrecen, Egyetem tér 1. Pf. 71. e-mail: debalazs@freemail.hu

Kapcsolattartó: Deák Balázs
Debreceni Egyetem TTK Ökológiai Tanszék
4028 Debrecen, Egyetem tér 1. Pf. 71. e-mail: debalazs@freemail.hu, tel.: 06-30/489-4467

Összefoglaló: A kaszálás hatásait vizsgáltuk egypelyvás csetkákás (*Bolboschoenetum maritimi eleochariosum*) társulás kaszált, öt éve felhagyott és kaszálatlan állományaiban a Hortobágyi Nemzeti Parkban, Nyírölapos pusztán. A kaszálás csökkentette az *Elymus repens* dominanciáját. A hemikryptofiták fajszáma jelentősen növekedett a kaszálással, oly módon, hogy növekedésük nem szorította vissza a kétszikűeket. A kaszálás és az ezzel járó holt biomassza csökkenés növelte a szikésekre jellemző therofiták fajszámát és relatív borításértékeiket. A kaszálás növelte a specialisták fajszámát és csökkentette a ruderális kompetitorok borítását.

Kulcsszavak: fajgazdagság, nedves sziki gyepek, életformák, szociális magartási típusok

Bevezetés

Hazai gyepeink értékes tagjai a Kárpát-medence növényvilágának (Kelemen 1997). Közöttük találhatjuk a szikes területeket, melyek sajátos flórájuk és faunájuk, nagy és összefüggő kiterjedésük, viszonylagos természetes állapotuk miatt unikális értéket képviselnek (Fekete & Varga 2006). A hazai gyepek 26%-a szikes területen fekszik, ez hozzávetőleg 5500 km²-t tesz ki. Ebből a természetközeli állapotú legelők és kaszálók területe 1500 km². A szikes területeknek a legelőkön belüli részesedése 35-45%, a kaszálók aránya ennél kisebb. Általában elmondható róluk, hogy regenerációs képességük igen jó, hiszen a tapasztalatok szerint az olyan drasztikus beavatkozások után is viszonylag hamar regenerálódnak, mint amilyen a rizskultúra, melioráció vagy beszántás (Kelemen 1997).

A Hortobágy jelenlegi képének és élővilágának kialakulásával sokan foglalkoztak (Bernátsky 1905, 1911; Borbás 1902; Kerner 1863, 1886; Magyar 1928; Máthé 1941; Rapaics 1916, 1918; Soó 1931, 1933; Sümegi *et al.* 2000; Tóth 1988; Varga & Varga Sípós 1984; Varga Sípós & Varga 1993; Varga Sípós *et al.* 1982). Sümegi *et al.* (2000) geológiai és régészeti adatokkal, Varga Sípós & Varga (1993) pedig az endemikus fajokkal támasztják alá azt az elméletet, hogy a hortobágyi szikesedés, és így a Hortobágy élővilága, nem a XIX. század vízrendezései során létrejött másodlagos, és ennél fogva esetleg értéktelenebb képződmény, hanem eredete több ezer évre vezethető vissza.

A Hortobágyot borító vegetáció kialakulásában meghatározó szerepet játszott az évszázadokon át folytatott legeltetés és a réti társulásokban végzett kaszálás (Szujkó-Lacza 1982). A XIX. század előtt a Hortobágyon nem volt számottevő a kaszálás mértéke, mivel az álla-

tok ridegtartása nem tette szükségessé, hogy téli takarmánynak vagy alomnak való szalmát halmozzanak fel. A XIX. században azonban már a félszilaj tartás megjelenésével szükség volt a téli takarmány és alom megtermelésére (Bodó & Salamon 1976). A kaszálás fontosságát mutatja, hogy 1808-ban a debreceni tanács rendeletben szabályozta a kaszálást és szénagyűjtést (Béres 1976). A XIX. század elején már szokás volt a legelőket a legelés előtt megkaszálni és a széna betakarítás után engedték rá a területre az állatokat. A jobbágyfelszabadítás után (1848) a hortobágyi jobbágyoknak 5-5 embervágó kaszálója és legelője volt (Bencsik 1969). A XX. században tovább folytatódik az istállózó állattartásra való átállás, ami felértékeli a kaszálás-takarmánytermesztés szerepét (Béres 1976). Az ötvenes évekre a jobb legelők nagy részét beszántották, vagy halastavakat létesítettek rajtuk és a megmaradt legelőket pedig többnyire kaszálóként használták (Kovács *et al.* 1995).

A hagyományos és extenzív módon folytatott gazdálkodási formák az utóbbi pár emberöltő alatt átalakultak, és alkalmazásuk egyre kisebb területekre szorult vissza. Ennek köszönhetően a felhagyott területek növényzete és állatvilága is folyamatosan átalakult. A természetvédelem szempontjából a kívánatos cél az lenne, ha a tájhasználat tekintetében visszatérnénk a hagyományos, vagy legalábbis az extenzív gazdálkodási módokhoz, melyek a helyi viszonyok ismeretének birtokában a természet erőforrásaival összhangban, évszázadok tapasztalatai alapján működtek. Ezek segítségével a Hortobágyot, mint egy féltermészetes, de természeti adottságai miatt mindenképpen értékes tájat őrizhetnénk meg (Borhidi & Sánta 1999).

A területek kaszálása, legeltetése természetesen a növénytársulásokra van elsődlegesen hatással. Befolyásolja azok fajösszetételét, diverzitását, mozaikosságát valamint biomaszójukat. Fontos szerepe van a szervesanyag felhalmozódásának megakadályozásában, ezáltal (is) növeli a fajgazdagságot és megakadályozza a kontrollálatlan tüzek kialakulását. A kezelések azonban nem csupán a növénytársulások szempontjából fontosak, hanem jelentős hatással vannak a szikes területek gerinctelen- és madárfaunájára is. Éppen ezért tartotunk időszerűnek és hasznosnak egy ilyen vizsgálatot, mely a kaszálás hatásaival kapcsolatban szolgáltat információkat az aktív természetvédelmi kezelés megvalósításához.

Anyag és módszer

A mintaterület a Hortobágyon, a Hortobágyi Nemzeti Parkban, Nyírőlapos pusztán található (N 47° 34' E 21° 16'). A Nyírőlapos a Hortobágy egyik legkeletebbre fekvő területe. Debrecentől 28 km-re található nyugati irányban, a 33-as úttól északra. A Nyírőlaposon és a vele határos területeken a szolonyec talajon kialakult szikes társulások be nem szántott löszfoltokkal váltakoznak (Varga Sípós *et al.* 1982). A terület növényzete igen változatos, megtalálható majdnem az összes Hortobágyra jellemző növénytársulás: a szikes mocsári elemek, magassásos, a szikes rétre jellemző társulások, a cickafarkfüves és ürmös szikes puszta, valamint a vakszikek és szikfokok. Ez a nagyfokú mozaikosság a területet igen értékes, védendő természeti értéké teszi.

A Nyírőlapos déli részén a nagyobb arányban jelen lévő nedves élőhelyet kedvelő szikes mocsári, magassásos és réti társulások mozaikolnak a szárazabb területeken megtalálható

ürmös szikésekkel és a kisebb mézpázsitos szikfokokkal, vakszikekkel. A Nyírölpas déli területeit 2001-ig gépi kaszálással (kaszálógép) hasznosították, ami főként az ecsetpázsitos, tarackbúzás állományokra terjedt ki, ritkábban azonban a csetkákás, magassásos állományokat és az üdőbb gyepeket is érintette a kaszálás. A kaszálás rendszerint június végén történt.

A területen egy rét és magassásos foltokkal körülölelt, szárazodó, kisebb borításértékekkel réti elemeket is tartalmazó *Bolboschoenetum maritimi eleochariosum* kaszálásra adott válaszait vizsgáltuk.

2001 tavaszán 10-10 darab 2m×2m-es kvadrátot vettünk fel a társulás egy hosszú idő óta gépi kaszálással hasznosított állományában és a kezelt állománytól 300 m-re eső kaszátlan területen. Mivel az addig folyamatos kaszálással a vizsgálat kezdetekor hagytak fel, ezért a kaszált állományban kijelöltünk egy újabb, 10 darab 2m×2m-es kvadrátot tartalmazó csoportot, amit nem kaszáltunk, az eredetileg kijelölt kvadrátcsoportot pedig a továbbiakban kézi erővel kaszáltuk minden év júniusának végén. Így lehetőség nyílt arra is, hogy a kaszált és kaszátlan állományok vizsgálata mellett figyelemmel kísérhessük a kaszálás elmaradásának hatását is.

A kvadrátokban az adott felvételi időpontokban a borításértékeket jegyeztük fel százalékos pontossággal. 2002-2005. évig évente háromszor, összesen 12 alkalommal végeztünk felvételezést. A felvételezések időpontjai minden évben május 25. – június 5., június 25. – július 5. és augusztus 25. – szeptember 5. között voltak.

A vizsgálat során az állományok négy éves összevont adatsorai alapján dolgoztunk. Az egyes csoportokra a borításadatok alapján számoltunk relatív gyakoriságot. Az adatok segítségével elvégeztük a területek Raunkier-féle életforma (Raunkiaer 1934, Simon 1992) és a Borhidi-féle szociális magatartástípusok (Borhidi 1993) alapján történő összehasonlítását.

Eredmények és megvitatásuk

A Raunkiaer-féle életformatípusok elemzése alapján mindhárom társulásban szembe-tűnők a geofiták magas borításértékei (1. táblázat). Borításuk a kontroll kvadrátcsoportban a legnagyobb. Mindhárom állományban az *Eleocharis uniglumis*, *Elymus repens*, *Juncus compressus* és a *Cirsium arvense* van jelen. A kaszálás hatására a társulásalkotó *E. uniglumis* borítása nőtt. Borításának növekedése többek között arra is visszavezethető, hogy a kaszált állományban a növény a kaszálást követő időszakban később száradt el, mint a kaszátlan állományban. A kaszált kvadrátokban nem következett be jelentős növekedés az *E. repens* borításértékeiben, azonban a másik két állományban a faj borítása jelentősen nőtt, ami miatt a kaszált kvadrátokban a geofiták részesedése kisebb, mint a felhagyott és kontroll kvadrátokban. A kaszált és a felhagyott állományban a geofiták közül az eddig említett fajokon kívül a *J. compressus* dominál még (5,6% és 10,1%), amely hasonló viselkedést mutat az *E. repens*-szel. A helofiták csupán a kaszált állományban vannak jelen nagyobb borítással, ez a *Carex melanostachya* 2,2%-os borításának köszönhető.

1. táblázat. A Raunkiaer-féle életformatípusok eloszlása a három különböző módon kezelt állományban. Jelölések: Ch – *chamaefita*, G – (*kryptofita*) *geofita*, HH – *helofita*, Th – *therofita*, TH – *hemitherofita*, H – *hemikryptofita*.

	kontroll	felhagyott	kaszált
Ch	0	0,002	0,03
G	55,7	49,4	39,8
HH	0,9	0,2	3,3
Th	0,2	12,3	12,2
TH	0,1	0,007	1,1
H	43,1	38,2	43,5

A hemikryptofiták a 4 éves adatsor alapján nem mutatnak jelentős különbséget a különböző állományokban a borításértékeik alapján. Ez az eloszlás az elmúlt két évben alakult át, mivel a nagy mennyiségű csapadék hatására a kaszált és a felhagyott állományban nagy erővel tört elő az *Alopecurus pratensis*. Az első két év alatt, az *A. pratensis* előretörése előtt, a kontroll állományban volt nagyobb a hemikryptofiták aránya. A fajszámok alapján jelentősen különböznek a különböző módon kezelt területek. A legtöbb hemikryptofita fajt a kaszált állományban találtuk (15) ennél kevesebb van a felhagyott állományban (9) és a kaszált állományban csak 8 van. A hemikryptofiták borításának nagy részét mindhárom állományban az *A. pratensis* és az *Agrostis stolonifera* adja, a többi faj borítása 1% alatti. Azonban, míg a kontrollban az *A. stolonifera* van jelentős túlsúlyban, addig a két másik állományban az *A. pratensis* a domináns. Ez az eredmény ellentmond várakozásainknak, hiszen az *A. stolonifera* jobb adottságokkal bír (tarackok) a kaszált területeken való megmaradáshoz, így e faj megjelenését vártuk nagyobb arányban a kaszált kvadrátokban. A felhagyott állományban még egy faj, az *Aster tripolium subsp. pannonicum* volt jelen nagyobb borítással (1%).

A kaszálás és az ezzel járó csökkent mértékű filcesedés egyértelműen előnyös a kistermetű therofiták számára, melyek között a szikésekre jellemző therofiták fajszáma is nőtt (*Bupleurum tenuissimum*, *Plantago tenuiflora*, *Cardamine parviflora*, *Cerastium dubium*, *Atriplex littoralis*, *Atriplex hastata*, *Trifolium angulatum*), ezek nagy borítással és fajszámmal voltak jelen a kaszált és a felhagyott állományokban (fajszám 15, 12), míg a kontrollban fajszámuk kicsi (3).

Egyedül a kaszált állományban voltak jelen jelentősebb borítással a hemitherofiták (1,1%). Itt két fajt figyelhettünk meg, az *Inula britannica*-t és a *Cirsium brachycephalum*-ot. Chamaefitákat csak a kaszált és a felhagyott állományokban találtunk, azonban itt is csak akcidentális jelleggel.

A Borhidi-féle szociális magatartástípusok elemzése alapján a specialisták aránya a felhagyott állományban a legmagasabb. Ez főként az *A. tripolium subsp. pannonicum*-nak köszönhető, emellett csupán 0,002%-al a *T. angulatum* van jelen. A másik két állományban a specialisták összborítása alacsonyabb. A specialisták a kaszált állományban voltak jelen a legmagasabb fajszámmal (4). Jelenlévő fajok: *C. brachycephalum*, *Pholiurus pannonicus*, *Rorippa sylvestris subsp. kernerii* (2. táblázat).

2. táblázat. A Borhidi-féle Szociális magatartástípusok eloszlása a három különböző módon kezelt állományban. Jelölések: C kompetitor fajok, DT zavarástűrő természetes pionírok, G generalisták, NP természetes pionírok, RC ruderalis kompetitorok, S specialisták, W természetes gyomfajok.

	kontroll	felhagyott	kaszált
C	75,9	47,3	43
DT	0,2	15,3	9,8
G	18,7	23,1	34,3
NP	0,003	11,5	10,6
RC	4,8	0,02	0,2
S	0,3	2,2	0,4
W	0,2	0,7	1,6

A kompetitorok arányának számolásánál az *E. repens*-t a ruderalis kompetitoroktól átsortoltuk a kompetitorokhoz, mivel ez az attribútum jobban megfelel a Hortobágyon betöltött szerepének. A kompetitorok legnagyobb arányban a kontrollban vannak, hiszen a kaszálás csökkenti a kompetíciót, és így a kaszált állományokban nem elsősorban a kompetíciós képesség fogja meghatározni az adott faj sikerét. A felhagyott állományban ezt a csoportot legnagyobb borítással az *A. stolonifera* képviseli, míg a másik két állományban az *A. pratensis*.

A vizsgált csetkákás állományok mindegyikében nagy részesedéssel voltak jelen a generalista fajok. A kaszált állományban legmagasabb az arányuk (34,3%) és itt jelentkeztek a legnagyobb fajszámmal is (12). Bár mindhárom kezelési módnál számos generalista fajt találtunk (felhagyott 9, kontroll 5), az egyetlen domináns faj az *E. uniglumis* volt.

A kontroll területen feltűnő a természetes pionírok hiánya. Míg a kontrollban a természetes pionírok csak kis borítással és fajszámmal (1) voltak jelen, addig a kaszált és a felhagyott területen fajszámuk (3, 4) és borításuk jelentős. Különösen az *A. littoralis* borítása volt nagy, mely azonban az utóbbi két csapadékos év alatt visszaszorult.

Ezzel az eloszlással mutat hasonlóságot a zavarástűrő növények hiánya. A kontrollban részesedésük nagyon kicsi (0,15%), azonban a bolygatottabb területeken arányuk nagyobb (felhagyott 15,3%, kaszált állományban 9,8%). Ezt a két állományban nagy borítással jelen lévő *J. compressus* okozta. Annak ellenére, hogy a fajszámuk a felhagyott állományban a legkisebb (4), összborításuk itt a legnagyobb.

Ruderalis kompetitorok jelentős borítással csak a kontrollban fordultak elő, és ezt a *C. arvense* egyedül képviselte. Ez is mutatta, amit a terepi tapasztalatok is igazoltak, hogy a kaszálás hiánya, illetve elmaradása a *C. arvense* térhódításának ad lehetőséget. A *C. arvense* terjedését segíti még a csapadékhányos időjárás is. A szárazabb 2002 és 2003-as években a növény nagy borításértékekkel volt jelen (9,1%, 10,0%). Az erősen csapadékos 2004. és 2005. években a faj jelentősen visszaszorult (0,2%, 0,004%). A borításértékekkel ellentétben, a fajszám tekintetében a kaszált állományban volt a legtöbb ruderalis

faj (3). A ruderalis kompetitoroknak a kvadrátesoportokban tapasztalt kis borításértékei és fajszámai is azt mutatják, hogy a szikeseken a talajtani jellemzők miatt még a kezelés hosszú távú felhagyása esetén sem indul be a gyomosodás.

Vizsgálataink eredményét összegezve megállapítottuk, hogy a kaszálás segített visszaszorítani a vizsgált csetkákás társulásban szárazabb években előretörő *E. repens* abundanciáját. A kaszált és felhagyott állományokban a hemikryptofiták fajszáma (15) jelentősen meghaladta a felhagyott (9) és kontroll (8) állományok értékeit. A hemikryptofiták fajszámnövekedése nem járt az állományokban a fűneműek borításértékeinek előretörésével, ugyanis a hemikryptofiták relatív borításértékei nem növekedtek (kaszált 43,5%, felhagyott 38,2%, kontroll 43,1%). A kaszálás és az ezzel járó biomassza csökkenés növelte a szikésekre jellemző therofiták (*Bupleurum tenuissimum*, *Plantago tenuiflora*, *Cardamine parviflora*, *Cerastium dubium*, *Atriplex littoralis*, *Trifolium angulatum*) fajszámát (kaszált 15, felhagyott 12, kontroll 3) és relatív borításértékeit (kaszált 1,1%, felhagyott 0,007%, kontroll 0,1%). A kaszálás növelte az élőhelyre jellemző specialisták fajszámát (4). A fajszámmal ellentétben, a felhagyott állományban tapasztaltuk a specialista fajok legnagyobb borításértékeit (2,2%). A kaszálás elmaradása a ruderalis kompetitorok borításértékeinek, ezen belül is főként a *C. arvense*, növekedésével járt (kaszált 0,2%, felhagyott 0,02%, kontroll 4,8%). Tapasztalataink szerint azonban a *C. arvense* terjedését nagy mértékben befolyásolják a csapadékviszonyok is, ugyanis a faj száraz években mindhárom állományban nagyobb borításértékeket mutatott, mint a csapadékosabb vegetációs periódusokban. Ezek a változások azt mutatják, hogy a kaszálás alkalmazása hasznos a társulás természetvédelmi szempontú kezelésében.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönjük Szilágyi Attila természetvédelmi örnek (HNP) és Aradi Eszternek (KNP) a kutatás során nyújtott segítségét.

Irodalomjegyzék

- Bencsik J. (1969): *Pásztorkodás a Hortobágy északi területén a XVIII. század végétől* – Debrecen
- Bernátsky, J. (1905): A magyar Alföld sziklakó növényzetéről. – *Annales Musei Hung.* 3: 121–124.
- Bernátsky, J. (1911): A magyar Alföld pusztai és erdei növényzetéről. – *Földrajzi Közlemények* 39: 261–277.
- Béres A. (1976): A Hortobágy néprajza – in: Kovács, G.-né & Salamon, F. (1976) (szerk): *Hortobágy a nomád Pusztától a Nemzeti Parkig*. – Natura, Budapest.
- Bodó, I. & Salamon F. (1976): A Hortobágy mezőgazdasága. – in: Kovács, G.-né & Salamon, F. (1976) (szerk): *Hortobágy a nomád Pusztától a Nemzeti Parkig*. – Natura, Budapest.
- Borbás, V. (1902): *Magyarország növényföldrajza*. – Pallas lexikon 12: 78–82.

- Borhidi, A. & Sánta, A. (szerk.) (1999): *Vörös Könyv Magyarország növénytársulásairól*. – Természetbúvár Kiadó, Budapest.
- Borhidi, A. (1993): *A magyar flóra szociális magatartási típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai*. – Janus Pannonius Tudományegyetem Növényteni Tanszék, Pécs.
- Fekete G. & Varga Z. (2006): *Magyarország tájainak növényzete és állatvilága*. – MTA Társadalomkutató Központja, Budapest
- Kelemen, J. (szerk.) (1997): *Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez*. – Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- Kerner, A. (1863): *Pflanzenleben der Donauländer*. – Innsbruck.
- Kerner, A. (1886): *Die Pflanzenwelt der Österreichisch – Ungarische Monarchie*. – Österreich Ungarn in Wort und Bild. I. Wien.
- Kovács G., Márkus F. & Dr. Strebetz I. (1995): *Alföldi mozaik* – Természetbúvár Alapítvány Kiadó Budapest
- Magyar, P. (1928): Adatok a Hortobágy növényzociológiai és geobotanikai viszonyaihoz. – *Erdészeti Kísérletek* **30**
- Máthé, I. (1941): Hortobágyi növényzövetkezetek flóraelem összetétele. – *Debreceni szemle* **15**: 117–121.
- Rapaics, R. (1916): A Hortobágy növényföldrajza. – *Gazdasági lapok* **68**: 88-89, 102-103, 115-116, 124–126
- Rapaics, R. (1918): Az Alföld növényföldrajzi jelleme. – *Erdészeti Kísérletek* **21**: 1–146.
- Raunkiaer, C. (1934): *The life forms of plants and statistical plant geography* – Clarendon Press, Oxford. pp. 632.
- Simon, T. (1992): *A magyarországi edényes flóra határozója*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Soó R. (1933): A Hortobágy növénytakarója. – *Debreceni Szemle különszáma* 56–77.
- Soó, R. (1931): A magyar puszta fejlődéstörténetének problémája. – *Földrajzi Közlemények* **59**: 1–15.
- Sümegei, P., Molnár, A. & Szilágyi, G. (2000): Szikesedés a Hortobágyon. – *Természet világa, Természettudományi Közlöny* **131**: 213–216.
- Szujkó-Lacza, J. (1982): *The flora of the Hortobágy National Park and the two preserved forests*. – Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- Tóth, A. (1988): Degradálódó hortobágyi löszgyepek reliktum foltjainak synökológiai viszonyai. – in Tóth, A. (szerk.): *Tudományos kutatások a Hortobágyi nemzeti parkban*. – Budapest, pp. 11–81.
- Varga Sípós, J. & Varga, Z. (1993): *Hortobágyi Krónika*. – Alföldi Nyomda, Debrecen.
- Varga Sípós, J., Varga, Z. & Nyilas, I. (1982): *Nyírólajos-Nyári járás Természetvédelmi útmutató*. – A Hortobágyi Nemzeti Park kiadványa, Debrecen.
- Varga, Z., & Varga Sípós, J. (1984): A Hortobágyi Nemzeti Park sziki gyepeinek fitocönológiai viszonyai és szukcessziós kapcsolatai. – *Botanikai Közlemények* **71**: 63–77.

Effect of cutting on a *Bolboschoenetum maritimi* *eleochariosum* association in the Nyírőlapos (Hortobágy)

Balázs Deák and Béla Tóthmérész

Debrecen University, Ecological Institute,
4028 Debrecen, Egyetem tér 1. POBox 71.
e-mail: debalazs@freemail.hu

Summary. The effect of cutting on *Bolboschoenetum maritimi eleochariosum* association was studied in Nyírőlapos puszta (Hortobágy National Park). A cut, an abandoned, and a control area were compared. The cutting suppressed the dominance of *Elymus repens*. The species number of hemikryptophytes increased; at the same time the ratio of the cover dicotyledons did not decrease. The cutting and the decrease of the litter increased the species number and relative dominance of therophyte species which were characteristic to the studied association. The cutting increased the species number of specialists and decreased the dominance of ruderal competitors.

Key-words: species richness, wet alkaline grassland, social behaviour types

Újrakezdett kezelés hatása fokozottan védett kékperjés láprét fitomasszájára, faj- és virággazdagságára

*Török Péter^{1,2}, Arany Ildikó³, Prommer Mátyás⁴,
Valkó Orsolya¹, Balogh Adrien¹, Vida Enikő¹, Tóthmérész Béla² és Matus Gábor¹

¹DE TEK Növényzeti Tanszék, 4010 Debrecen Egyetem tér 1, Pf.: 14

²DE TEK, Ökológiai Tanszék, 4010 Debrecen Egyetem tér 1, Pf.: 71

³CEEWEB Budapesti Iroda, 1021 Budapest, Kuruclesi út 11/a

⁴WWF Magyarország, 1124 Budapest, Németvölgyi út 78/b

*e-mail: edulis@freemail.hu

*kapcsolattartó szerző, e-mail: edulis@freemail.hu

Összefoglaló: A Gyertyán kúti-réteken (Zempléni-hegység) 1993-ban kezdtük felhagyott gyepek rekonstrukciójának vizsgálatát. *Junco-Molinion* állományokban két kézi kaszával kaszált és két kontroll parcellán belül állandó jelölésű mintanégyzetekben a 12 éven át ismételt kaszálás vegetációra gyakorolt hatását mértük fel. Parcellánként 20 db 1 m²-es kvadrátban felvettük a fajonkénti borítást és a generatív hajtások számát, illetve 32 db 10×10 cm-es fitomassza mintát vettünk. A fűnemű (fű, sás, szittyó), dudva (kétszikűek, Orchidaceae, Iridaceae és Liliaceae taxonok) és holt fitomassza frakciók tömegét légszáraz állapotban mértük. Az összfajsám, a dudvák fajszáma szignifikánsan magasabb, a fűneműek virágzási sikere, fitomasszája és a holt fitomassza mennyisége szignifikánsan alacsonyabb volt a kezelt területeken. A kaszálás a fűnemű csoport fitomasszáját, produktivitását csökkentve segíti faj- és virággazdagabb gyepek kialakítását és fenntartását.

Kulcsszavak: Kaszálás, fitomassza, *Junco-Molinion*, fajgazdagság, virágzási siker

Bevezetés

Számos gyepterület létének és sokfélesége megőrzésének kulcsa a rendszeres extenzív emberi beavatkozás. Európa szerte ilyenek a korábban számos tájegységre jellemző, a hagyományos gazdálkodás megszűntével egyre nagyobb mértékben felhagyott legelőgyepek és kaszálórétek (Bakker 1989, Willems 1983, Wells 1980, Stampfli 1992). A hegyi kaszálórétek különösen értékesek, természetvédelmi szempontból kitüntetett figyelmet érdemelnek. Növényfajaik között igen sok a fokozottan védett, védett, vagy védelemre érdemes faj. Fennmaradásukat, a kaszálás megszűnése miatt, a fű avar-felhalmozódás következtében előálló fajszegényedés és a beerdősülés veszélyezteti (Bakker 1989, Tilman 1993, Stampfli 1992, Kelemen 1997, Matus 1997). Természetvédelmi és restaurációs ökológiai szempontból fontos kérdés, hogy visszaállítható-e az intenzív használat felújítása mellett a területek korábbi állapota.

Anyag és módszer

A mintaterület jellemzése

A mintavételi terület, a Zempléni hegyvidék Háromhutaí-csoportjában fekvő Gyertyánkúti rétek 640-720 m-rel fekszik tengerszint felett. A fennsíkserű, meredek letörésekkel határolt terület alapköze szilikátokban gazdag amfibolandezit. Az itt kialakult feltalaj savanyú ($\text{pH}_{\text{KCl}}=3,6-4,4$), közepesen-erősen kötött ($\text{AK}=47-68$), humuszban gazdag (5-7%). Az évi középhőmérséklet mintegy 7,5-8°C, az éves csapadék 750-800 mm-re tehető, az éves csapadékmaximum gyakran július-augusztusra esik (Matus 1997).

A Zempléni hegyi kaszálórét kialakulása a 17-18 századra, a török kiűzését követő időszakra tehető. A legtöbb hegyi kaszálórét a területre érkező telepések erdőirtásai nyomán alakult ki. A mintegy 100 ha-t kitevő Gyertyánkúti-rétek is ebben az időszakban jöhettek létre. Simon (1977) feltevése szerint a rétek kialakítása előtt a területet cseres (*Quercetum petraeae-cerris*) és gyertyános tölgyes (*Quercus petraeae-Carpinetum*) illetve montán bükkös (*Aconito-Fagetum*) állományok, a kisebb, lefolyástalanabb részeket kékperjés láréték (*Molinietum coeruleae*) borították. A réteket az elmúlt mintegy 200-250 évben többkevesebb rendszerességgel, de évente csak egyszer, júliusban kézzel kaszálták. A magasan fekvő zempléni hegyi réteken legeltetés nem folyt, sarjúkaszálás sem volt jellemző (Ikvai 1962, Paládi-Kovács 1979).

A rét tulajdonosai zömében a két község, Regéc és telkibánya lakosai voltak, kisebb részben Hernád-völgyi településekről kerültek ki. Az örökösödési megosztások folytán a tulajdonosok száma a második világháborút követően több százra emelkedett. A hatvanas évektől kezdve, az elvándorlások következtében a kaszálás a rét mind nagyobb részén megszűnt. A felhagyást követően a terület egy része anemochor terjedésű fajokkal (*Betula pendula*, *Carpinus betulus*) spontán beerdősült, más részére lucot (*Picea abies*) telepítettek, mindössze 20-30 ha kezeletlen gyeppel maradt fenn (Matus 1997).

1985-től kezdve amatőr természetvédő csoportok, egy közel 8 ha-os területen irtották ki a fiatalosokat és kezdték újra a hagyományos kezelést. 1993-ban rekonstrukciós terv készült a rét kezelésére (Matus et al. 1993), és közel egyidőben a rét több pontján a megkezdett kezelések monitorozására állandó jelölésű mintakvadrátokat (kaszált és kontroll parcella) alakítottak ki. Ezek közül kettő, a jelen dolgozat tárgyát is képező kvadrátpár *Juncus-Molinion* állományokban helyezkedik el.

Mintavétel

Felméréseinket 2004-ben *Molinia coerulea* agg. által dominált nedves gyepekben, két mintaterületen – a továbbiakban „északi” és „déli” terület – négy 10×10 m-es parcellájában végeztük (két kaszált és két kontroll). A parcellákon belül kijelölt 20 db 1×1 m-es állandó jelölésű kvadrátban meghatároztuk a fajokat és a fajonkénti virágos hajtásszámot. A parcellákból egyenként 32, 10×10 cm-es fitomasza mintát is vettünk, melyeket élő és holt frakcióra, az élő frakciót fűnemű (Poaceae, Cyperaceae és Juncaceae) és dudvanemű (kétszikű és Orchidaceae, Liliaceae és Iridaceae) frakcióra bontva szárítottuk (szobahőmérsékleten,

2 hét). A szárítást követően a dudvanemű fitomasszát fajokra bontva, míg a fűnemű min-tát *Molinia coerulea* agg. és egyéb fűnemű frakciókra bontva, 0,01 g pontossággal mértük. A fűnemű és dudvanemű fitomassza csoportok kialakítását az indokolta, hogy eltérően rea-gálnak a kaszálásra (Tilman 1993; Oba et al. 2001; Waide et al. 1999). A fűnemű csoportba (fű, sás, szittyó) interkaláris merisztémákkal rendelkező, gyepképző, klonálisan is könnyen szaporodó fajok tartoznak. A dudvanemű csoport fajai viszont apikális dominancia és dön-tően generatív szaporodás jellemzi.

Adatfeldolgozás

A fajsám, virágzó hajtásszám és fitomassza tömegeket Mann-Whitney próbával hason-lítottuk össze. A fitomassza a fajsámok és virágzó hajtásszámok kapcsolatát Spearman féle rangkorreláció vizsgálattal elemeztük (Dytham 1999). A mintaterületek vegetáció-ját prezencia-abszencia adatokon alapuló DCA ordinációval hasonlítottuk össze (Kent & Coker 1992). Az ordináció a ritka fajok kizárásával, a 80 mintanegyzetből a legalább 5-ben előfordult fajok figyelembe vételével készült. A statisztikai próbákhoz SigmaStat, míg az ordinációhoz a PcOrd programcsomagokat használtuk.

Eredmények

Fajösszetétel és virágzási siker

2004-ben a vizsgált 1×1 m-es kvadrátokban 23 fűnemű és 84 dudvanemű faj fordult elő. A kaszált területek kvadrátjaiban ebből 23 fűnemű és 68 dudvanemű faj fordult elő. kont-roll területeken összesen 21 fűnemű és 70 dudvanemű fajt figyeltünk meg. A kezelt és a kontroll területek fajkészlete nagyrésztben közös volt (A Jaquard-index az első parcellapár esetében 0,58, míg a második parcellapár esetében 0,62).

A tömegesen virágzó fajok közül a kaszált kvadrátokban 8 dudvanemű és 3 fűnemű, a kontroll kvadrátokban 2 fűnemű faj bizonyult gyakoribbnak, míg 8 dudvanemű és 3 fűnemű faj esetében nem lehetett egyértelmű tendenciát megfigyelni. Tömegesen virágzó fajoknak azokat tekintettük, melyek virágzó hajtásainak száma dudvaneműek esetében legalább 1 területen meghaladta a 25 virágzó hajtást, míg fűneműek esetében legalább 1 területen meghaladta az 50 virágzó hajtást (1. táblázat).

1. táblázat. 2004-ben a 1m²-es kvadrátokban talált gyakori virágzó fajok virágzó hajtás-számái (a dudvaneműeknél legalább 1 területen több mint 25 virágzó hajtás, a fűneműeknél legalább az egyik területen több mint 50 virágzó hajtás)

Fajok	Északi terület		Déli terület	
	Kaszált	Kontroll	Kaszált	Kontroll
Kezelt területeken gyakoribb				
<i>Centaurea jacea</i>	55	24	2	1
<i>Gladiolus inbricatus</i>	34	4	8	5
<i>Leontodon hispidus</i>	430	2	0	0
<i>Plantago lanceolata</i>	26	0	27	0
<i>Potentilla erecta</i>	111	85	68	47
<i>Stellaria graminea</i>	194	171	38	1
<i>Thymus pulegioides</i>	52	9	0	0
<i>Viola canina</i>	82	31	105	6
<i>Agrostis tenuis et canina</i>	156	135	60	0
<i>Briza media</i>	69	16	7	0
<i>Festuca ovina</i>	42	4	57	0
Kontroll területeken gyakoribb				
<i>Molinia coerulea</i>	297	1190	859	1494
<i>Serratula tinctoria</i>	18	27	3	7
Nincs egyértelmű tendencia				
<i>Acilea millefolium</i>	36	2	4	6
<i>Cruciata glabra</i>	31	62	12	1
<i>Galium verum</i>	4	25	2	2
<i>Prunella vulgaris</i>	60	61	31	0
<i>Sanguisorba officinalis</i>	13	20	52	10
<i>Selinum carvifolia</i>	22	84	53	7
<i>Serratula tinctoria</i>	18	27	3	7
<i>Succisa pratensis</i>	26	43	17	2
<i>Brachypodium pinnatum</i>	102	0	1	3
<i>Carex pallescens</i>	8	88	8	6
<i>Luzula multiflora</i>	47	54	32	6

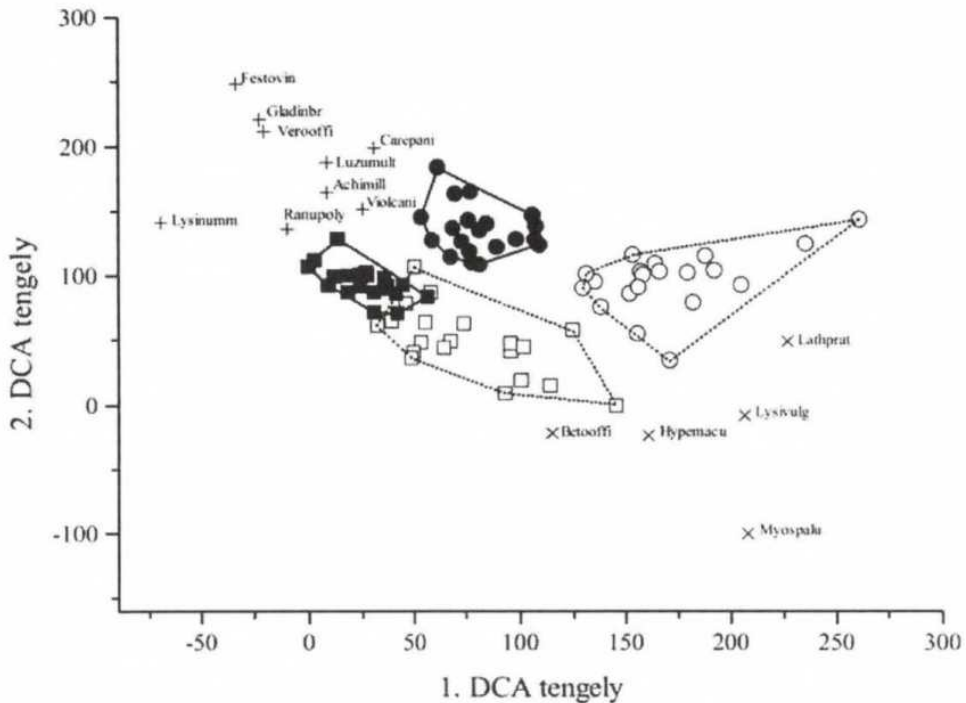
2. táblázat. A) A kaszált és kontroll parcellákban felvett 1 m²-es kvadrátok átlagos fajszáma, virágzó fajok átlagos száma és átlagos virágzó hajtásszámok 2004-ben. **B)** A mintaterületeken 2005-ben gyűjtött fitomassza frakciók négyzetméterre átszámított átlagértékei.

A) Fajszám és virágzó hajtásszám	Északi terület		Déli terület	
	Kaszált	Kontroll	Kaszált	Kontroll
Fajszám (1/m ²)	34,8	28,0	30,5	17,1
Virágzó dudvanemű fajszám (1/m ²)	5,1	3,3	9,0	1,6
Virágzó hajtásszám (dudva, db/ m ²)	68,0	36,8	25,5	7,4
Virágzó hajtásszám (fünemű, db/ m ²)	42,5	78,3	58,4	76,3
Ebből <i>Molinia</i> (db/ m ²)	14,9	59,5	42,9	74,7
B) Fitomassza átlagok				
Holt fitomassza (g/m ²)	293	1204	364	2265
Élő fünemű fitomassza (g/m ²)	236	749	375	995
Élő dudvanemű fitomassza (g/m ²)	129	156	104	86
Összes élő fitomassza (g/m ²)	365	905	479	1081

2004-ben a kezelt területek össz fajszáma ($p < 0,01$), a dudvaneműek ($p < 0,001$) és a virágzó dudvaneműek fajszáma ($p < 0,001$), szignifikánsan nagyobb volt a kontrollokénál. A *Molinia coerulea* agg. és az összes egyszikű virágzási sikere szignifikánsan ($p < 0,001$) magasabb volt a kontrollokban, mint a két kaszált területen (2. táblázat).

A *Molinia coerulea* agg. virágzási sikere az összes dudvanemű virágzó hajtásszámával erős ($r = -0,70$ és $p < 0,01$; a kiugró értékek nélkül, az adatok 95%-ára) és a virágzó dudvaneműek össz fajszámával ($r = -0,65$ és $p < 0,01$; a kiugró értékek nélkül, az adatok 95%-ára) közepes negatív korrelációt mutatott.

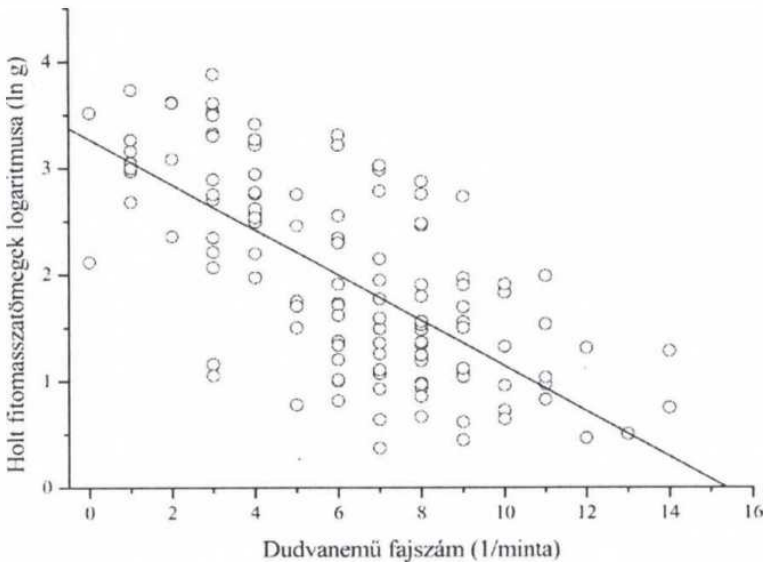
A fajösszetétel alapján készített DCA ordináció alapján a déli terület kezelt és kontroll felvételei élesen szétválnak, és az északi terület kezelt és kontroll pontfelhői is csak kevéssé fednek át. Mindkét terület esetében a kontroll területek konvex burkai nagyobbak (1. ábra).



1. ábra. A mintaterületek 2004-es prezencia-abszencia adatokon alapuló DCA-ordinációja. (● déli gyep kaszált kvadrátok, ○ déli gyep kontroll kvadrátok; ■ északi gyep kaszált kvadrátok, □ északi gyep kontroll kvadrátok, + A kaszált területeken gyakoribb fajok, × a kontroll területeken gyakoribb fajok. A növényfajok esetében 8 betűs rövidítéseket használtunk: Achimill = *Achillea millefolium*, Betooffi = *Betonica officinalis*, Carepani = *Carex panicea*, Gladimbr = *Gladiolus imbricatus*, Holclana = *Holcus lanatus*, Hypemacu = *Hypericum maculatum*, Lathprat = *Lathyrus pratensis*, Lysinumm = *Lysimachia nummularia*, Lysivulg = *Lysimachia vulgaris*, Myospalu = *Myosotis palustris*, Ranupoly = *Ranunculus polyanthemos*, Veroeffi = *Veronica officinalis*, Violcani = *Viola canina*.)

Fitomassza

2004-ben az összes élő fitomassza mennyisége a kontroll területeken szignifikánsan magasabb ($p < 0,001$) volt, mint a kaszált parcellákban. A holt ($p < 0,001$) és a fűnemű ($p < 0,001-0,01$) fitomasszatömegek átlaga a kontroll kvadrátokban szignifikánsan meghaladta a kaszált kvadrátok átlagértékeit. A fűnemű fitomassza zömét minden mintaterületen a *Molinia coerulea* agg. adta. A dudvanemű fitomassza mennyisége a déli területen a kezelt, míg az északi területen a kontroll parcellában bizonyult magasabbnak, a különbségek azonban nem voltak szignifikánsak (2. táblázat).



2. ábra. A holt fitomassza tömeg és a dudvanemű fitomassza fajszám természetes alapú logaritmusának korrelációja (Spearman rangkorreláció, $n = 126$ (2 kiugró érték nélkül), $r = -0,67$, $p < 0,001$)

A holt fitomassza mennyisége és a dudvanemű fajszám közepes negatív korrelációt mutatott ($N=128$, $r=-0,64$ és $p < 0,001$). A fűnemű fitomassza mennyisége a dudvanemű fajszámmal közepesen ($N=128$, $r=-0,53$ és $p < 0,001$), míg a dudvanemű fitomassza mennyiségével gyengén negatívan korrelált ($N=128$, $r=-0,26$ és $p < 0,001$). Az egyéb fűneműek fitomassza tömege (*Molinia* nélkül) a dudvaneműek fajszámával gyenge pozitív ($N=128$, $r=0,35$ és $p < 0,001$), míg a *Molinia* fitomassza tömegével közepes negatív korrelációt mutatott ($N=128$, $r=-0,46$ és $p < 0,001$).

Értékelés

Fajgazdagság és a fajok dinamikája

A kísérlet kezdetén (1993) a későbbi kontroll és kezelt parcellák fajgazdagságában és a fajok virágzási sikerében egyik vizsgált területen sem volt statisztikailag kimutatható különbség. Már 1998-ra a fajgazdagság ($p < 0,001$), a virágzó fajok száma ($p < 0,05$) és a virágzó hajtások száma ($p < 0,01$) a kaszált területen szignifikánsan magasabb volt. 2004-ben a kezelt területek kvadrátonkénti fajszáma, a dudvaneműek és a virágzó dudvaneműek fajszáma szignifikánsan magasabb volt a kontrolloknál. A 12 éve zajló kezelés eredményeként a területegységre eső fajszám és virágzó hajtásszám szignifikánsan maga-

sabb lett a kezelt területeken. Mindez egybevág Huhta et al. (2001), Losvik (1999), Bakker et al. (1980) és Baba (2004) eredményeivel. A *Molinia coerulea* agg. virágzási sikere ezzel szemben erősen lecsökkent.

A kvadrátok korábbi felmérései során azt tapasztaltuk, hogy 1998-ban a legtöbb dudvanemű faj előfordulási gyakorisága 1993-as évihez képest a kezelt területeken még csak kis mértékben nőtt, míg a kékperjén kívül a többi fűnemű gyakorisága már ekkor is jelentősen magasabb volt a kezelt kvadrátokban. 2004-ben már számos dudvanemű (14 faj) és fűnemű (8 faj) gyakorisága is jelentősen magasabb (1,5-3 szoros) volt a kezelt négyzetekben, mint a kontroll területeken. A korábban domináns *Molinia* visszaszorulásával az egyéb fűnemű és a dudvanemű fajok gyakorisága növekedett, ami a 12 éve zajló kezelés eredménye. Néhány faj (pl. *Myosotis palustris*, *Lysimachia vulgaris*, *Hypericum maculatum*) ritkábbá válása a kaszálással szembeni érzékenység és a megváltozott kompetíciós viszonyok következménye lehet.

A DCA ordináció alapján megfigyelhető a kaszálás homogenizáló hatása (1. ábra): a kontroll területek fajlistái között nagyobb különbségek tapasztalhatók, mint a kaszált területek esetében; nagyobb a kontroll-pontfelhők kiterjedése, az egyes kontroll területek kvadrátpontjai messzebb esnek egymástól, mint a kezelt területek esetében. Kaszálás hatására a *Molinia* nagy zsombékjai szétestek, a dudvanemű fajok gyakorisága viszont növekedett, eloszlásuk egyenletesebb lett. A kezelés homogenizáló hatása tehát abban nyilvánult meg, hogy a gyepek egyenletesen faj- és virággazdaggá váltak. Bár néhány védett faj, így a kékperjéhez hasonlóan zsombékoló *Iris sibirica* a kaszálás következtében megritkult, összességében a kaszálás hatása természetvédelmi szempontból kedvező.

Fitomassza és fajgazdagság

1993-ban a mintaterületeken mért fitomassza értékek között még nem tapasztaltunk szignifikáns különbségeket. Az 1998-ra kezelt területek holt fitomassza átlagai szignifikánsan alacsonyabbak ($p < 0,001$, $N=5$) voltak, mint a kontroll területeké. 2004-ben az összfitomassza, a fűnemű és a holt fitomassza, illetve a *Molinia* élő fitomasszája egyaránt szignifikánsan alacsonyabb volt a kezelt területeken. A kezelés hatására a fűnemű fitomassza és az avar mennyisége csökkent, a kékperje visszaszorult.

Számos vizsgálat kimutatta, hogy a mérsékelt övi gyepek esetében – kis léptékben – a föld feletti fitomassza mennyisége és a fajgazdagság között bizonyos határ felett fordított arányosság áll fenn (Grime 1990, Huston 1979, Wheeler & Giller 1982, Waide et al. 1999). Ezt a tendenciát saját eredményeink is igazolják. A holt és fűnemű fitomassza illetve a dudvaneműek fajgazdagsága (Jensen & Meyer 2001, Wheeler & Shaw 1991) és virágzó hajtásszáma között negatív korreláció áll fent. Ismeretes, hogy a kaszálás hatására csökken a föld feletti élő – zömmel fűnemű – fitomassza (Jensen & Meyer 2001, Ryser et al. 1995). Ezzel együtt a talajfelszín fényviszonyai javulnak (Bobbink et al. 1989), és a csíranövények mortalitása jelentősen csökken (Tilman 1993). A kaszálás az élő fitomassza eltávolítása mellett csökkenti az holt fitomassza felhalmozódást (Ryser et al. 1995, Huhta et al. 2001), ráadásul az alacsonyabb fűvű gyepekben gyorsabb az avar lebomlása is (ter Heerdt 1991). A kaszálás hatására tehát javulhatnak a dudvanemű fajok csírázási, túlélési esélyei (Overbeck et al. 2003), ami nagyobb faj- és virággazdagságot eredményez.

Összefoglalva, az évi egyszeri, nyárközépi kaszálás az élő fitomassza (különösképpen a domináns *Molinia* fitomasszája) és az avar mennyiségének csökkentése révén elősegíti faj- és virággazdagabb gyepek kialakítását. Az eredeti kezelés visszaállítása tehát megfelelő módszer lehet a felhagyott nedves hegyvidéki kaszálórétek helyreállítására, fajgazdagság és virágzási siker növelésére, amennyiben a helyi fajkészlet még nem szegényedett el jelentősen (Stampfli & Zeiter 1999).

*

Köszönetnyilvánítás – A szerzők mindazoknak köszönetüket fejezik ki, akik a 12 éve zajló terepmunkában részt vettek. Köszönjük Hulják Péter, Mikesz Zoltán, Rimán István (telkibányai Erdészet) és Kiss Orsolya mintavétel során nyújtott segítségét. A kutatást a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium (Környezet-tudományi Tanulmányi Ösztöndíj, AI és TP), az Oktatási Minisztérium (Köztársasági Ösztöndíj, TP) és a Békésy György Posztdoktori Ösztöndíj (MG) támogatta. A szerzők köszönetüket fejezik ki a kézirat két nem nevesített lektorának és a szerkesztőnek értékes tanácsaikért.

Irodalomjegyzék

- Baba, W. (2004): The species composition and dynamics in well-preserved and restored calcareous xerothermic grasslands (South Poland). – *Biologia* **59**: 447–456.
- Bakker, J. P., Dekker, M. & De Vries, Y. (1980): The effect of different management practices on a grassland community and the resulting fate of seedlings. – *Acta Bot. Neerl.* **29**: 469–482.
- Bakker, J.P. (1989): *Nature Management by Grazing and Cutting*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, pp. 401.
- Bobbink, R., den Dubbelden, K. & Willems, J. H. (1989): Seasonal dynamics of phytomass and nutrients in chalk grassland. – *Oikos* **55**: 216–224
- Dytham, C. (1999): *Choosing and Using Statistics. A Biologist's Guide*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, Edinburgh, 248 pp.
- Grime, J. P. (1990): Mechanisms promoting floristic diversity in calcareous grassland. – In: Hillier, S. H., Walton, D. W. H. & Wells, D. A. (szerk.): *Calcaerous Grasslands: ecology and management*. Bluntisham Books, Bluntisham, pp. 51–56.
- Huston, M. (1979): A general hypothesis of species diversity. – *American Naturalist* **113**: 81–101
- Ikvai N. (1962): Szénamunka és takarmánykészítés a Zempléni-hegyvidéken. – *Ethnographia* **73**: 26–53
- Huhta, A. P., Rautio, P., Tuomi, J. & Laine, K. (2001): Restoration mowing on an abandoned semi-natural meadow: Short-term and predicted long-term effects. – *Journal of Vegetation Science* **12**: 677–686.
- Jensen, K. & Meyer, C. (2001): Effects of light competition and litter on the performance of *Viola palustris* and on species composition and diversity of an abandoned fen meadow. – *Plant Ecology* **155**: 169–181.

- Kelemen J. (szerk.) (1997): Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, 388 pp.
- Kent, M. & Coker, P. (1992): Vegetation Description and Analysis. A Practical Approach. John Wiley and Sons, New York, 363 pp.
- Losvik, M. H. (1999): Plant species diversity in an old, traditionally managed hay meadow compared to abandoned hay meadows in southwest Norway. – *Nordic Journal of Botany* **19**: 473–487.
- Matus G. (1997): Florisztikai kutatások a zempléni Gyertyánkúti-réteken. – *Kitaibelia* **2**: 313–316
- Matus G., Szilágyi G. & Tóthmérész B. (1993): A Gyertyánkúti rétek rekonstrukciós terve. Kutatási jelentés a BNP Igazgatósága részére, Debrecen.
- Oba, G., Vetaas, O. R. & Stenseth, N. C. (2001): Relationships between biomass and plant species richness in arid-zone grazing lands. – *Journal of Applied Ecology* **38**: 836–845.
- Overbeck, G., Kiehl, K. & Abs, C. (2003): Seedling recruitment of *Succisella inflexa* in fen meadows: Importance of seed and microsite availability. – *Applied Vegetation Science* **6**: 97–104.
- Paládi-Kovács A. (1979): A magyar parasztság rétgazdálkodása. Akadémiai Kiadó, Budapest, 541 pp
- Ryser, P., Langenauer, R. & Gigon, A. (1995): Species richness and vegetation structure in a limestone grassland after 15 years management with 6 biomass removal regimes. – *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* **30**: 157–167.
- Simon T. (1977): A Zempléni-hegység északi részének védendő flórákülönlegességeiről. – *Abstracta Botanica* **5**: 57–63
- Stampfli, A. (1992): Effects of mowing and removing litter on reproductive shoot modules of some plant species in abandoned meadows of Monte San Giorgio. – *Botanika Helvetica* **102**: 85–92.
- Stampfli, A & Zeiter, M. (1999): Plant species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. – *Journal of Vegetation Science* **10**: 151–164.
- ter Heerdt, G. N. J., Bakker, J. P. & De Leeuw, J. (1991): Seasonal and spatial variation in living and dead plant material in a grazed grassland as related to plant species diversity. *Journal of Applied Ecology* **28**: 120–127
- Tilman, D. (1993): Species richness of experimental productivity gradients: how important is colonization limitation? – *Ecology* **74**: 2179–2191.
- Waide, R. B., Willig, M. R., Steiner, C. F., Mittelbach, G., Gough, L., Dodson, S. I., Julay, G. P. & Parmenter, R. (1999): The relationship between productivity and species richness. – *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **30**: 257–300.
- Wells, T. C. E. (1980): Management options for lowland grassland – In: Rorison, I. H. & Hunt, R. (szerk.) *Amenity grassland. An ecological perspective.* Wiley & Sons, Chichester, pp. 175–195.
- Wheeler, B. D. & Giller, K. E. (1982): Species richness of herbaceous fen vegetation in Broadland, Norfolk in relation to the quantity of above-ground plant material. – *Journal of Ecology* **70**: 179–200.

- Wheeler, B. D. & Shaw, S. C. (1991): Above-ground crop mass and species richness of the principal types of herbaceous rich-fen vegetation of lowland England and Wales. – *Journal of Ecology* **79**: 285–301
- Willems, J. H. (1983): Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management. – *Vegetatio* **52**: 171–180.

Above ground vegetation and phytomass of strictly protected abandoned hay-making *Molinion* meadows in Zemplén Mountains (Hungary) after restored management.

*Péter Török^{1,2}, Ildikó Arany³, Mátyás Prommer⁴, Orsolya Valkó¹,
Adrien Balogh¹, Enikő Vida¹, Béla Tóthmérész² & Gábor Matus¹

¹Department of Botany, Faculty of Science, University of Debrecen,
Egyetem tér 1., P.O. Box 14, Debrecen H-4010

²Department of Ecology, Faculty of Science, University of Debrecen,
Egyetem tér 1., P.O. Box 71, Debrecen H-4010

³CEEWEB Office, H-1021 Budapest, Kuruclesi út 11/a

⁴WWF Hungary, H-1124 Budapest, Németszőlgyi út 78/b

*edulis@freemail.hu

Abandonment of hay-making meadows is a serious conservational problem throughout Europe. The outstandingly species-rich Gyertyánkút meadow of Zemplén Mts. (NE Hungary) was selected for a long-term restoration experiment in 1993. Effect of annual summer cutting on species diversity and reproductive success were studied on abandoned *Juncos-Molinion* stands. In two stands pair of 100 m² sized plots (cut, control) were surveyed in 2004. Composition was determined and number of flowering shoots was counted in 1 m² subplots ($n=20$ per stand). Aboveground phytomass samples (10×10 cm, $n=32$) were harvested, dried (25°C, 2 weeks) then sorted as i) dead, ii) graminoid (Cyperaceae, Poaceae, Juncaceae) and iii) herbaceous (Dicotyledonopsida and herbaceous Monocotyledonopsida). Mann-Whitney-test and Spearman rank correlation tests and DCA ordination were used to compare data sets.

Higher species numbers, higher number of herbaceous and flowering herbaceous species were detected in mown plots (*Campanula patula*, *Leontodon hispidus*, *Potentilla erecta*, *Stellaria graminea*, *Succisa pratensis*, *Viola canina*). Graminoids, especially *Molinia* and *Deschampsia cespitosa* showed higher reproductive success in control. Lower dead and monocot phytomass were sampled in cut stands. Reproductive performance and phytomass of *Molinia coerulea* was negatively correlated with that of herbaceous species as well as with density of herbaceous species.

Our results suggest that annual cutting is an appropriate tool to restore species-richness of abandoned wet hay-making meadows and to maintain high reproductive performance of meadow species by decreasing phytomass and diminishing the reproductive success of *Molinia*.

Key-words: cutting, phytomass, *Junco-Molinion*, species richness, flowering success

Gyepmaradványok védelme és kezelése: a dél-kiskunsági semlyékek példája

Aradi Eszter¹, Margóczi Katalin² és Krnács György³

*Szegedi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék^{1,2}; Kiskunsági Nemzeti Park^{1,3}
SZTE Ökológiai Tanszék, 6701 Szeged, Pf. 51.²; KNPI, 6000 Kecskemét, Liszt F. u. 19.^{1,3}
e-mail: aradie@knp.hu¹, margoczi@bio.u-szeged.hu², krnacsgy@knp.hu³*

Összefoglaló: A Dél-Kiskunságban a táj mintázatára a fragmentáltság jellemző. A 19. század közepére a széles homokhátak nagy részét beszántották, erdősítették; a nedves buckaközi mélyedések, a semlyékek, azonban megőrizhették változatos vegetációjukat. Az utóbbi egy-két évtizedben a semlyékekhez kötődő, részben rájuk támaszkodó tanyarendszer kezd elveszíteni eredeti funkcióját, a hagyományos használat elmaradása pedig az élőhelyek megváltozását okozza. Az intézményes természetvédelem különböző jogi lehetőségeket teremt a semlyékek megőrzésére, de ezen lehetőségek hatékony kihasználását a pénzühiány mellett a fragmentáltság is rendkívüli módon megnehezíti. Legtöbb eredményt a hagyományos tanyasi kisgazdaságokat támogató mezőgazdasági politikától, és a természetvédelmi szempontokat is figyelembe vevő vízrendezéstől lehet várni; ezen kívül a területi védelem rendszerének fejlesztése is szükséges.

Kulcsszavak: semlyék, fragmentáltság, védelem, kezelés, tanyasi gazdálkodás

Bevezetés

Az intézményes természetvédelem sokkal hatékonyabban tud működni, ha nagy, összefüggő területek védelmét és kezelését kell megoldania. Az értékes természetközeli élőhelyek azonban gyakran kisebb-nagyobb szigetekként helyezkednek el az ember által használt és átalakított, szántóföldi művelés alatt álló területek közé ékelődve. Ilyenkor sokkal nehezebb az értékek feltárása, a védetté nyilvánítás, a tulajdoni viszonyok rendezése; a kezelések kivitelezése saját erőből pedig szinte lehetetlen.

A Dél-kiskunság utolsó természetes vegetációja erdőssztyepp: pusztai- és gyöngyvirágos tölgyesek váltakoztak homoki sztyepprétekekkel, szoloncsák szikésekkel és a vizenyős mélyedésekben elhelyezkedő üde gyepekkel, mocsarakkal (Zólyomi, 1967). Az I. Katonai Felmérés térképén (1783-84) kiterjedt gyepeket látunk a vizsgált területen, és kirajzolódnak a természetes okokból fragmentált elhelyezkedésű vizenyős mélyedések, a semlyékek, vagy sömlyékek. A II. Katonai Felmérés (1863-64) térképén a semlyékek közötti területek (korábbi sztyepprétek) nagyrészt szántók és szőlők. A mezőgazdasági hasznosításra túl nedves gyepekkel körülvett kisebb homokhátak azonban máig őrzik a felszántott sztyepprétek fajait (Margóczi 2001). Ezeket a részeket a korábbi használatnak megfelelően elsősorban kaszálták, legeltették.

A semlyékek vegetációjának feltárását Bodrogekőzy (1961) kezdte el, majd hosszú szünet után, csak az 1990-es években indult újra a terület botanikai kutatása (Csongor 1992; Gaskó 1995). Az SZTE Ökológiai Tanszékének oktatói és hallgatói 1995 óta számos botanikai felmérést végeztek a területen. 6 semlyékről készült cönológiai felvételekkel dokumen-

tált vegetációtérkép (Aradi 2004, Csete 1997, Hagyó 2001, Németh 2000, Papp 2000, Szi-tár 2002), 64 állományflóra felvételt dolgoztak fel (Margóczy 2001), valamint 5 lápréti, és 5 sztyeppréti állomány cönológiai és talajtani elemzését végezték el (Madarász 2000, Urbán 1999). A védett növények állományairól a Kiskunsági Nemzeti Park rendszeréhez kapcsolódó térinformatikai adatbázis készült (Krnács, szóbeli közlés). Amint a hivatkozásokból kiderül, az eredmények nagyrészt kézirat formájában vannak, mindössze két közlemény jelent meg nyomtatásban (Hagyó 2003; Margóczy *et al.* 1998).

Jelen publikáció célja a Dél-Kiskunsági semlyékek vegetációjának értékelése az eddigi vizsgálatok alapján, valamint annak vizsgálata, hogy milyen esélyei és feltételei vannak a természeti értékek fennmaradásának ezeken a fragmentált gyepterületeken, illetve, hogy ez a fragmentált mintázat milyen hatással van a kezelés és a védelem elméleti lehetőségeinek megvalósítására.

Módszerek

A Ruzsa, Bordány, Zákányszék, Kiskundorozsma, Domaszék, Mórahalom, és Ásotthalom települések határában elhelyezkedő semlyékekkel foglalkoztunk. A teljes vizsgált területnek (43 200 ha) ma 13.5 %-a (5850 ha) gyp (ide értve a mocsarakat, sásosokat is). 2004 és 2005 évben további területbejárásokat végeztünk, összegeztük a meglévő eredményeket, jellemeztük a semlyékek vegetációját. A jelenlegi földhasználók és helyi lakosok elbeszélései, irodalmi források, valamint több évi terepi megfigyelések alapján optimális kezelési javaslatokat fogalmaztunk meg. A Kiskunsági Nemzeti Park (KNP) térinformatikai adatbázisa alapján elemeztük a vizsgált területen meglévő természetvédelmi területi kijelöléseket (természeti területek, *ex lege* védett értékek, országosan védett természeti területek, Natura 2000 minősítésű, valamint az Érzékeny Természeti Területek rendszerébe bekerült területek). Jellemeztük a jelenlegi földhasználati gyakorlatot, a természetvédelmi kezelési lehetőségeket, a veszélyeztető tényezőket, és ezek alapján mérlegeltük a természeti értékek fennmaradásának esélyeit.

Eredmények

A semlyékek botanikai értékei

Az eddigi vizsgálatok összesen 61 védett növényfaj előfordulását tárták fel a semlyékeken. Ezt az értéket a Kiskunsági Nemzeti Park egybefüggő és nagyobb törzsterületei közül egyedül a Peszéradacsi Rétek adata (95 védett faj a KNP adatbázis alapján) múlja felül. A vizsgált területen előforduló vegetációtípusok rendkívül sokfélék: szoloncsák szikesek, nyílt homokpusztagyeppek, homoki sztyepprétek, mocsárrétek, kékperjés rétek, magassásosok; tehát majdnem minden, a KNP egyéb területein előforduló élőhely-típus képviselteti magát a dél-kiskunsági természeti területeken. Az említett élőhely-típusok a semlyékeken változatos társuláskomplexeket alkotnak.

1. táblázat. A cikk szerzői és munkatársaik által 1998 óta fellelt védett fajok előfordulási helyei. Csillaggal jeleztük a fokozottan védett, valamint a térségben ritka fajokat. A-Aradi E.; Kr-Krnács Gy.; M-Margóczy K., valamint: Ag-Agyagási A.; B-Bátori Z.; D-Deák B.; H-Hődör I.; L-Liebhaber Gáborné; P-Petákné Fazekas A.; V-Vajda Zoltán

Semlyék neve, településhatár	Fajnév	Megtaláló
Pipics-járás, Kelebia	<i>Colchicum arenarium*</i>	Kr, 2003, ined.
Csodarét, Ásotthalom	<i>Anacamptis timballi</i>	Kr-A, 2005, ined.
	<i>Koeleria javorkae*</i>	A, 2006, ined.
Rivói-semlyék, Áh.	<i>Iris spuria</i>	Kr-A-D, 2005, ined.
	<i>Gentiana pneumonanthe</i>	Kr, 2002, ined.
	<i>Koeleria javorkae*</i>	A, 2006, ined.
	<i>Ophrys sphegodes*</i>	A-D-Kr, 2005, ined.
Gácsér-dűlő, Mórahalom	<i>Orchis militaris</i>	Kr-A-D, 2005, ined.
	<i>Anacamptis coriophora</i>	A-Kr, 2005, ined.
	<i>Anacamptis pyramidalis</i>	A-Kr, 2005, ined.
	<i>Centaurea sadleriana</i>	Kr-A, 2005, ined.
	<i>Dianthus superbus</i>	Kr-A, 2005, ined.
	<i>Gladiolus palustris*</i>	Kr, 2004, ined.
	<i>Muscari botryoides</i>	A, 2006, ined.
É-Tanaszi semlyék, Mh.	<i>Ophrys sphegodes*</i>	Kr, 2005, ined.
	<i>Eleocharis uniglumis</i>	A-M, 2006, ined.
D-Tanaszi semlyék, Mh.	<i>Platanthera bifolia*</i>	A, 2006, ined.
	<i>Blackstonia acuminata</i>	A-Kr-M, 2005, ined.
Csipak-semlyék, Mh.	<i>Anacamptis coriophora</i>	A-Ag-M, 2005
	<i>Anacamptis elegans*</i>	A, 2005, ined.
	<i>Anacamptis palustris</i>	A-Ag-M, 2005
	<i>Anacamptis timballi</i>	A, 2005, ined.
	<i>Blackstonia acuminata</i>	A-B, 2005, ined.
	<i>Centaurea sadleriana</i>	A-Ag-M, 2005

	<i>Eleocharis uniglumis</i>	A, 2004
	<i>Iris variegata</i>	Ag, 2005, ined.
	<i>Schoenus nigricans</i>	A-Ag-H, 2005, ined.
	<i>Stipa borysthenica</i>	A-Ag-M, 2005
Lapos-járás, Ruzsa	<i>Iris humilis subsp. arenaria</i>	Kr, 2004, ined.
Hódi-szék, Zákányszék	<i>Blackstonia acuminata</i>	A, 2006, ined.
	<i>Parnassia palustris*</i>	A, 2005, ined.
Ördög-rét, Zsz.	<i>Cirsium brachycephalum</i>	A-L-P, 2006, ined.
	<i>Epipactis bugacensis*</i>	L-P-V-A, 2006, ined
	<i>Gladiolus palustris*</i>	L-P-A, 2006, ined.
Jancsár-szék, Domaszék	<i>Iris sibirica</i>	A-D, 2006, ined.
Móraalj, Dsz.	<i>Cirsium brachycephalum</i>	A-D, 2006, ined.
Hosszú-hát, Szeged-Kiskun- dorozsma	<i>Iris pumila*</i>	M, 2006, ined.
Rózsa-lapos, Szeged-Kiskun- dorozsma	<i>Plantago schwarzenbergiana*</i>	M-A, 2000, ined.

Az 1998-ban készült összegzés (Margóczy *et al.* 1998) 41 védett növényfaj előfordulását közölte. Azóta további 21 faj lelőhelyét regisztráltuk. A példányszám, vagy a faj ritkasága miatt fontosabbnak ítélt – az elmúlt 8 évben a szerzők és munkatársaik által fellelt – védett fajok előfordulási adatait az 1. táblázatban közöljük. (1. táblázat)

A gyephasználat története

A legelőpuszták helyén a 17. században, a kapásnövények elterjedésekor alakultak ki az első igazi tanyák, amelyek már nem csak éjszakai szálláshelyek voltak. A nagy szegedi árvíz (1879) után indult igazán fejlődésnek a tanyavilág, önálló gazdasági egységekké alakultak (Nagy & Krnács 2002). A tanya szó ekkor egy külön életformát jelentett, amelyben fontos szerepük volt a semlyékeknek, mint legelőknak és kaszálóknak. A gyepterületek fragmentált helyzete miatt a kaszálás és legeltetés térbeli és időbeli mintázata igen változatos volt. Ez a változatosság biztosította a változatos növényzet fennmaradását. Az 1970-es években a tanyavilág tovább erősödött, eladásra is termeltek, a legelő állatállomány nőtt. Az 1950-es, 1960-as években mezőgazdasági szempontú felmérések után tervek egész sorozata született a gyepek feltörésére, a gyeptávításra, a megfelelő fajösszetételű legelők kialakítására (Ballabás & Sos 1964), de – szerencsére – a megvalósításig nem jutottak el.

A rendszerváltás után a tanyai gazdaságok nehéz helyzetbe kerültek, sok épület magára hagytak (Nagy & Krnács 2002), a föld paragon maradt, elősegítve ezzel az inváziós növé-

nyek és a gyomok terjedését. A legelő állatállomány szinte teljesen eltűnt. A kaszálás, legeltetés elmaradása a semlyékek vegetációjának megváltozását okozza (nádasodás, elfüvesedés, cserjésedés). Megjegyezzük azonban, hogy ezeket a megfigyelt jelenségeket eddig még nem sikerült konkrét felmérésekkel és monitorozással bizonyítani.

A természetvédelmi kezelés megvalósításának problémái

A vizsgált területen megtalálható 121 semlyék számos vegetációtípusában mindegyik foltra egyedileg kidolgozni és kivitelezni a megfelelő természetvédelmi kezelést lehetetlen feladat. Az egy vegetációtípuson belül előforduló fajok igényei is eltérőek, és az állományok általában olyan kis kiterjedésűek, hogy nincs lehetőség egy élőhelytípuson belül különböző időpontban kaszálni. A hagyományos használat igen változatos volt, tehát a cél egy hasonló kezelési rezsim alkalmazása lenne. A korábbi tájhasználatnak leginkább megfelelő kezelési módot az jelenthetné, ha a vetésforgó mintájára ún. „kaszálásforgót” alkalmaznánk, minden évben eltérő időpontban végeznénk a kaszálást, más és más faj igényeit figyelembe véve. A semlyékek fragmentált helyzete miatt igen kétséges a propagulumok terjedése, a társulások, illetve az egyes fajok regenerációjának, visszatelepülésének lehetősége.

A fragmentáltság, mint azt a 2. táblázat is mutatja, igen erőteljes: megvizsgáltuk a gyepfoltok területét, kerületét, valamint a kettő arányát; referenciaterületként a 2 nagy tömbből álló Bócsa-Bugac törzsterületet (KNP) használtuk. Feltűnő, hogy a kétszer akkora kiterjedésű bócsa-bugaci egység kerülete mindössze 16%-a a dél-kiskunsági gyepfoltokénak. (2.táblázat)

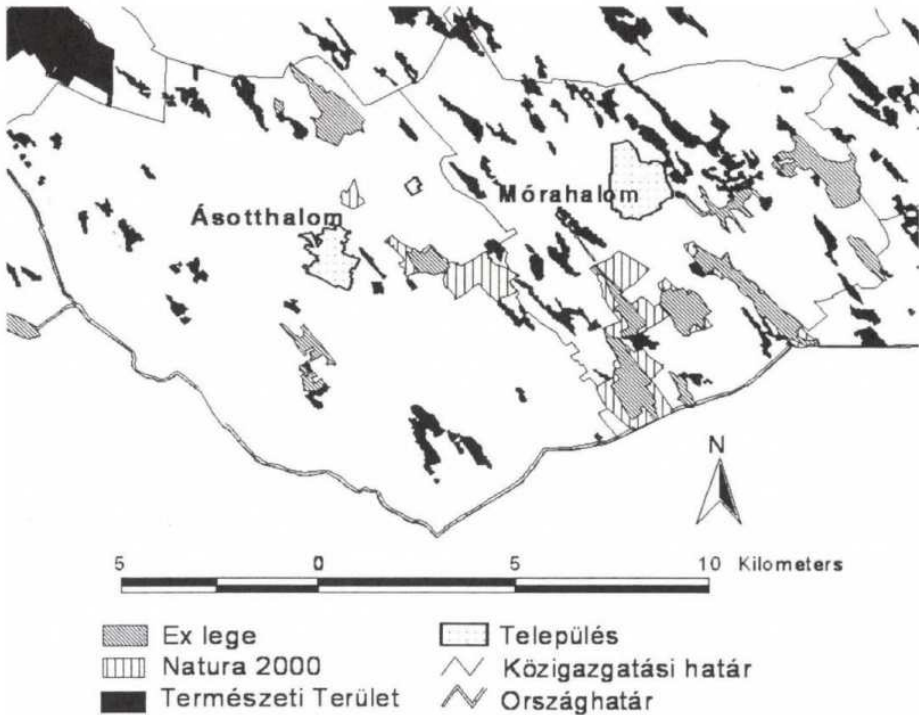
További problémát jelent, hogy a Homokhátságon az elmúlt néhány évtizedben átlagosan 1-3, néhol 10 méterrel csökkent a talajvízszint (Csatári 2004), és ennek a süllyedésnek az okáról eltérőek a vélemények (Rakonczai & Kovács 2004; Glatz 2004). Minden bizonytalanságot játszott benne a csatornahálózat kiépítése, a korszerűtlen öntözési rendszer, a megnövekedett vízkivétel, és az aszályos időjárás. E vízszintsüllyedés következtében változások indultak meg a semlyékeken: a lép- és mocsárrétek egy része szikesedni, illetve sztyeppesedni kezdett, a szikesek egy részénél pedig sótlanodási folyamat indult meg. Mivel azonban a semlyékeken belül szinte mindenütt jelen vannak a szárazabb körülményekhez alkalmazkodott természetes vegetációtípusok, ezért a vegetációkomplex rezilienciája feltételezhető. A folyamat tudományos igényű dokumentálása szükséges lenne.

2. táblázat. Terület/kerület aránya a Dél-Kiskunságban, illetve egy Kiskunsági Nemzeti Parki törzsterületen.

	Dél-Kiskunság	Bócsa-Bugac
gyepfoltok területe (ha)	5.850	11.633
gyepfoltok kerülete (m)	600.495	96.152
terület/kerület arány (m ² /m)	97,38	1209,86

A területek védettségi státusza

A Kiskunsági Nemzeti Park nyilvántartása szerint valamennyi semlyék „Természeti Terület” kijelölést kapott, de ez a kategória még nem lett kihirdetve, így egyelőre védettséget sem biztosít. Országos védelem alatt csak az Ásotthalmi Láprét Természetvédelmi Terület áll (96,4ha). Az értékes gyepfoltok alig 15%-a (mindössze 19 semlyék) élvez *ex lege* védettséget, mint láp, vagy szikes tó; a területarányt figyelembe véve ez a szám valamivel kedvezőbb: az 5850ha gyepterület 37%-a, vagyis 2205ha. A Natura 2000 hálózatba jelölt területek igen kis kiterjedésűek: 1050ha, Ásotthalom és Mórahalom térségében (1. ábra). Számos értékes gyeptermészet nem élvez semmilyen védelmet, illetve a védett fajok élőhelyeinek közel fele olyan területeken található, amelyek nem állnak semmilyen védelem alatt. Az „Érzékeny Természeti Terület”-ek rendszerébe a vizsgált települések közül csak Ásotthalom településhatára került bele. (1.ábra.)



1.ábra. A területek védettségi státusza Ásotthalom és Mórahalom térségében.

Értékelés

Ha a vizsgált semlyékek egyetlen, összefüggő területet alkotnának, akkor a Kiskunsági Nemzeti Park botanikai szempontból második legértékesebb területét adnák. Természetes okokból fragmentált elhelyezkedésük elősegítette fennmaradásukat, mivel nem voltak alkalmasak nagytáblás művelésre. A hagyományos tanyai gazdálkodás változatos gyephasználati mintázata biztosította fajkészletük megőrzését. Napjainkban a tanyasi gazdálkodás visszaszorulása, és a talajvízszint süllyedése veszélyezteti az értékek fennmaradását. A fragmentált elhelyezkedés megnehezíti feltárásukat, megismerésüket; az intézményes természetvédelem működését pedig szinte lehetetlenné teszi. A tulajdoni szerkezet szétaprózott, a területi védettségi kijelölések az értékes területeket nem fedik kellően. Nincs remény arra, hogy természetvédelmi szakemberek gondosan elkészített, részletes kezelési tervek alapján maguk kivitelezzék a szükséges kezeléseket.

A hagyományos tanyasi kisgazdaságokat támogató mezőgazdasági politika (agrárkörnyezetvédelmi támogatások megszerzésének lehetősége), és a természetvédelmi szempontokat is figyelembe vevő vízügyi rendezés elengedhetetlen feltétele a természeti értékek megőrzésének. A tervezett Körös-Éri Tájvédelmi Körzet megalakulása elősegítené a természetvédelmi szempontok hatékony érvényesítését mindkét területen.

*

Köszönetnyilvánítás – A kutatást az OTKA T/042877 pályázata támogatta. Köszönetünket fejezzük ki Vajda Zoltánnak az *Epipactis bugacensis* meghatározásáért, illetve a határozás megerősítéséért Sipos Ferencnek a *Koeleria javorkae*- és Gulyás Gergelynek az *Anacamptis elegans* esetében. Hálásak vagyunk továbbá Agyagási Anettnek, Deák Balázsnak, és Bátor Zoltánnak, segítségükért.

Irodalomjegyzék

- Aradi, E. (2004): *Csipak-semlyék aktuális vegetációja*. – Diplomamunka, Szeged
- Aradi, E., Agyagási, A. & Margóczy, K. (2005): *Egy dél-kiskunsági semlyék cönológiai, florisztikai felmérése*. In: A környezettudomány elmélete és gyakorlata tudományos konferencia konferenciakötete (in press), Szeged
- Ballabás, S. & Sos, B. (szerk.) (1964): *Csongrád megye rét és legelőgazdálkodása*; Szeged
- Bodrogekőzy, Gy. (1961): *Termőhelyökológiai vizsgálatok a Dél-Kiskunság növénytakaróján*. Doktori értekezés (kézirat)
- Csatári, B. (2004): *Indulatos írás a Duna-Tisza közti Homokhátság ügyéről*. In: Csatári, B., Glatz, F. & Kovács, A. D. (szerk.): *Homokhátság 2004*. Kecskemét
- Csete S. (1997): *Az Ásotthalmi Láprét Természetvédelmi Terület botanikai leírása és növénytársulás-transzformációinak vizsgálata klasszikus cönológiai módszerekkel*. – Diplomamunka, Szeged
- Csongor, Gy. (1992): *Növényvilág*. In: Juhász A. (szerk.) (1992): *Mórahalom. A település földje és népe*. Mórahalom Város Önkormányzata. Szeged.

- Gaskó, B. (1995): *Természetes és természetközeli élőhelyek védelme Csongrád megyében*. Kézirat.
- Glatz, F. (2004): *Szembesítés, lehetőségek, teendők*. In: Csatári, B., Glatz, F. & Kovács, A. D. (szerk.): *Homokhátság 2004*. Kecskemét
- Hagyó, A. (2001): *A zákányszéki-semlyék vegetációja*. – Diplomamunka, Szeged
- Hagyó, A. (2003): The vegetation of the marsh meadow of Zákányszék. – *Tiscia*, **34**: 3–13.
- Madarász, B. (2000): *Dél-kiskunsági kiszáradó láprét-foltok talaj- és társulástani összehasonlító vizsgálata* – Diplomamunka, Szeged
- Margóczy, K., Urbán, M. & Szabados, B. (1998): „Csodarétek” a Dél-Kiskunságban. – *Kitaibelia* III. **2**: 275–278.
- Margóczy, K. (2001): *A vegetációtan természetvédelmi alkalmazása*, PhD Értekezés. SZTE, Ökológiai Tanszék, Szeged
- Nagy, B. & Krnács, Gy. (2002): *A tanyarendszer kialakulása Szeged határában*. Kézirat
- Németh, A. (2000): *Az Ásotthalmi Láprét Természetvédelmi Terület bővítésének botanikai vizsgálata* – Diplomamunka, Szeged
- Papp, B. (2000): *Halászköves és környékének növényzete* – Diplomamunka, Szeged
- Rakonczai, J. & Kovács, F. (2004): *Evaluating the process of aridification on the example of the Danube-Tisza interstice*. – In: A Kárpát-medence környezeti kihívásai. Pécs. p. 10.
- Szítár, K. (2002): *Az északi Tanaszi-semlyék aktuális vegetációja* – Diplomamunka, Szeged
- Urbán, M. (1999): *Sztyeppréti maradványok vegetációja a Dél-Kiskunságban* – Diplomamunka, Szeged
- Zólyomi, B. (1967): *Rekonstruált növénytakaró 1: 1.500.000*. Magyarország Nemzeti Atlasa p. 21, 31.

Conservation and management of fragmented grasslands in South Kiskunság

Eszter Aradi¹, Katalin Margóczy², György Krnács³

SZTE, Department of Ecology^{1,2}; Kiskunság National Park³

Abstract: The landscape in the South Kiskunság is strongly fragmented. The grasslands on the upper part of the large sand-dunes were converted into arable land or vineyards by the middle of the 19th century. The wet meadows in the large dune-slacks, called „semlyék”, were left for grazing and mowing, so they could preserve their original, rich vegetation. The traditional grange-system provided a diverse mowing and grazing pattern, but it has nearly collapsed in the last decades. The lack of the usage could generate several changes on the vegetation. The official nature conservation has serious difficulties in this fragmented landscape. An appropriate rural policy, supporting the traditional grange-system, some changes on hydrological system, and the improvement of nature protected area pattern could serve to preserve the natural values together.

Key-words: dune-slacks, fragmentation, conservation, usage, grange-farming

Legeltetés hatása talajlakó pókokra a Hortobágyon

Szalkovszki Ottó¹*, Horváth Roland², Szinetár Csaba³, Tóthmérész Béla¹

¹Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék

4010 Debrecen Pf. 71., fax: 06-52-431-148, e-mail: szalkovszkio@gmail.com, tel.: 06-52-518-600/62343

²Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék

4010 Debrecen, Pf. 3.

³Berzsenyi Dániel Főiskola, Állattani Tanszék

9701 Szombathely, Pf. 170.

Összefoglaló: A legelés talajlakó pókegyüttesekre gyakorolt hatását vizsgáltuk a Hortobágy két eltérő mértékben legeltetett területének (Angyalháza és Pentezug) négy különböző növényállományában (sziki rét, szikes puszta, padkás szikes, és gyomosodó, degradált élőhely). Valamennyi növényzeti foltban nyolc csapda üzemelt, amelyeket 2004. áprilistól októberig háromhetenként ürítettünk. A két területről összesen 82 faj 4363 egyede került elő. A pókok között több ritka előfordulású fajt sikerült kimutatni (*Gnaphosa rufula*, *Micaria rossica*, *Titanoeca veteranica*). Az adatok sokváltozós analízise azt mutatta, hogy a kezelés kismértékű kimutatható hatással van a pókegyüttesekre. Az IndVal elemzés szerint mindkét területnek vannak jellemző, szignifikáns karakter fajok, ugyanakkor a fajok nagy része nem érzékeny a zavarásra, mivel mindkét területen nagy egyedszámban fordultak elő. Eredményeink azt mutatják, hogy az eltérő intenzitású legeltetés esetén az azonos élőhelytípusok talajlakó pókfaunája különbségeket mutat. Ugyanakkor a legelés jelentős mértékben nem károsítja a talajlakó pókegyütteseket.

Kulcsszavak: *Gnaphosidae*, talajcsapda, szikes-puszta, zavarás

Bevezetés

A Hortobágy területéről származó korábbi szórványos pókfaunisztikai adatokat, valamint az 1970-es években végzett tervszerű faunakutatási program taxonómiai és faunisztikai eredményeit Loksa (1981) közölte összefoglaló munkájában. Az ezt követő több mint 20 évben gyakorlatilag nem történtek a Hortobágy területén rendszeres vizsgálatok. Munkánkban a legeltetés talajlakó pókegyüttesekre gyakorolt hatását vizsgáltuk. A különböző intenzitással történő legeltetés és annak felhagyása több kutató vizsgálati eredményei alapján értékelhető hatással van a pókközösségek szerkezetére és faji összetételére (Churchill & Ludwig 2004, Dennis *et al.* 2001, Harris *et al.* 2003). Munkánk során a következő kérdésekre kerestünk válaszokat: (1) milyen fajok fordulnak elő a vizsgált területeken, (2) van-e különbség az intenzíven, illetve az extenzíven legeltetett gyepek talajlakó pókfaunája között?

Módszerek

Az egyik mintaterület Angyalháza volt, ahol intenzív juh legeltetés folyik. Pentezugban a 2400 ha területen mindösszesen 80–100 darab Przewalski-lovat és Heck-marhát találunk, amelyek szétszóródnak a területen és ebben a tekintetben a legeltető gazdálkodás

extenzívnek tekinthető. Az egyes élőhelytípusokat az Á-NÉR kategóriák szerint kategorizáltuk (Fekete *et al.* 1997), melyek elkülönítéséhez a 2003-as vegetációtérképet, valamint műholdfelvételeket és légifotókat használtunk. A mintavétel olyan élőhelytípusokban történt, melyek mindkét területen előfordultak, és azokat jól jellemzik. Ezek a következők voltak: sziki rét, szikes puszta, padkás szikes, és gyomosodó, degradált élőhelyek. Mindkét területen a növényzeti foltokban nyolc talajcsapda üzemelt, melyek egymástól legalább tíz méterre random módon helyezkedtek el. A csapdákat 2004. április közepétől október közepéig háromhetenként ürítettük. A gyűjtéshez a talajcsapdázásoknál tradicionálisan alkalmazott Barber-csapdákat használtuk (Southwood 1984). Az élő- és konzerválófolyadék 50%-os etilén-glikol volt. A gyűjtött fajokat 70%-os etil-alkoholban tároltuk. A pókokat faji, illetve ahol ez ivarérett példányok hiányában nem volt lehetséges, ott csak nem, vagy család szintig határoztuk meg. A határozáshoz Heimer & Nentwig (1991), Loksa (1969, 1972), Nentwig *et al.* (2003), valamint Roberts (1995) műveit használtuk. A fajok elnevezésénél Platnick (2005) munkáját követtük.

A sokváltozós elemzések során a fajösszetételbeli hasonlóságot a Bray-Curtis-féle különbözőséggel jellemeztük és nem-metrikus sokdimenziós skálázást (MDS) (Legendre & Legendre 1998) alkalmaztunk. Az adatok feldolgozásához a NuCoSA 1.0 programcsomagot (Tóthmérész 1993) használtuk.

A különböző mértékben legeltetett területekre jellemző karakterfajok és fajgyűttesek vizsgálatára egy kvantitatív karakterfaj azonosítási eljárást (IndVal) használtunk (Dufrêne & Legendre 1997). A módszer karakterfajokként értelmezi azokat a fajokat, amelyek leginkább jellemzőek egy területre. A módszer által kimutatott karakterfajok egyedei tehát döntően egy adott állományban, vagy az ezekből származó minták nagy részében megtalálhatóak. Az egyes fajokra jellemző indikátorértékek statisztikai szignifikanciájának becslése permutációs teszttel végezhető (Dufrêne & Legendre 1997).

Eredmények és értékelésük

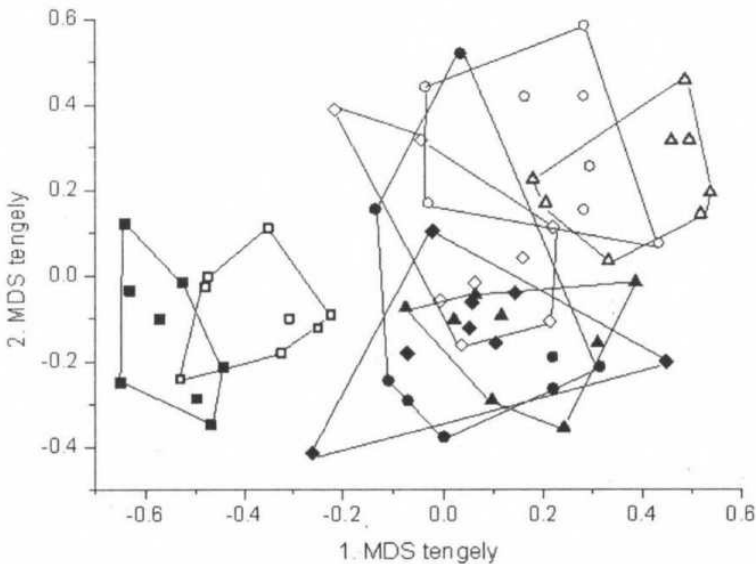
Az egy éves vizsgálatsorozat alatt a két területről 82 faj, 23 nem, 1 alcsalád és 8 család szintig meghatározható pók 4363 egyede került elő (Pentezug: 67 faj, 18 nem, 1 alcsalád, 8 család 2456 egyed; Angyalháza: 63 faj, 18 nem, 1 alcsalád, 8 család 1907 egyed). A pókok között több ritka előfordulású fajt sikerült kimutatni (pl. *Gnaphosa rufula* (L. Koch, 1866), *Micaria rossica* Thorell, 1875, *Titanoeca veteranica* Herman, 1879, stb.). A *Gnaphosa rufula* 1998-ban került elő hazánk területéről (Dudás *et al.* 2001). Ez a faj a szikesek egyik tipikus faja, amely leggyakrabban a *Micaria rossica*-val azonos élőhelyeken él (Szita *et al.* 2006).

A fajok nagy része a farkaspókok (*Lycosidae*) és a kövipókok (*Gnaphosidae*) családjaiba tartozott. Az említett családok képviselői tipikus talajlakó szervezetek. Valamennyi területen nagy számban fordult elő a pusztai farkaspók [*Pardosa agrestis* (Westring, 1861)], mely tipikus agrobiont faj (Samu & Szinetár 2002). Közép-Európában ma elsődlegesen az egy-éves szántóföldi kultúrák jelentik a pusztai farkaspók fő élőhelyét. Ezekben az agrárbiotópokban magasabb relatív gyakoriságot ér el a talajlakó pókegyüttesekben, mint azokon a

természetes és természetközeli élőhelyeken, melyek a faj eredeti élőhelyének tekinthetők (szikes tavaink természetes szezonális perturbációknak kitett, gyér vegetációjú peremterületei). A faj a változó terhelésű kezelt gyepekben is elterjedt, ezt támasztják alá a mi eredményeink is. A viszonylag nagytestű *Hogna radiata* (Latreille, 1817) szintén gyakori volt mindkét vizsgálati területen.

Az ordinációs elemzések alapján megállapíthatjuk, hogy mindkét sziki rét pókegyüttese jól elkülönült a többi növénytakasulástól. Az azonos növényzetű élőhelyek pókegyüttesei is eltértek a terület legeltetésétől függően (1. ábra).

Az IndVal módszerrel történt elemzés során négy szignifikáns karakterfajt találtunk Pentezug esetén, és hármat Angyalházán (1. táblázat). A vizsgálat alapján karakterfajnak bizonyult pókok egy részénél valószínűsíthető, hogy az intenzív, illetve extenzív legeltetés eltérő mértékű bolygatási hatásoként értékelhető a kapott eredmény. Az extenzív legelőként hasznosított Pentezug lelőhely négy karakter faja közül három tipikus bolygatás-toleráns agrobiont faj [*Trachyzelotes pedestris* (C. L. Koch, 1837), *Pachygnatha degeeri* Sundevall, 1830, *Alopecosa pulverulenta* (Clerck, 1757)], csupán a *Haplodrassus signifer* (C. L. Koch, 1839) tekinthető természetes és csupán mérsékelten bolygatott élőhelyek pókjának. Az intenzíven legeltetett angyalházi terület karakter fajai közül kettő szintén tipikus bolygatás-



1. ábra. Az egyes területek ordinációs (MDS) elemzésével kapott eredmények Bray-Curtis távolságfüggvénnyel. Az azonos színű ponthalmazok a két terület azonos élőhelyeit jelölik (◆: elgyomosított terület, ●: szikes puszta, ■: sziki rét, ▲: padkás szikes). A telt szimbólumok Pentezugot, az üresek pedig Angyalházát takarják.

1. táblázat. A gyűjtött fajok indikátor értékei az egyes csoportokban (a táblázat csak a tíznél nagyobb példányszámban előkerült fajokat tartalmazza). (A mintaterületek oszlopai-ban az első szám az előkerült példányszámot, a második pedig azt a csapdászámot jelenti amennyiből az adott faj előkerült. Az IndVal oszlop az adott faj maximális indikátor értékét mutatja. ns: nem szignifikáns; * $p < 0.05$).

Pentezug	IndVal		Pentezug	Angyalháza
<i>Haplodrassus signifer</i>	39.58	*	38/17	13/7
<i>Trachyzelotes pedestris</i>	36.76	*	25/16	9/7
<i>Pachygnatha degeeri</i>	20.42	*	14/7	1/1
<i>Alopecosa pulverulenta</i>	18.75	*	13/6	0/0
<i>Drassyllus lutetianus</i>	14.42	ns	10/6	3/3
Mindkét terület				
<i>Pardosa agrestis</i>	96.88	ns	416/31	328/31
<i>Trachosa ruricola</i>	85.94	ns	165/31	114/24
<i>Hogna radiata</i>	84.38	ns	236/28	81/26
<i>Titanoeca veteranica</i>	76.56	ns	139/22	91/27
<i>Gnaphosa rufula</i>	73.44	ns	67/19	201/28
<i>Zelotes longipes</i>	60.94	ns	69/18	34/21
<i>Gnaphosa lucifuga</i>	56.25	ns	43/19	41/17
<i>Zelotes mundus</i>	53.13	ns	113/15	95/19
<i>Drassyllus praeficus</i>	51.56	ns	38/19	25/14
<i>Drassyllus pumilus</i>	43.75	ns	24/14	29/14
<i>Drassyllus pusillus</i>	32.81	ns	64/10	11/11
<i>Pardosa prativaga</i>	32.81	ns	55/12	24/9
<i>Micaria rossica</i>	31.25	ns	13/9	17/11
<i>Zelotes latreillei</i>	31.25	ns	57/10	42/10
<i>Zelotes gracilis</i>	29.69	ns	26/12	11/7
<i>Xysticus kochi</i>	28.13	ns	12/9	21/9
<i>Haplodrassus minor</i>	25.00	ns	11/9	14/7
<i>Ozyptila simplex</i>	25.00	ns	24/8	43/8
<i>Steatoda albomaculata</i>	25.00	ns	10/8	11/8
<i>Robertus arundineti</i>	23.44	ns	10/8	8/7
<i>Pardosa paludicola</i>	12.50	ns	10/5	4/3
Angyalháza				
<i>Lycosa singoriensis</i>	31.92	*	1/1	13/11
<i>Haplodrassus dalmatensis</i>	31.45	*	7/6	24/13
<i>Meioneta rurestris</i>	20.00	*	3/2	12/8

toleráns, agrobiont faj [*Haplodrassus dalmatensis* (L. Koch, 1866), *Meioneta rurestris* (C. L. Koch, 1836)]. A szongáriai cselőpóknak [*Lycosa singoriensis* (Laxmann, 1770)] az intenzív legeltetett területen való tipikus előfordulása kapcsolatban állhat az erőteljes taposás következtében kialakuló gyér növényzettel, bár a faj tárnázó életmódjának nem kedvez a túlzottan intenzív mechanikai bolygatás. A tárnáit elsősorban a védett szikpadkákon építi. A talajcsapdával fogott példányai elsősorban a párkeresési időszakban megnövekedett mozgási aktivitásnak és mozgási körzetnek köszönhetőek. A tíznél nagyobb példányszámban fogott pókfajok többsége, 21 faj (1. táblázat) mindkét területen előfordult. Ezekről megállapítható, hogy elsősorban alföldi füves élőhelyek széles toleranciájú talajlakó fajai. Köztük több tipikusan száraz szikes gyepeket preferáló fajjal [*Gnaphosa rufula*, *Micaria rossica*, *Zelotes mundus* (Kulczynski, 1897)].

Eredményeink azt mutatják, hogy eltérő intenzitású legeltetés esetén azonos élőhelytípusok talajlakó pókfauája különbségeket mutat. Ugyanakkor a legelés nem károsítja a talajlakó pókegyütteseket jelentős mértékben. A karakterfaj analízis (IndVal) azt mutatta, hogy a fajok nagy része nem érzékeny a zavarásra, mivel mindkét területen nagy egyedszámban fordultak elő.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tarozunk Végvári Zsoltnek, aki biztosította a kutatáshoz szükséges anyagi hátteret. Hálásak vagyunk Kerekes Violának a terepi gyűjtésekben nyújtott segítségével. Köszönet még a Magyar Tudományos Akadémia Bólyai Ösztöndíjának, amely Szinetár Csaba kutatását támogatta.

Irodalomjegyzék

- Churchill, T. B. & Ludwig, J. A. (2004): Changes in spider assemblages along grassland savanna grazing gradients in northern Australia. – *Rangeland J.*, **26**: 3–16.
- Dennis, P., Young, M. R. & Bentley, C. (2001): The effects of varied grazing management on epigeal spiders, harvestmen and pseudoscorpions of *Nardus stricta* grassland in upland Scotland. – *Agr. Ecosyst. Environ.*, **86**: 39–57.
- Dudás, Gy., Kálmán, D. & Varga, J. (2001): Adatok Dél-Heves pókfauájához. – *Folia Hist.-nat. Mus. Matr.*, **25**: 69–78.
- Dufrêne, M. & Legendre, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. – *Ecol. Monogr.*, **67**: 345–366.
- Fekete, G., Molnár, Zs. & Horváth, F. (szerk.) (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer.* – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 374 pp.
- Harris, R., York, A. & Beattie, A. J. (2003): Impacts of grazing and burning on spider assemblages in dry eucalypt forests of north-eastern New South Wales, Australia. – *Austral Ecol.*, **28**: 526–538.
- Heimer, S. & Nentwig, W. (szerk.) (1991): *Spinnen Mitteleuropas.* – Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg, 374 pp.

- Legendre, P. & Legendre, E. (szerk.) (1998): *Numerical Ecology*. – Elsevier Science, Amsterdam, 863 pp.
- Loksa, I. (szerk.) (1969): *Pókok I. – Araneae I. – Fauna Hungariae 97*, Akadémiai Kiadó, Budapest, 133 pp.
- Loksa, I. (szerk.) (1972): *Pókok II. – Araneae II. – Fauna Hungariae 109*, Akadémiai Kiadó, Budapest, 112 pp.
- Loksa, I. (1981): The Spider Fauna of the Hortobágy National Park (Araneae). – In: Mahunka, S. (szerk.): *The Fauna of the Hortobágy National Park*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 321–339.
- Nentwig, W., Hänggi, A., Kropf, C. & Blick, T. (szerk.) (2003): *Spinnen Mitteleuropas/ Central European Spiders*. An internet identification key. – <http://www.araneae.unibe.ch>. Version of 8.12.2003.
- Platnick, N. I. (szerk.) (2005): *The world spider catalog, version 6.0*. – American Museum of Natural History, online at <http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.html>
- Roberts, M. J. (szerk.) (1995): *Spiders of Britain and Northern Europe*. – Harper Collins Publishers, London, 383 pp.
- Samu, F. & Szinetár, Cs. (2002): On the nature of agrobiont spiders. – *J. Arachnol.*, **30**: 389–402.
- Southwood, T. R. E. (szerk.) (1984): *Ökológiai módszerek-különös tekintettel a rovarpopulációk tanulmányozására*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 314 pp.
- Szita, É., Samu, F., Szinetár, Cs., Dudás, Gy., Botos, E., Horváth, R. & Szalkovszki, O. (2006): Notes on the occurrence of *Gnaphosa rufula* and *Gnaphosa mongolica* (Araneae: Gnaphosidae) in Hungary. – *Acta Zool. Bulg.* (in press).
- Tóthmérész, B. (1993): NuCoSA 1.0: Number Cruncher for Community Studies and other Ecological Applications. – *Abstr. Bot.*, **17**: 283–287.

The effect of grazing on the spider assemblages at the Hortobágy National Park in Hungary

Ottó Szalkovszki¹, Roland Horváth², Csaba Szinetár³, Béla Tóthmérész¹

¹ University of Debrecen, Department of Ecology
H-4010 Debrecen, POBox 71., Hungary

² University of Debrecen, Department of Evolutionary Zoology and Human Biology
H-4010 Debrecen, POBox 3., Hungary

³ Berzsenyi College, Department of Zoology
H-9701 Szombathely, POBox 170., Hungary

The effect of grazing on the assemblages of ground-dwelling spiders were studied by pitfall traps at the Hortobágy National Park. There were two research sites, characterized by different grazing regimes: (1) Angyalháza was intensively grazed by sheep, while (2) Pentezug was grazed by horses and native cattles. There were four vegetation types in both areas (salt meadow, salt steppe, salt steppe with open soil surface, and degraded salt steppe). Traps were emptied from April until October during 2004 every three weeks. There were eight traps in each vegetation type. During the study we trapped 82 spider species and 4363 individuals. The following rare species were identified (*Gnaphosa rufula*, *Micaria rossica*, *Titanoeca veteranica*). The ordination of the spider assemblages revealed that the spider assemblage was different at the intensively grazed site. The indicator species analysis (IndVal) revealed that there are significant character species for both sites although most of the species are not sensitive to disturbance because they occurred in large number at both sites. Our results show that the ground-dwelling spider assemblages of similar habitat types can vary as a result of different levels of grazing intensity. The results also suggest that grazing does not substantially harm ground-dwelling spider assemblages.

Key-words: *Gnaphosidae*, pitfall trap, salt steppe, disturbance

Ormánsági higrofil és mezofil gyepek Orthoptera-együttesesei

Kisfali Máté¹ és Nagy Antal²

¹DE-TTK Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék,
4010 Debrecen Pf. 3., fax: 06-52-512-941, e-mail: mkisfali@gmail.com
²MTA-DE-TTK Evolúciógenetikai és Konzervációbiológiai Kutatócsoport,
DE-MTK Növényvédelmi Tanszék, 4032 Debrecen, Böszörményi út 138.

Felelős szerző: Kisfali Máté Debreceni Egyetem, Természettudományi Kar, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék, 4010 Debrecen Pf. 3., fax: 06-52-512-941, e-mail: mkisfali@gmail.com

Összefoglaló: Az Ormánság eddig jórészt kutatatlan Orthoptera faunáját 2004-ben és 2005-ben vizsgáltuk. A Dráva-mentére leginkább jellemző, eltérő intenzitással művelt nedves és mezofil kaszálókon valamint legelőkön kilenc mintaterületet jelöltünk ki. A vizsgált területeket a kvantitatív mintákból előkerült 22 faj 2098 egyedének gyakorisági eloszlása alapján jellemeztük. A chortobiont (gyeplakó) fajok túlsúlyával jellemezhető, többnyire szibériai faunaelemekből felépülő együtteseket a területhasználat módja és intenzitása alapján négy csoportba soroltuk. A területhasználat intenzitása az egyes típusok fajgazdagságát jelentős mértékben befolyásolta. Az egyenesszárnyúak számára legkedvezőbbnek az élőhelyek szerkezetének viszonylagos állandóságát biztosító, rendszeres, évenként egy alkalommal végzett kaszálás bizonyult.

Kulcsszavak: egyenesszárnyú-fauna, Dél-Baranya, területhasználat, kaszálás, legeltetés

Bevezetés

Az Ormánság hazánk orthopterológiai szempontból szinte teljesen kutatatlan tája. Területén az intenzív mezőgazdasági művelés hatására a természetközeli élőhelyek jelentős mértékben fragmentáltak, kiterjedésük folyamatosan csökken. A fauna vizsgálatát nem csak a hiányzó adatok, hanem a gyepek veszélyeztetett természeti állapota is aktuális teszi. Vizsgálati eredményeink az alapállapot meghatározása és a természetvédelmi kezelések tervezése során egyaránt felhasználhatók.

Anyag és módszer

A mintavételeket 2004-ben és 2005-ben kilenc mintaterületen végeztük, melyek a Dráva Drávaszabolcs és Sellye közti szakaszához kapcsolódnak. A terület felszíni vizekben gazdag, alacsony tengerszint feletti magasságú (90–130 m). A vizsgált gyepek különböző intenzitással használt nedves és mezofil kaszálók és legelők voltak (1. táblázat).

1. táblázat. Az Ormánságban 2004-2005-ben vizsgált orthopterológiai mintavételi területek jellemzése.

Élőhely típus	KÓD	Kezelés módja	Kezelés intenzitása	Gyeptípus	Tszf. mag.	GPS
I	KSZM	kaszálás	rendszer-telen	mezofil	120 m	45°49.740 N; 18°02.298 E
	KOEL	legeltetés	rendszer-telen	mezofil	122 m	45°50.520 N; 18°03.864 E
II	ZALE	legeltetés	intenzív	higrofil	101 m	45°48.295 N; 17°53.202 E
III	ZARE	legeltetés	rendszer-telen	higrofil	102 m	45°48.355 N; 17°53.665 E
	HIRICS	kaszálás	rendszer-telen	higrofil	104 m	45°49.590 N; 17°59.825 E
IV	DDNP1	kaszálás	rendszeres	higrofil	102 m	45°47.410 N; 18°11.716 E
	DDNP2				99 m	45°47.400 N; 18°11.518 E
	DDNP3				99 m	45°47.174 N; 18°10.033 E
	DDNP4				100 m	45°47.286 N; 18°09.717 E

A mintavételezés egyeléssel kiegészített fűhálózással történt (Nagy et al. – in press). A gyűjtésekre évi két alkalommal került sor (július első hete, augusztus utolsó hete). A mintavételeket egységenként egy-egy 25×25 m-es kvadrátban végeztük, 300 hálósapással, szabálytalan vonal mentén haladva. Mintavételenként egységesen 15 percet fordítottunk egyelésre. A hálót a befogott egyedek védelme érdekében 50 csapás után ürítettük. A befogott egyedek határozását Harz (1957, 1969, 1975) és Nagy (1969) munkái alapján végeztük. A nevezéktan tekintetében Nagy (2003), az életforma- és faunatípusok tekintetében Rácz (1998) munkáját vettük alapul.

A minták statisztikai összevetését a kis mintaszám nem tette lehetővé, így az együttes típusokat a fajszámmal, a fauna- és életformatípusok megoszlásával és a fajkészlettel jellemeztük. Meghatároztuk a terület általános fajait és az együttesek elkülönítését lehetővé tevő differenciális fajokat.

Eredmények és értékelésük

A 2004-ben és 2005-ben végzett kvantitatív mintavételezések során a vizsgált kilenc Dráva-menti területen 22 egyenesszárnyú (Orthoptera) faj (8 Ensifera, 14 Caelifera) 2098 egyede került elő. Mintavételen kívüli egyeléssel Zalátán (ZARE) a *Tetrix subulata*, a Dráva-parti gyepekben (DDNP2) pedig a *Gryllus campestris* jelenlétét sikerült kimutatni, így összesen 24 egyenesszárnyú faj elterjedésére vonatkozóan kaptunk adatokat (3. táblázat). A befogott fajok egyike sem védett (KÖM 2001). A hazai faunában ritka *Odontopodisma decipiens* Drávaszabolcs határában (DDNP1–4) került elő. A védett fajok hiányának, illetve a ritka fajok kis számának egyik oka, a területhasználat lehet.

2. táblázat. A mintacsoportok fajszámai, átlagos fajszámai, fauna- és életformatípus eloszlásai, valamint azok összesített értékei a 2004–2005-ös adatok alapján.

	rendszeretlenül művelt mezofil gyepek	rendszer- telenül művelt nedves gyepek	rendszeresen kaszált ned- ves gyepek	intenzíven legeltetett nedves gyp	össz.
Mintaterületek száma	2	2	4	1	9
Mintasám	4	4	8	2	18
Össz. fajszám	11	10	21	8	22
Átlagos fajszám (SD)	7,5 ($\pm 1,7$)	7 ($\pm 0,8$)	8,2 ($\pm 1,6$)	5 ($\pm 4,2$)	7,4 ($\pm 1,9$)
Fauna típus (%)					
Mediterrán	37,06	10,29	16,01	12,30	19,01
Szibériai	62,93	89,70	83,98	87,69	80,98
Életforma típus (%)					
Thamnobiont	1,09	4,11	5,09	7,93	4,30
Chortobiont	96,54	92,71	86,13	88,88	90,21
Geo- Chortobiont	2,36	3,17	8,76	3,17	5,48

A mintákban – az élőhelyek szerkezetének megfelelően – a chortobiont fajok magas részaránya volt jellemző (átlag $90,21\% \pm 0,09$ SD) (2. táblázat). A területen a szibériai és a mediterrán faunakör összesen kilenc faunatípusa képviseltette magát. A mediterrán faunaelemek átlagos gyakorisága $19,01\% (\pm 0,15$ SD), ami jóval alacsonyabb a régió más területein tapasztaltaknál [Villányi-hegység: $65,6\%$ (Nagy & Nagy 2000), Mecsek: 43% (Rácz & Varga 1985)] (2. táblázat). Figyelembe véve az ország délnyugati részén jelen lévő, több állatcsoport esetén is kimutatható erős (sub)mediterrán hatást (Varga & Gyulai, 1978, Varga, 2004), ez az arány igen alacsonynak mondható. Az eltérés oka az élőhely-szerkezeti, valamint a mikroklimatikus különbségekben egyaránt keresendő.

A területek a művelés intenzitása és a növényzet típusa alapján négy csoportba sorolhatók: I.) rendszeretlenül művelt mezofil gyepek (KOEL, KSZM; Á-NÉR: Természetközeli gyepek felhagyott szántókon), II.) intenzíven legeltetett nedves gyp (ZALE; Á-NÉR: Taposott gyomnövényzet), III.) rendszeretlenül művelt nedves gyepek (HIRICS, ZARE; Á-NÉR: Fáslegelők) és IV.) rendszeresen kaszált nedves gyepek (DDNPI-4; Á-NÉR: Természetközeli mezsgyék, rézsúk és gátak növényzete) (1. táblázat). Az átlagos fajszám a rendszeresen kaszált nedves gyepekben volt a legmagasabb ($8,2 \pm 1,6$ SD). A legalacsonyabb átlagos fajszámot ($5 \pm 4,2$ SD) az intenzíven legeltetett gypen tapasztaltuk (2. táblázat), az itt előforduló nagymértékű taposást csak néhány faj képes hosszútávon tolerálni.

3. táblázat. Az Ormánságban gyűjtött egyenesszárnyú (Orthoptera) fajok előfordulása és eloszlása a különböző élőhely típusok között a 2004–2005-ben végzett kvantitatív mintavételezések alapján.

	rendszeretlenül művelt mezofil gyepek	rendszeretlenül művelt nedves gyepek	rendszeresen kaszált nedves gyepek	intenzíven legeltetett nedves gyepek
közönséges	----- <i>Chorthippus parallelus</i> , <i>Chorthippus dorsatus</i> ----- ----- <i>Euchorthippus declivus</i> -----			
gyakori	----- <i>Metrioptera roeselii</i> , <i>Ruspolia nitidula</i> ----- <i>Chorthippus mollis</i> <i>Calliptamus italicus</i>			
ritka	----- <i>Pezotettix giornae</i> ----- ----- <i>Omocestus rufipes</i> ----- <i>Phaneroptera falcata</i> <i>Leptophyes albovittata</i> , <i>Chorthippus brunneus</i> <i>Phaneroptera falcata</i> <i>Tetrix bipunctata</i>			
szórványos	----- <i>Chorthippus biguttulus</i> ----- <i>Tettigonia viridissima</i> <i>Tettigonia viridissima</i> <i>Metrioptera bicolor</i> <i>Metrioptera bicolor</i> <i>Aiolopus thalassinus</i> <i>Mecostethus parapleurus</i> <i>Pholidoptera griseoaptera</i> <i>Odontopodisma decipiens</i> <i>Dociostaurus brevicollis</i> <i>Conocephalus discolor</i>			
+	<i>Tetrix subulata</i>		<i>Gryllus campestris</i>	
fajsám	11	10+1	21+1	8

A mediterrán fajok aránya, tekintettel a számukra kedvezőbb mikroklimatikus viszonyokra a mezofil gyepekben volt magasabb. A chortobiont (gyeplakó) fajok általánosan magas részaránya a nedves, rendszeresen kaszált gyepekben volt a legalacsonyabb (86,13%). A thamnobiontok (lomblakók) az intenzíven legeltetett nedves gyepekben érik el a legnagyobb részesedést, ami elsősorban a *Ruspolia nitidula* magas egyedszámának volt köszönhető (2. táblázat).

Meghatároztuk az egyes típusok konstans domináns fajait és színező elemeit, melyek a területek kezelésének tervezésekor és az élőhely struktúra változásainak nyomon követésében egyaránt jól használhatók (3. táblázat). A *Chorthippus parallelus* és a *Chorthip-*

pus dorsatus a négy csoportban egyaránt a leggyakoribb fajok voltak. Az *Odontopodisma decipiens* egyedül a rendszeresen kaszált gyepekben jelent meg. A szórványosan előforduló fajok közül az *Aiolopus thalassinus* kizárólag az intenzíven legeltetett nedves gyepekben volt megtalálható (3. táblázat).

A vizsgált gyepek esetén a területhasználat intenzitásának növekedése a fajszám csökkenését eredményezte. A rendszertelen művelés (kaszálás, legeltetés) az intenzív legeltetéshez hasonlóan kis fajgazdagságot eredményezett. A fajgazdagság alapján, a vizsgált élőhelyek közül a rendszeresen kaszált területek nyújtották a legkedvezőbb, a túllegeltetett gyepek pedig a legkedvezőtlenebb körülményeket az Orthoptera-együttesek számára.

*

Köszönetnyilvánítás – A szerzők köszönetüket fejezik ki Sólymos Péternek, Horváth Péternek, Ortmann-né Ajkai Adrienne-nek és a Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóságának. A kutatást a Pro Renovanda Cultura Hungariae „Diákok a tudományért” Szakalapítványa támogatta.

Irodalomjegyzék

- Harz, K. (1957): *Die Geradflügler Mitteleuropas*. – Veb Gustav Fischer Verlag, Jena, 494 pp.
- Harz, K. (1969): *Die Orthopteren Europas / The Orthoptera of Europe (Vol I)*. – Series Ent. 5. The Hague, 749 pp.
- Harz, K. (1975): *Die Orthopteren Europas / The Orthoptera of Europe (Vol II)*. – Series Ent. 11. The Hague, 939 pp.
- 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
- Nagy, A. & Nagy, B. (2000): The Orthoptera fauna of the Villány Hills (South Hungary). – *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* **10**: 147–156.
- Nagy, A., Sólymos, P., Rácz I. A. (2007): A test on the effectiveness and selectivity of three sampling methods frequently used in orthopterological field studies, *Entomologyca Fennica*, **18**: 149-159.
- Nagy, B. (1969): Egyenesszárnyúak. – In: Móczár, L. (szerk.): *Állathatározó*. I. kötet. Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 219–242.
- Nagy, B. (2003): A revised check-list of Orthoptera-species of Hungary supplemented by Hungarian names of grasshopper species. – *Fol. Ent. Hung.* **64**: 85–95.
- 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.
- Rácz, I. & Varga, Z. (1985): Adatok a Mecsek és a Villányi-hegység Orthoptera faunájának ismeretéhez. – *A Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* **29**: 29–35.

- Varga, Z. (2004): Populációk és Gének vándorúton. – Mindentudás egyeteme <http://www.mindentudas.hu/varga/20040216varga.html>, Elérés 2006. 11.14.
- Varga, Z & Gyulai, I. (1978): Die Faunemente-Einteilung der Noctuiden Ungarns und die Verteilung der Faunemente in den Localfaunen. – *Acta. Biol. Debrecina* **15**: 257-295.

Orthoptera-assemblages of wet and mesophytic grasslands in the Ormánság (SW Hungary)

Máté Kisfali¹, Antal Nagy²

¹*Department of Evolutionary Zoology and Human Biology, University of Debrecen, H-4010 Debrecen P.O. Box 3. Hungary; e-mail: mkisfali@gmail.com*

²*Evolutionary Genetics and Conservation Biology Research Group, HAS-UD, Department of Plant Protection, University of Debrecen, H-4032 Debrecen, Böszörményi str. 138. Hungary*

We studied the so far unknown Orthoptera fauna of the Ormánság (southwest Hungary) in 2004 and 2005. In mowed and grazed wet and mesophytic grasslands, which are the most common habitat types in this region, 22 Orthoptera species were collected with sweep-netting. The studied assemblages can be characterized by the high ratio of chortobiont species belong to Siberian faunal types. On the basis of vegetation structure and intensity of land use there are four habitat types. Species richness was highest in regularly mowed meadows. The intensity of land use has significant effect on species richness. Considering species richness of Orthoptera-assemblages regular mowing caused the least disturbance. The overgrazing was the most destructive among the studied types of land use.

Key words: grasshoppers, fauna, southwest Hungary, land use, mowing, grazing

Futóbogár-együttesek faj-és egyedszámváltozásainak vizsgálata domitgyepekben (Coleoptera: Carabidae)

Kutasi Csaba¹, Szél Győző²

¹Bakonyi Természettudományi Múzeum

8420 Zirc, Rákóczi tér 1., e-mail: entomologia@bakonymuseum.koznet.hu

²Magyar Természettudományi Múzeum, 1088 Budapest, Baross u. 13. e-mail: szel@zoo.zoo.nhmus.hu

Összefoglalás: A Dunántúli-középhegységben 1988 és 2004 között 10 helyszínen vizsgáltuk a dolomitgyepek futóbogár-együtteseit talajcsapdákkal. Összesen 65 fajhoz tartozó 2474 egyedet gyűjtöttünk. Megállapítottuk, hogy kis egyedszámú és fajszegény együttesek alakultak ki, melyek azonban számos ritka fajt hordoznak. Ezek a fajok a következők: *Amara proxima* Putzeys, 1866, *A. sollicita* Pan-
tel, 1888, *Cymindis axillaris* (Fabricius, 1794), *C. variolosa* (Fabricius, 1794), *Licinus cassideus* (Fabricius, 1792), *Masoreus wetterhallii* (Gyllenhal, 1813). A leggyakoribb fajok: *Calathus ambiguus* (Paykull, 1790), *C. cinctus* Motschulsky, 1850, *C. fuscipes* (Goeze, 1777), *Carabus hungaricus* Fabricius, 1792, *Harpalus anxius* (Duftschmid, 1812), *Zabrus spinipes* (Fabricius, 1798). A *Calathus ambiguus* szignifikánsan nyílt dolomitsziklagyephez, míg a *Harpalus anxius* a *H. subcylindricus* Dejean, 1829 és a *H. roubali* Schaubberger, 1928 sziklafüves lejtősztyepphez kötődött. A *Calathus cinctus*, a *C. fuscipes* és a *Carabus hungaricus* fajok esetében nem találtunk kötődést az eltérő élőhelytípusokhoz való kötődés mértékében.

Kulcsszavak: *Carabidae*, dolomitgyepek, futóbogár-együttesek, fajösszetétel, *Carabus hungaricus*

Bevezetés

A dolomitgyepek és sziklafüves lejtősztyepppek már megjelenésükben is sajátos arculatot kölcsönöznek a tájnak. A négyzetméterenként akár 60 növényfajt is rejtő, páratlanul fajgazdag növénytársulások természetvédelmi jelentősége is óriási (Szerényi 2005).

A magyarországi dolomitgyepek rovarfaunája is számos ritka, reliktum fajt őriz (Varga et al. 1990). Sajnos, ezeknek a területeknek a jelentős részét a beépítés, a dolomitbányák üzemeltetése, az illegális személtlerakás, a motocross és még számos egyéb veszélyeztető tevékenység fenyegeti.

Jelentőségük és veszélyeztetettségük ellenére a dolomitgyepek rovarfaunájáról viszonylag kevés publikáció született. A korábbi, talajcsapdákkal végzett vizsgálatok a Budai-hegységben folytak, a dolomit-vegetáció szukcesszióját követték nyomon, és a talajon élő bogárfaunát vizsgálták (Báldi 1990, Báldi & Ádám 1991, Waliczky 1991). A hazai dolomitgyepek futóbogár-együtteseinek fajösszetételéről és dominancia-viszonyairól ez idáig még nem született publikáció, jóllehet a budaörsi Odvas-hegy gyakori fajait már ismertették (Szél & Ádám 1992).

Célunk a hazai dolomitgyepek futóbogár-faunisztikai feltárása, az együttesek fajösszetételének és dominancia-viszonyainak vizsgálata volt. Ennek érdekében öt helyszínen és 10 dolomitgyepben végeztünk talajcsapdás gyűjtéseket hazánk legnagyobb kiterjedésű dolomitvidékein.

Anyag és módszer

A Dunántúli-középhegységben a Bakony, a Vértes és a Budai-hegység térségében vizsgáltuk a dolomitsziklagyep futóbogár-együtteseit. Vizsgálati területeink a következők voltak (zárójelben az ábrákon és a táblázatokban használt rövidítést adjuk meg):

Bakony-hegység:

1. Litér (Mogyorós-hegy, 47°06'05" N, 18°01'45" E)
 - nyílt dolomitsziklagyep (*Seseli leucospermo-Festucetum pallentis*) (MSZ)
 - sziklafüves lejtősztyepp (*Chrysopogono-Caricetum humilis*) (ML)
2. Királyszentistván (Ugri-hegy, 47°07'47" N, 18°05'17" E):
 - nyílt dolomitsziklagyep (*Seseli leucospermo-Festucetum pallentis*) (USZ)
 - sziklafüves lejtősztyepp (*Chrysopogono-Caricetum humilis*) (UL)
3. Vilonya (Külső-hegy, 47°05'57" N, 18°02'26" E)
 - nyílt dolomitsziklagyep (*Seseli leucospermo-Festucetum pallentis*) (KSZ)
 - sziklafüves lejtősztyepp (*Chrysopogono-Caricetum humilis*) (KL)

Vértes-hegység:

1. Csákberény (Bucka, 47°21'04" N, 18°21'30" E)
 - nyílt dolomitsziklagyep (*Seseli leucospermo-Festucetum pallentis*) (BSZ)
 - sziklafüves lejtősztyepp (*Chrysopogono-Caricetum humilis*) (BL)

Budai-hegység:

1. Budaörs (Odvas-hegy, 47°28'05" N, 18°56'48" E) nyílt dolomitsziklagyep (*Seseli leucospermo-Festucetum pallentis*) és sziklafüves lejtősztyepp (*Chrysopogono-Caricetum humilis*) (OD)
2. Budaörs (Törökugrató, 47°27'30" N, 18°55'27" E) nyílt dolomitsziklagyep (*Seseli leucospermo-Festucetum pallentis*) és sziklafüves lejtősztyepp (*Chrysopogono-Caricetum humilis*) (TU)

A gyűjtéseket talajcsapdával végeztük, melyek 8 cm átmérőjű, 50%-os etilén-glikolt tartalmazó műanyag poharak voltak. A mintákat áprilistól októberig kétheti gyakorisággal vettük.

A gyűjtési ráfordítások régióként eltérőek voltak. A Bakonyban öt éven keresztül (1997–2001), területenként 15 csapdával, a Vértesben két éven keresztül (2003–2004) a lejtősztyeppben 8, a sziklagyepben 20 csapdával, a Budai-hegyekben pedig egy évig az Odvas-hegyen (1988) 108, a Törökugrátón (2005) pedig 27 csapdával végeztük a gyűjtéseket.

A Bakonyban a vizsgált növénytársulások (nyílt dolomitsziklagyep és sziklafüves lejtősztyepp), valamint a helyszínek (Királyszentistván, Litér, Vilonya) közti eltéréseket az alábbi statisztikai módszerekkel elemeztük: kétszemponos, robusztus ANOVA (Welch-teszt és Johansen-teszt), kétszemponos sztochasztikus összehasonlítás (rangkorreláció, ANOVA, Ministat 3.3 -as programcsomag (Vargha & Czigler 1999)). Az összehasonlítás

alapját az évenként kapott összesített egyedszámok, illetve fajszámok valamint az egyes évek között észlelt fajkicsérélődés képezte.

Az eltérő növénytársulásokban kialakult futóbogár-együttesek hasonlóságának vizsgálatára a főkoordináta módszert (Pcoa, single-link) használtuk (Syntax 2000 számítógépes programcsomag, Podani 1993). Szimilaritási függvényként a Horn-, illetve a Jaccard-hasonlósági indexeket alkalmaztuk (Krebs 1989). Az egyes futóbogárfajok elterjedési típusainak, valamint ökológiai mutatóinak megállapításához Húrka (1996), illetve Kirschenhofer (1989) munkáit használtuk fel.

Eredmények

A vizsgálat során 65 futóbogárfaj 2474 egyede került elő. A palearktikus és nyugat-palearktikus fajok aránya magas (41,5%). A gyűjtött fajok közül 34 xerofil (52,3%), 18 termofil (18,5%) és 8 pszammofil (12,3%). A gyűjtött fajok több mint negyede (26%) stenotop.

A legnagyobb számban a *Harpalus* (14) és az *Amara* (10) genusz fajai fordultak elő. A leggyakoribb fajok pedig a *Calathus* genusból kerültek ki, ezek a következők: *Calathus ambiguus* (Paykull, 1790) (24,5%), *C. cinctus* Motschulsky, 1850 (16,8%), *C. fuscipes* (Goeze, 1777) (8,4%). További domináns fajok: *Carabus hungaricus* Fabricius, 1792, *Harpalus anxius* (Duftschmid, 1812), *Zabrus spinipes* (Fabricius, 1798). A vizsgált területek fajgazdagsága 12 és 37 között ingadozott. A dolomitgyepekben a futóbogarak gyakorisága viszonylag kicsi volt, az egy csapdára eső átlagos egyedszám évenként 1 és 13 között ingadozott, az átlagos egyedszám 5 volt (1. táblázat).

Fajösszetétel szempontjából a különböző régiók közötti hasonlóság kicsi, mindössze 8 faj fordult elő mind az öt vizsgálati helyszínen: *Calathus ambiguus* (Paykull, 1790), *C. cinctus* Motschulsky, 1850, *C. fuscipes* (Goeze, 1777), *Harpalus pumilus* Sturm, 1818, *H. roubali* Schauburger, 1928, *H. rubripes* (Duftschmid, 1812), *H. tardus* (Panzer, 1797), *Licinus cassideus* (Fabricius, 1792). 23 faj pedig csupán egy helyszínen fordult elő.

A vizsgálat során előkerült ritka fajok: *Amara proxima* Putzeys, 1866, *A. sollicita* Pantel, 1888, *Cymindis axillaris* (Fabricius, 1794), *C. variolosa* (Fabricius, 1794), *Licinus cassideus* (Fabricius, 1792), *Masoreus wetterhallii* (Gyllenhal, 1813).

A Bakonyban azonos ráfordítással gyűjtöttünk lejtősztyeppben és sziklagyepben is három területen, öt éven keresztül. A két élőhelytípus statisztikai összevetését az éves egyed- és fajszám adatok, valamint a fajkicsérélődés alapján rangkorrelációval végeztük el.

Sem a fajszámok, sem az egyedszámok tekintetében nem találtunk szignifikáns különbséget a vizsgált két növénytársulás futóbogár-együttese között. Egyes fajok viszont szignifikáns kötődést mutattak a vizsgált társulásokhoz. A lejtősztyepphez kötődtek az alábbi fajok: *Harpalus anxius* ($p < 0,05$), *H. subcylindricus* ($p < 0,05$), *H. roubali* ($p < 0,05$). A *Calathus ambiguus* pedig a sziklagyephez kötődött ($p < 0,01$).

1. táblázat. A gyűjtési ráfordítás és a gyűjtési idő a vizsgált területeken valamint a futóbogár-együttesek ökológiai mutatói. Jelmagyarázat: MSZ: Litér, Mogyorós-hegy, dolomit sziklagyep; ML: Litér, Mogyorós-hegy, lejtősztyepp; USZ: Királyszentistván, Ugri-hegy, dolomit sziklagyep; UL: Királyszentistván, Ugri-hegy, lejtősztyepp; KSZ: Vilonya, Külső-hegy, dolomit sziklagyep; KL: Vilonya, Külső-hegy, lejtősztyepp; BSZ: Csákberény: Bucka, dolomit sziklagyep; BL: Csákberény, Bucka, lejtősztyepp; OD: Budaörs: Odvas-hegy, dolomit sziklagyep és lejtősztyepp, TU: Budaörs: Törökugrató, dolomit sziklagyep és lejtősztyepp.

Régió	Bakony-hegység						Vértes-hegység		Budai-hegység	
	MSZ	ML	USZ	UL	KSZ	KL	BSZ	BL	OD	TU
Gyűjtési idő	1997–2001						2003–2004		1988	2005
Csapdaszám	15	15	15	15	15	15	20	8	108	27
Egyedszám	174	75	340	202	530	604	65	203	281	41
Fajszám	18	16	27	26	33	37	13	12	27	7
Berger-Parker dom. index	0,21	0,31	0,40	0,18	0,60	0,19	0,55	0,44	0,42	0,39
Egyedszám/csapda/év	2,32	1	4,53	2,7	7,06	8,05	1,62	12,7	2,6	1,52
Átlagos fajkicserélődés	0,41	0,65	0,54	0,44	0,4	0,35	0,56	0,5	–	–

A domináns fajok közül nem találtunk kötődést a vizsgált növénytársulásokhoz a *Calathus fuscipes*, a *Carabus hungaricus* és a *Calathus cinctus* fajoknál. A *Carabus hungaricus* szignifikánsan Vilonyához kötődött. A legmagasabb fajszámot és egyedszámot is Vilonyán észleltük.

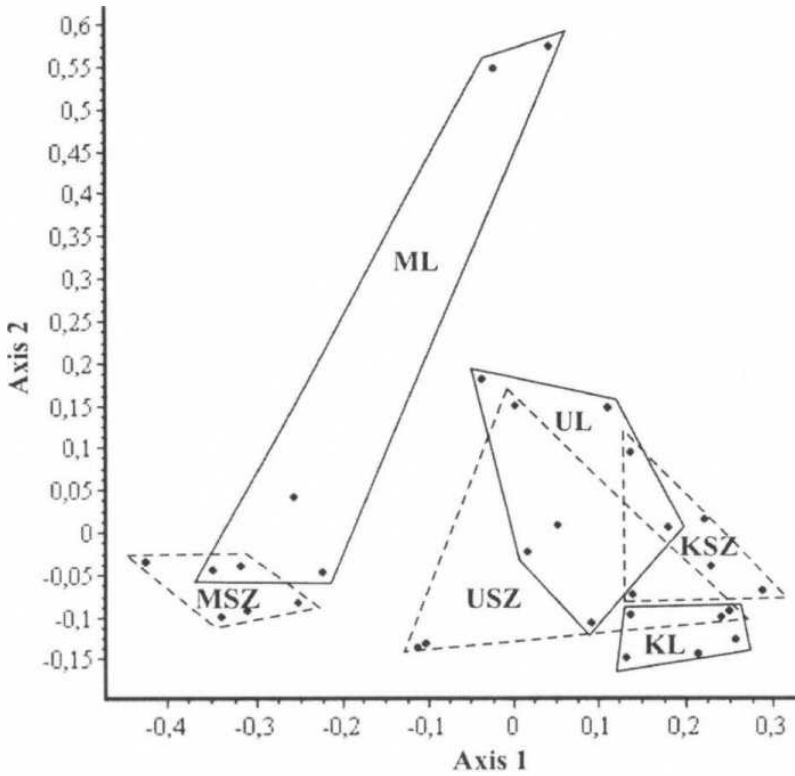
Alacsony egyedszámban voltak jelen, de a lejtősztyepphez kötődtek az alábbi fajok: *Zabrus spinipes* és *Carabus convexus*. Szintén kis egyedszámban, de kizárólag sziklagyepben fordult elő a *Licinus cassideus*.

Az évek közötti fajkicserélődés szempontjából sem találtunk szignifikáns különbséget a vizsgált növénytársulásokban előforduló futóbogár-együttesek között. Ez az érték lejtősztyeppben 0,29 és 1, sziklagyepben pedig 0,36 és 0,64 között ingadozott. A litéri Mogyorós-hegy lejtősztyeppjén teljes fajkicserélődést tapasztaltunk 2000 és 2001 között.

2. táblázat. A vizsgált területek egyikén 4 %-osnál gyakoribb futóbogarak relatív gyakorisági értékei. A jelmagyarázatot lásd az 1. táblázatnál.

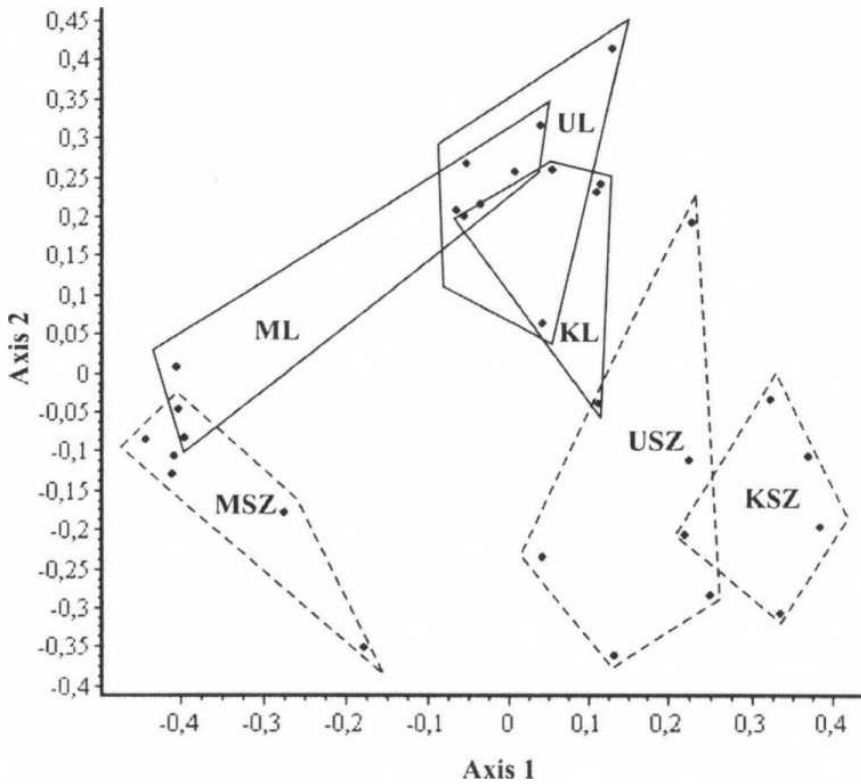
Régió	Bakony-hegység						Vértes-hegység		Budai-hegység	
	MSZ	ML	USZ	UL	KSZ	KL	BSZ	BL	OD	TU
<i>Calathus ambiguus</i>	17	–	40	2	60	19	4,6	1	0,4	17
<i>Calathus cinctus</i>	18	16	26	16	9,6	12	55	44	–	39
<i>Calathus fuscipes</i>	21	14	6,5	17	0,2	4	23	31	–	26,8
<i>Carabus convexus</i>	–	1,3	–	0,5	–	0,16	–	–	5	–
<i>Carabus hungaricus</i>	19	31	0,3	–	–	5,4	–	–	4,3	–
<i>Harpalus anxius</i>	–	1,3	3,5	18	7,7	14	3	–	–	–
<i>Harpalus subcylindricus</i>	–	–	1,2	8,4	1,3	12	–	4	–	–
<i>Licinus cassideus</i>	1,7	–	0,6	–	0,2	–	1,5	–	7,1	–
<i>Zabrus spinipes</i>	–	2,7	–	–	–	0,5	–	–	42	–

A vizsgált bakonyi területek futóbogár-együtteseinek hasonlóságát fajösszetételük és dominancia-viszonyaik alapján is vizsgáltuk. Fajösszetétel szempontjából nem találtunk elkülönülést a vizsgált növénytársulások futóbogár-együtteseinek között (1. ábra). Csak Királyszentistvánon tapasztaltunk elválást a futóbogár-együtteseknél a különböző növénytársulások esetében. A lejtősztyepekben kialakult futóbogár-együttesek területenként elkülönültek egymástól. Litéren található együttesek fajösszetétel szempontjából elváltak a vilonyai és királyszentistváni futóbogár-együttesektől.



1. ábra. Futóbogár-együttesek hasonlósága területenként és évenként Jaccard-indexszel (Litér, Vilonya, Királyszentistván 1997-2001). Jelmagyarázat: MSZ: Litér, Mogyorós-hegy, dolomit sziklagyep; ML: Litér, Mogyorós-hegy, lejtősztyepp; USZ: Királyszentistván, Ugri-hegy, dolomit sziklagyep; UL: Királyszentistván, Ugri-hegy, lejtősztyepp; KSZ: Vilonya, Külső-hegy, dolomit sziklagyep; KL: Vilonya, Külső-hegy, lejtősztyepp

A különböző növénytársuláson kialakult futóbogár-együttesek a dominancia-viszony szempontjából is csak részben váltak el. Az azonos helyszíneken a futóbogár-együttesek az eltérő növénytársulás hatására teljesen (Királyszentistván, Vilonya) vagy részlegesen (Litér) elváltak (2. ábra).



2. ábra. Futóbogár-együttesek hasonlósága területenként és évenként Horn-indexszel (Litér, Vilonya, Királyszentistván 1997-2001). A jelmagyarázatot lásd az 1. ábránál.

Értékelés

A dolomitgyepekben a futóbogár-együttesek kis egyed- és fajszámot mutatnak, azonban sok ritka fajt rejtenek. Ezek a fajok kicsi, sérülékeny populációkban élnek, ezért a dolomitgyepek védelme fontos feladat. Az itt kialakult futóbogár-együttesek fajai közül több előfordul más élőhelyeken is. Számos ritka fajt, mint a *Licinus cassideus*, *Amara sollicita* mészkőgyepekből is kimutattak (Horvatovich 1989, 2000), miközben a *Carabus hungaricus*, *L. cassideus*, *Masoreus wetterhallii*, *Zabrus spinipes* az Alföld homokgyepjeinek tipikus fajai (Ádám & Merkl 1986). Természetvédelmi szempontból kiemelkedően fontos faj a magyar futrinka (*C. hungaricus*), mely 2001 óta fokozottan védett, szerepel a Natura 2000 Élőhelyvédelmi Irányelvének II. sz. függelékében (13/2001. V. 9 KöM rendelet 2001).

A leggyakoribb fajok jellemzően őszi aktivitásúak, ezek közül a *Calathus ambiguus* és a *C. fuscipes* homokterületeken (Szél & Kutasi 2005) és mezőgazdasági területeken (Thiele

1977, Lövei & Sárosipataki 1990, Kutasi *et al.* 2004) is nagy számban vannak jelen. Mindkét faj Németországban homokterületekhez kötődik (Müller-Motzfeld 1989, Irmeler 2003). A bakonyi dolomítgyepekben ez a faj a nyílt dolomítgyephez kötődött a lejtősztyeppel szemben. Ez is jelzi a faj fokozott meleg- és szárazsági igényét. Fajösszetétel szempontjából nem különültek el egymástól a sziklagyep és lejtősztyep futóbogár-együttese, bár egyes fajok kötődést mutattak egy-egy növénytársuláshoz. A dominanciaviszonyok szempontjából csak területenként váltak el egymástól az eltérő növénytársulások együttese.

*

Köszönetnyilvánítás – A kutatást a Nemzeti Kutatás-Fejlesztési Program támogatta, címe: A Kárpát-medence állattani értékei, faunájának göcsterületei és genezise; a szerződés száma: 3B023-04

Irodalomjegyzék

- 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajokról. – *Magyar Közlöny*, **53**: 3446–3511.
- Ádám, L. & Merkl, O. (1986): Adephaga of the Kiskunság National Park, I. Carabidae (Coleoptera) – in: Mahunka, S. (ed.): The fauna of the Kiskunság National Park, vol. 1. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 119–142.
- Báldi, A. (1990): Species richness, abundance and diversity of beetles (Coleoptera) in relation to ecological succession. – *Folia entomologica hungarica*, **51**: 17–24.
- Báldi, A. & Ádám, L. (1991): Habitat selection of ground-dwelling beetles during dolomitic succession. – *Annales historico-naturales Musei nationalis hungarici*, **83**: 245–251.
- Horvatovich, S. (1989): A Villányi-hegység futóbogarai (Coleoptera: Carabidae). – *A Janus Pannonius Múzeum Évkönyve*, **33**: 19–25.
- Horvatovich, S. (2000): A Villányi-hegység futóbogarai (Coleoptera: Carabidae) II. – *Dunántúli Dolg. Term. tud. Sorozat*, **10**: 175–187.
- Húrka, K. (1986): *Carabidae of the Czech and Slovak Republics*. – Kabourek, Zlín, 565 pp.
- Irmeler, U. (2003): The spatial and temporal pattern of carabid beetles on arable fields in northern Germany (Schleswig-Holstein) and their value as ecological indicators. – *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **98**: 141–151.
- Kirschenhofer, E. (1989): Carabidae. – In: Koch, K. (ed.): *Die Käfer Mitteleuropas*. Ökologie 1. Goecke & Evers. Krefeld, pp. 15–107.
- Kutasi, Cs., Markó, V. & Balog, A. (2004): Species composition of carabid (Coleoptera: Carabidae) communities in apple and pear orchards in Hungary. – *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica*, **39** (1-3): 71–89.
- Krebs, C. J. (1989): *Ecological methodology*. – Harper & Row, Publishers, New York, 250 pp.

- Lövei, G. L. & Sárospataki, M. (1990): Carabid beetles in agricultural field in Eastern Europe. - In: Stork N. E. (ed.): *The Role of Ground Beetles in Ecological and Environmental Studies*, Intercept, Andover, pp. 87–93.
- Müller-Motzfeld, G. (1989): Laufkäfer (*Coleoptera: Carabidae*) als pedobiologische Indikatoren. – *Pedobiologia*, **33**: 145–153 p.
- Podani, J. (1997): SYN-TAX 5.1: A new version for PC and Macintosh computers. – *Coenoses*, **12**: 149–152.
- Szerényi, G. (2005): Ökológia címszavakban. Dolomitjelenség. – *Természetbúvár*, **60** (5): 26–27.
- Szél, Gy. & Ádám, L. (1992): Bogárközösségek vizsgálata dolomitgyepekben (*Coleoptera*). – *Folia entomologica hungarica*, **52**: 232–235.
- Szél, Gy. & Kutasi, Cs. (2005): Influence of land-use intensity on the ground beetle assemblages (*Coleoptera: Carabidae*) in Central Hungary. – In: Lövei, G. & Toft, S. (eds): *European Carabidology 2003. Proceedings of the 11th European Carabidologist Meeting. DIAS Reports Plant Production*, **114**: 305–311.
- Thiele, H.-U. (1977): *Carabid beetles in their environments*. – Berlin, Heidelberg, New York, Springer-Verlag, 369 pp.
- Varga, Z., Kaszab, Z. & Papp, J. (1990): Rovarok. Insecta. – In: Rakonczay, Z. (szerk.): *Vörös Könyv. Második kiadás, Akadémiai Kiadó, Budapest*, pp. 178–262.
- Vargha, A. & Czigler, B. (1999): *A MiniStat statisztikai programcsomag: 3.2 verzió*. – Pólya Kiadó, Budapest.
- Waliczky, Z. (1991): Guild structure of beetle communities in three stages of vegetational succession. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, **37**: 313–324.

Investigations of changes in species and individual numbers of ground beetle assemblages in dolomitic grasslands in Hungary (*Coleoptera: Carabidae*)

Csaba Kutasi¹ and Győző Szél²

¹Bakonyi Natural History Museum, Rákóczi tér 1., 8420 Zirc, Hungary

²Hungarian Natural History Museum, Baross u. 13. 1088 Budapest, Hungary

Abstract: The carabid assemblages of dolomitic grasslands were investigated in the Transdanubian Mountains by pitfall trapping at 10 different sites between 1988 and 2004. A total of 2474 individuals belonging to 65 species were collected from five localities. Assemblages were of low species and individual members, although they did contain a number of rare species. These rare species were: *Amara proxima* Putzeys, 1866, *A. sollicita* Pantel, 1888, *Cymindis axillaris* (Fabricius, 1794), *C. variolosa* (Fabricius, 1794), *Licinus*

cassideus (Fabricius, 1792), *Masoreus wetterhallii* (Gyllenhal, 1813). The most abundant species were: *Calathus ambiguus* (Paykull, 1790), *C. cinctus* Motschulsky, 1850, *C. fuscipes* (Goeze, 1777), *Carabus hungaricus* Fabricius, 1792, *Harpalus anxius* (Duftschmid, 1812), *Zabrus spinipes* (Fabricius, 1798).

The attachment of *Calathus ambiguus* to open dolomitic grassland was significant. The attachment to dolomitic steppe meadow was also significant for the following species: *Harpalus anxius*, *H. subcylindricus* Dejean, 1829 and *H. roubali* Schaubberger, 1928. There was no difference in the attachment to the two plant associations in case of the following dominant species: *Calathus cinctus*, *C. fuscipes* and *Carabus hungaricus*.

Key-words: *Carabidae*, dolomitic grassland, ground beetle assemblages, *Carabus hungaricus*

Rózsacserjék (*Rosa spp.*) térbeli mintázatának hatása a *Diplolepis rosae* általi parazitáltságra

László Zoltán és Tóthmérész Béla

Debreceni Egyetem, Ökológia Tanszék

Cím: Debreceni Egyetem, Ökológia Tanszék, 4010 Debrecen, Pf. 71

Felelős szerző: László Zoltán; Cím: Ökológia Tanszék, Debreceni Egyetem, 4010 Debrecen, Pf. 71; fax: 0036-52-431-148; e-mail: feherlofia@puma.unideb.hu; tel.: 0036-52-512-900/2616.

Összefoglaló: Az aggregáltság a paraziták eloszlásának biológiai szempontból lényeges tulajdonsága, mivel a parazita egyedek eloszlása szoros összefüggésben áll a gazda populáció térbeli mintázatával, amely kapcsolat a majdani gazda-parazita viszonyt alakíthatja. A gazdaegyedek térbeli mintázatának és egyedszámának a parazitáltságra gyakorolt hatását tanulmányoztuk rózsacserjéken (*Rosa spp.*) elősködő rózsagubacsdarázs (*Diplolepis rosae* Linnaeus, 1758) esetében. Vizsgálatunkat két éven keresztül végeztük nyolc legeltetett száraz gyepen. Eredményeink azt mutatják, hogy a rózsacserjék nagy egyedszámmal egyenletes térbeli mintázatot mutatnak, viszont kis egyedszámmal foltokban jelennek meg. A cserjék aggregáltsága pozitívan hat a gubacsok számára és negatívan a gubacsok aggregáltságára. A cserjék aggregáltsága és parazitáltsága pozitív összefüggést mutat. A *D. rosae* általi parazitáltság alacsonyabb a rózsacserjék egyenletes térbeli mintázata esetén.

Kulcsszavak: aggregáltság, diszkrepancia, foltosság, prevalencia, fitness, términtázat

Bevezetés

Táplálékláncok szerkezeti mintázatait meghatározó tényezők közül a tápláléklánccokat alkotó fajok között levő kapcsolatok ismertebbek (Mommott *et al.* 2000), mint az egyedek denzitásának és eloszlásának tér-időbeli változásai (Williams & Liebhold 2000). Táplálékláncok jellegzetes szintjeit képezik a paraziták. A gazda térbeli mintázatának parazitáltságra gyakorolt hatásai egyaránt mutatnak pozitív denzitásfüggést, negatív denzitásfüggést és denzitásfüggetlenséget is (Altizer *et al.* 2003, Hails & Crawley 1992, Rózsa *et al.* 1996). A parazita térbeli mintázatát meghatározza a prevalenciája (a fertőzött egyedek aránya a mintában) és intenzitása (az egyedi fertőzöttségi szint a mintában), valamint a gazda denzitása és térbeli mintázata (Stiling & Strong 1982, Rékási *et al.* 1997, Sandin & Pacala 2005, Cronin & Strong 1999). Mivel egy tápláléklánccot alkotó fajok egyedeinek tér-időbeli mintázata skálafüggő (Ray & Hastings 1996) vizsgálatuk esetén fontos a megfelelő lépték használata (Heads & Lawton 1983, Walde & Murdoch 1988).

Vizsgálatunkban *Rosa spp.* egyedek térbeli mintázatát és a *Diplolepis rosae* (Linnaeus, 1758) gubacsok gazdanövényen való előfordulásának mintázatát hasonlítottuk össze és kerestük a köztük levő kapcsolatokat. Cronin & Strong (1999) szerint a gazdanövény térbeli mintázatával párhuzamosan változik a parazita gazdanövényen való előfordulásának mintázata is, ami a parazita gazdakeresési erőfeszítésével arányos. Ha a gazdanövények egyenlő távolságra vannak egymástól (egyenletes térbeli mintázat), több erőfeszítést igé-

nyel a legközelebbit felkeresni, mint amikor egyenlőtlen távolságokra vannak egymástól (aggregáltak). Az előbbi gondolatmenet alapján: aggregált gazdanövényeken egyenletesen oszlanak el a gubacsok, mivel nagyobb annak az esélye, hogy a gubacsdarazsak megtalálják a következő gazda-egyedet (így kevesebb petét raknak le) és a keresési távolság kisebb (így minden gazdára kevesebb petét raknak le a paraziták).

Gubacsok esetén a parazitáltság térbeli denzitásfüggését annak ellenére kevesen kutatták, hogy a gazdaszervezetek és a paraziták denzitása nagy pontossággal megbecsülhető. Az eddigi eredmények vagy negatív denzitásfüggést vagy denzitásfüggetlenséget mutattak (Hails & Crawley 1992, Schönrogge *et al.* 1995).

Módszerek

A vizsgálatot nyolc mintavételi területen végeztük két éven (2004–05) keresztül. A mintavételi területek legeltetett száraz gyepek voltak, valamint a gyepek fás szegélyei. Mintavételi területeink: (a) Marosvásárhely (Târgu-Mureş), Mureş megye, Románia, tengerszint feletti magasság 452 m, egy terület 4 (2004), illetve 3 (2005) kvadráttal – 46,5126N / 24,5771E; (b) Kolozsvár (Cluj-Napoca), Cluj megye, Románia, tengerszint feletti magasság 472 m, 4 terület, területenként 3 (2004), illetve 3 (2005) kvadráttal – 46,8018N / 23,6131E; 46,8317N / 23,6315E; 46,7328N / 23,5780E; 46,7672N / 23,4937E; (c) Berettyóújfalu, Hajdú-Bihar megye, Magyarország, tengerszint feletti magasság 105 m, egy terület 1 (2004), illetve 3 (2005) kvadráttal – 47,2476N / 21,5377E; (d) Tépe, Hajdú-Bihar megye, Magyarország, tengerszint feletti magasság 95 m, egy terület 3 (2004), illetve 3 (2005) kvadráttal – 47,3301N / 21,5605E; (e) Emőd, Borsod-Abaúj-Zemplén megye, Magyarország, tengerszint feletti magasság 125 m, egy terület 2 (2005) kvadráttal – 47,9522N / 20,8047E. Az első öt területen gyakoriak voltak a legelőkön a *Rubus spp.*, *Hippophae rhamnoides*, *Prunus spinosa*, és a szegélyek gyertyános-tölgyesek szegélyei voltak. A hatodik és hetedik területeken a *Rosa spp.* cserjésekben *Prunus spinosa*, és a mélyebb, vízesebb részeken *Phragmites australis* is előfordult, és két kvadrát fiatal kocsánytalan tölgy ültetvényben volt felvéve. Az utolsó területen kökény fordult elő a rózsacserjéken kívül.

Random módon kiválasztott 50×50 méteres kvadrátokon belül helymeghatározó készülék (GPS) segítségével feljegyeztük minden cserje koordinátáját, mértük a cserjék magasságát és átmérőjét és összeszámoltuk az egyes cserjéken előforduló *Diplolepis rosae* gubacsokat. A cserjék térbeli mintázatának becsléséhez az 50×50 méteres kvadrátokat 10×10 méteres kisebb kvadrátokra osztottuk. A helymeghatározó készülék pontossága átlagosan 3 méter.

A térbeli mintázatot jellemző statisztikákat a QP 3.0 (Rózsa *et al.* 2000) programmal számoltuk. A rózsacserjék és *D. rosae* gubacsok aggregáltságának megállapítására a diszkrepancia-indexet (D) (Poulin 1993) és a foltossági-indexet (IP) (Lloyd 1967) használtuk. A D és IP értékek véletlenszerű eloszlástól való eltérésének kimutatására Poisson eloszlású pontmintázatokat szimuláltunk különböző denzitási értékekre ($n = 10 \cdot x$; $x = 1, \dots, 20$). Az ilyen módon szimulált pontmintázat a teljes térbeli randomitásnak (CSR: Complete Spatial Randomness) felel meg (Cressie 1993). Mindegyik denzitási értékre öt ismétlést végez-

tünk és a denzitási értékek intervallumát a terepi adatok (10 m-es léptékű denzitás értékek) alapján határoztuk meg. A szimulációt a spatstat (Baddeley & Turner 2005) csomag segítségével végeztük az R statisztikai környezetben (R Development Core Team 2005). Az egyes cserje denzitásokhoz tartozó ismétlések eloszlását dobozdiagrammal szemléltettük. A gubacsok denzitásfüggésének megállapítására négyzetes és lineáris regressziót használtunk. A csoportok összehasonlítására (Mann-Whitney és Kruskal-Wallis teszt) és a korrelációk kiszámítására (Spearman rang-korreláció – *rho*) nem-paraméteres teszteket használtunk, mivel az eloszlások aggregált, negatív binomiális jellegű eloszlások voltak.

Eredmények

A megmintázott 44 kvadrátból az elemzéseket $N = 36$ kvadrátra végeztük el, mivel nyolc esetben a cserjék vagy gubacsok egyedszáma egységnyi volt (kvadrátok eloszlása területenként lásd. Módszerek).

A különböző denzitási értékekre szimulált Poisson eloszlású pontmintázatok a D esetén erős denzitásfüggést mutattak (négyzetes regresszió; $r^2 = 0,98$; $p < 0,001$) (1.a ábra), míg az IP értékek denzitásfüggetlenek voltak (lineáris regresszió; $r^2 = 0,009$; $p = 0,86$) (1.b ábra). A terepi adatokra kiszámolt D (Mann-Whitney U-teszt; $U = 182,5$; $p < 0,001$) és IP (Mann-Whitney U-teszt; $U = 569,5$; $p < 0,001$) értékek szignifikánsan magasabbak voltak, mint a szimulált, Poisson eloszlású pontthalmazokra kiszámolt értékeik. A megfigyelt adatokra ($N = 36$) a D mediánja 0,66 és az IP mediánja 1,57. A szimulált adatokra ($N = 100$) a D mediánja 0,25 és az IP mediánja 1,01.

A cserjék száma erősen változó volt (*minimum* = 3; *medián* = 23,0; *maximum* = 103), ami a mintavételi területektől függött (Kruskal-Wallis teszt; $\chi^2 = 15,31$; $df = 7$; $p = 0,03$). A cserjék térbeli mintázata az IP alapján saját denzitásuktól független volt, míg a D alapján erősen denzitásfüggő (1. táblázat).

A gubacsok száma a mintavételi területektől független volt (Kruskal-Wallis teszt; $\chi^2 = 9,16$; $df = 7$; $p = 0,24$). A gubacsok száma negatív cserje denzitásfüggőséget mutatott (1. táblázat). A gubacsok térbeli mintázata az IP alapján saját denzitásuktól független volt, míg a D alapján erősen denzitásfüggő (1. táblázat). A gubacsok térbeli mintázata az IP és D alapján is pozitív cserje denzitásfüggőséget mutatott (2.a ábra), amely szerint a gubacsok aggregációja nő a cserjék denzitásával (1. táblázat). A gubacsok térbeli mintázatát a cserjék térbeli mintázata csak a D esetén befolyásolja (2.b ábra). A *D. rosae* általi parazitáltság a cserjék térbeli mintázatával (D) pozitív és a cserjék denzitásával negatív korrelációt mutat (1. táblázat).

1. táblázat. A gubacsok és cserjék denzitásainak korrelációi (Spearman ρ) térbeli mintázatukkal és a cserjék méretével; a térbeli mintázatot a diszkrépancia-index (D) és a foltozási-index (IP) becslői (* $-p < 0,05$; ** $-p < 0,01$; *** $-p < 0,001$; N.S. – nem szignifikáns, $N=36$).

		ρ	p
cserje denzitás	× cserje IP	0,01	N.S.
	× cserje D	-0,85	***
	× cserje méret	-0,45	**
cserje denzitás	× gubacs IP	0,65	***
	× gubacs D	0,76	***
	× gubacs denzitás	-0,53	***
	× parazitáltság	-0,63	***
cserje IP	× gubacs IP	-0,16	N.S.
	× gubacs D	-0,09	N.S.
	× gubacs denzitás	0,00	N.S.
	× parazitáltság	0,12	N.S.
cserje D	× gubacs IP	-0,68	***
	× gubacs D	-0,73	***
	× gubacs denzitás	0,48	**
	× parazitáltság	0,61	***
cserje méret	× gubacs IP	-0,22	N.S.
	× gubacs D	-0,37	*
	× gubacs denzitás	0,28	N.S.
	× parazitáltság	0,23	N.S.
gubacs denzitás	× gubacs IP	-0,29	N.S.
	× gubacs D	-0,64	***

A parazitált cserjék mérete a növekvő cserjedenzitással negatív korrelációt mutatott (1. táblázat). A gubacsok denzitása és IP értékeik függetlenek voltak a cserjék méretétől, míg a D értékeik negatív cserjeméret függőséget mutattak (1. táblázat).

Értékelés

A cserjék térbeli mintázata hozzájárul a paraziták gazdanövényen való eloszlásának és parazitáltságának meghatározásához, de csak közvetetten, mert a cserjék denzitása összefüggést mutat a parazitált cserjék relatív méretével (fitness-mutató), ami a gubacsokozók gyengébb fitnesszú gazda-preferenciáját feltételezi.

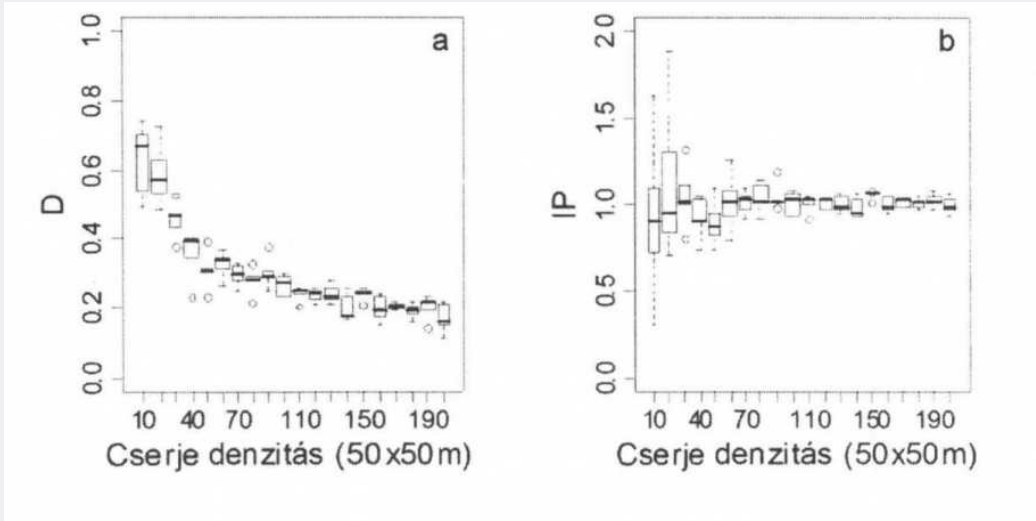
A gubacsok cserjéken való eloszlásának és számának a cserjék eloszlásától és számától való függőségének magyarázatára eredményeink alapján egy modellt dolgoztunk ki, amely a gubacsdarazsak gazda választásának magyarázatát kibővíti a gazda fitness hatásával, amihez még hozzájárulnak az élőhely jellemzői is.

Ez a kapcsolat elsősorban akkor áll fenn, ha a cserjék számával nő a cserjék átlagos fitnessze, de néhány cserje az átlagosnál gyengébb fitnesszű lesz. Az átlagosnál gyengébb fitnesszű cserjék jelenlétét a cserjék aggregáltsága határozhatja meg. Kis léptékben a csoportos előfordulás a csoport alkotóinak néhány egyede számára előnytelen és ezeket fogják parazitálni a gubacsokozók. E hipotézis másik összetevője a kis cserje denzitás esete, amikor a cserjék fitnessze a nagy cserje denzitású terület cserje fitnesszének minimuma és maximuma között helyezkedik el, és a gubacsokozóknak nincs válogatási lehetőségük. Ilyenkor a gubacsok eloszlása egyenletessé válik. Ha sok a cserje a gubacsdarazsak válogathatnak a különböző fitnesszű cserjék között, és a leggyengébbiket használják ki a legelőnyösebben. Ha kevés cserje van jelen, akkor nincs válogatási lehetőség, és minden bokrot kihasználnak, még abban az esetben is, ha ez kisebb sikert eredményez.

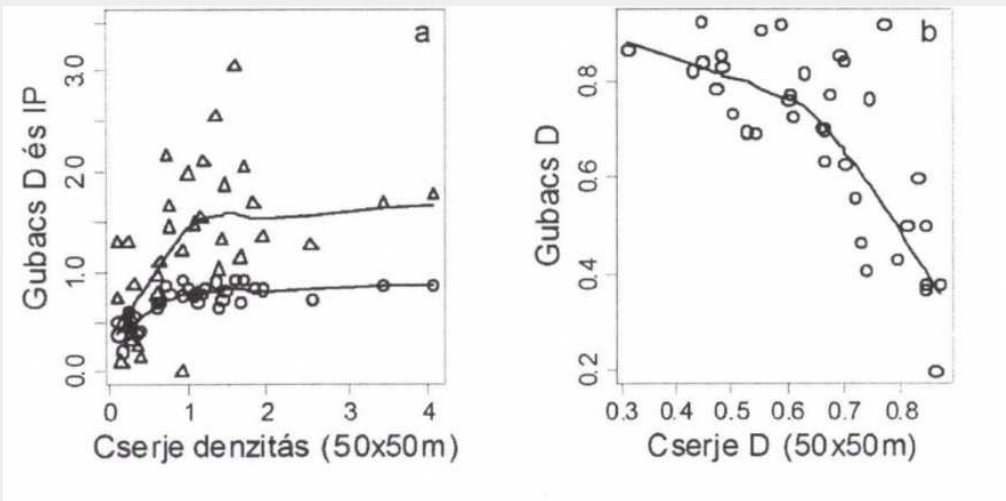
Másodsorban, ha az élőhely optimális jellemzőkkel rendelkezik, akkor nagy lesz a cserjék abundanciája és egyenletes az eloszlásuk. Az egyenletes eloszlás annak a következménye, hogy cserje-cserje közti távolság általánosan egy optimumra áll be. Az egyenletes térbeli mintázat alóli kivételek alkotják a „vesztes szigeteket” a gubacsokozók elleni „harcban”. A gubacsokozók magas gazda denzitású élőhelyen aktív gazda szelekciót mutatnak, míg kevés gazda egyed esetén nem válogatnak (Abrahamson & Weis, 1997). Ezért lehetséges, hogy alacsony gazda abundanciánál a gubacsok eloszlása egyenletes. Ha az élőhely szuboptimális jellemzőkkel rendelkezik a cserjék átlagos abundanciája kicsi és eloszlása aggregált, így fitnesszük alacsony (de nem kisebb, mint az egyenletes eloszlású cserjék közötti aggregált cserjéké) és a gubacsok eloszlása egyenletes.

Eredményeink alapján a parazita eloszlás negatív denzitásfüggésének magyarázatára egy modellt dolgoztunk ki, amelyik a távolság függvényében lerakott peték számának hipotézise (Cronin & Strong, 1999) mellett szintén tesztelhető. A cserjék parazitáltsága aggregáltságuk által is meghatározott, a kis cserje-aggregációjú területek gyengébb fitnesszű egyedei jobban parazitáltak, mint a nagy cserje-aggregációjú területek egyedei. Hipotézisünk a fitness komponens hatását adja a parazitáltság mértékének meghatározásához. A nagyobb aggregációjú cserjék fitnessze a kisebb aggregációt mutató cserjék fitnesszénél kisebb. Valamint a kis aggregációt mutató cserjék parazitált egyedei szignifikánsan kisebb fitnesszűek mint a nem parazitáltak.

Eredményeink természetvédelmi szempontból a veszélyeztetett, kis egyedszámban és aggregáltan előforduló növényfajokat érinthetik. Ezeken a herbivórok eloszlása egyenletes és magasabb herbivór támadási veszélynek vannak kitéve, mint nagyobb egyedszámban előforduló kompetitoraik. Egy adott méretű területen minél kevesebb egyed fordul elő egy fajból annál inkább aggregáltak, aminek következtében, még ha fitnesszük nagyobb is, mint egyenletes eloszlású, de megtámadott fajtársaikké, a herbivór egyedszám magasabb lesz és egyenletes lesz eloszlásuk, így potenciálisan minden egyed fertőzötté válik. Túlélési esélyeik, valamint szaporodóképességük csökkenésével további egyedszám esés várható.



1. ábra. A cserjék kvadrátonkénti (50×50m) denzitásának és a) a diszkrepancia-indexnek (D); b) a foltossági-indexnek (IP) a kapcsolata Poisson eloszlású szimulációs pontmintázatok esetén. Az egyes cserje denzitásokhoz tartozó ismétlések eloszlását dobozdiagrammal szemléltettük.



2. ábra. a) a diszkrepancia-index (D) és a foltossági-index logaritmus (logIP) a cserjék denzitásának függvényében (\circ – D, Δ – logIP); b) a gubacsok aggregációja (D) a cserjék aggregációjának (D) függvényében

Irodalomjegyzék

- Abrahamson, W. G. & Weis, A. E. (1997): *Evolutionary ecology across three trophic levels: goldenrods, gallmakers and natural enemies*. – Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA. 456 pp.
- Altizer, S., Harvell, D. & Friedle, E. (2003): Rapid evolutionary dynamics and disease threats to biodiversity. – *Trends Ecol. Evol.*, **18**: 589–596.
- Baddeley, A. & Turner, R. (2005): Spatstat: an R package for analyzing spatial point patterns. – *J. Stat. Soft.*, **12**: 1–42.
- Cressie, N. (1993): *Statistics for Spatial Data*. – John Wiley & Sons Inc., New York, 900 pp.
- Cronin, J. T. & Strong, D. R. (1999): Dispersal-dependent oviposition and population dynamics of a host and parasitoid. – *Am. Nat.*, **154**: 23–36.
- Hails, R. S. & Crawley, M. J. (1992): Spatial density dependence in populations of a cynipid gall-former *Andricus quercuscalicis*. – *J. Anim. Ecol.*, **61**: 567–583.
- Heads, P. A. & Lawton, J. H. (1983): Studies on the natural enemy complex of the holly leaf-miner: the effects of scale on the detection of aggregative processes and the implications for biological control. – *Oikos*, **40**: 267–276.
- Lloyd, M. (1967): Mean crowding. – *J. Anim. Ecol.*, **36**: 1–30.
- Memmott, J., Martinez, N. D. & Cohen, J. E. (2000): Predators, parasitoids and pathogens: species richness, trophic generality and body sizes in a natural food web. – *J. Anim. Ecol.*, **69**: 1–15.
- Poulin, R. (1993): The disparity between observed and uniform distributions: a new look at parasite aggregation. – *Int. J. Parasitol.*, **23**: 937–944.
- R Development Core Team (2005): *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. (URL <http://www.R-project.org>).
- Ray, C. & Hastings, A. (1996): Density dependence: are we searching at the wrong spatial scale? – *J. Anim. Ecol.*, **65**: 556–566.
- Rékási, J., Rózsa, L. & Kiss J. B. (1997): Patterns in the distribution of avian lice (Phthiraptera: Amblycera, Ischnocera). – *J. Avian Biol.*, **28**: 150–156.
- Rózsa, L., Reiczigel, J. & Majoros, G. (2000): Quantifying parasites in samples of hosts. – *J. Parasitol.*, **86**: 228–232.
- Rózsa, L., Rékási, J. & Reiczigel, J. (1996): Relationship of host coloniality to the population ecology of avian lice (Insecta: Phthiraptera). – *J. Anim. Ecol.*, **65**: 242–248.
- Sandin, S. A. & Pacala, S. W. (2005): Fish aggregation results in inversely density-dependent predation on continuous coral reefs. – *Ecology*, **86**: 1520–1530.
- Schönrogge, K., Stone, G. N. & Crawley, M. J. (1995): Spatial and temporal variation in guild structure – parasitoids and inquilines of *Andricus quercuscalicis* (Hymenoptera, Cynipidae) in its native and alien ranges. – *Oikos*, **72**: 51–60.
- Stiling, P. D. & Strong, D. R. (1982): Egg density and the intensity of parasitism in *Prokelisia marginata* (Homoptera, Delphacidae). – *Ecology*, **63**: 1630–1635.

- Walde, S. J. & Murdoch, W. W. (1988): Spatial density dependence in parasitoids. – *Annu. Rev. Entomol.*, **33**: 441–466.
- Williams, D. W. & Liebhold, A. M. (2000): Spatial scale and the detection of density dependence in spruce budworm outbreaks in eastern North America. – *Oecologia*, **124**: 544–552.

Spatial pattern and parasitisation of rose shrubs (*Rosa spp.*) by *Diplolepis rosae*

Zoltán László and Béla Tóthmérész

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

Abstract: Aggregation is a biologically significant property of parasites, because distribution of parasites between hosts is usually aggregated: on a few hosts there are many parasites, while on the majority of hosts there are just a few. We studied the effect of changes in spatial pattern and density of rose shrubs on its parasitisation by *D. rosae* cynipid wasps. The study was made during two years on eight sample sites. Our results show that rose shrubs on high densities show uniform distribution, while on low densities they appear aggregated using discrepancy and patchiness indices. Aggregated pattern of rose shrubs has a negative correlation with aggregation of galls on shrubs. Spatial distribution of rose shrubs has an effect on parasitisation too, with growing aggregation increases the prevalence of *D. rosae*.

Key-words: aggregation, discrepancy, patchiness, prevalence, fitness, spatial pattern

Helyi és tájszerkezeti hatások alföldi gyepek madárközösségeire

Batáry Péter¹, Báldi András² és Erdős Sarolta^{1,3}

¹Magyar Természettudományi Múzeum Állattára
1083 Budapest, Ludovika tér 2.

²MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport
1083 Budapest, Ludovika tér 2.

³SzIE KTI Környezettudományi Doktori Iskola
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

Felelős szerző: Batáry Péter, Magyar Természettudományi Múzeum Állattára,
1083 Budapest, Ludovika tér 2.,

tel.: +36-1-2101075/5042, fax: +36-1-3342785, e-mail: batary@nhmus.hu

Összefoglaló: Az utóbbi időben számos mezőgazdasági területhez kötődő madárfaj állományában mutatnak ki jelentős csökkenést, mely a megváltozott mezőgazdasági gyakorlat következménye. Vizsgálatainkat az Alföld három régiójának intenzíven és extenzíven legeltetett gyepein végeztük. Célunk a legeltetési intenzitás, egy tájszerkezeti tényező és a régiók hatásainak vizsgálata a madarakon, továbbá a madarak két ökológiai csoportján (gyepi és nem gyepi madarak), valamint a mezei pacsirtán. Kimutattuk, hogy az intenzív legeltetés negatív hatással van a gyepi madarak faj- és egyedszámára, míg a nem gyepi madarakra nincsen hatással. Csak marginális tájszerkezeti hatást találtunk a madarak territóriumszámán. A mezei pacsirtán mindhárom vizsgált tényező hatását kimutattuk. Végül hangsúlyoznunk kell, hogy a hasonló vizsgálatoknak tájszerkezeti perspektívát is figyelembe kell venniük.

Kulcsszavak: legeltetés, fajszám, mezei pacsirta, *Alauda arvensis*, Alföld, régió, extenzív, intenzív

Bevezetés

Az utóbbi időben számos mezőgazdasági területhez (legelő, szántó, gyümölcsös) kötődő madárfaj állományában mutatnak ki jelentős csökkenést Európában és Észak-Amerikában, mely a megváltozott mezőgazdasági gyakorlat következménye (pl. Burfield & van Bommel 2004, Gregory *et al.* 2005). A Közös Európai Agrárpolitikában (CAP) egyre nagyobb szerepet kapó agrár-környezetvédelmi programok megfelelő eszközül szolgálhatnak a mezőgazdasági területek biodiverzitás csökkenésének megállítására. Ezekben a programokban a gazdálkodókat természetbarát mezőgazdasági tevékenységükért (organikus, extenzív gazdálkodás) anyagilag kompenzálják (Donald *et al.* 2002). Azonban a közép- és kelet-európai országokban, ahol csak mostanában kezdték el bevezetni ezeket a programokat, a mezőgazdasági intenzitás biodiverzitásra kifejtett hatásának vizsgálatára még alig végeztek összehasonlító tanulmányokat (Kleijn & Sutherland 2003).

A mezőgazdasági intenzitás nem csak a megnövekedett és elterjedt vegyszerhasználat és gépesítés útján vezetett a biodiverzitás csökkenéséhez, hanem az élőhelyek átalakítása (pl. gyepek szántókká) és az élőhelyfragmentáció révén is. Azonban a helyi és tájleptékű

skálán végzett kezelések biodiverzitásra kifejtett hatásainak egymáshoz viszonyított fontosságáról elég keveset tudunk (Tscharnke *et al.* 2005). Továbbá az élőhelyfragmentáció erős és kiterjedt hatásai egyre inkább felhívják a figyelmet a több skálán végzett vizsgálatok fontosságára, melyekben a helyi és tájléptékű hatásokat együttesen vizsgálják. Brotons *et al.* (2005) egymással szomszédos agrár élőhelyek énekesmadarainak elterjedését vizsgálták gyepeken. Eredményeik alapján úgy tartják, hogy a gyepi élőhelyek kezelése, abban az értelemben, hogy a gyepeknek milyen a tájbeli elhelyezkedése, jelentős mértékben befolyásolja az énekesmadarak elterjedését, valamint az élőhelyek minőségét és a táj természetvédelmi értékét.

Vizsgálatainkat az Alföld három régiójának intenzíven és extenzíven legeltetett gyepein végeztük. Célunk egy helyi tényező (legeltetési intenzitás), egy tájszerkezeti tényező (gyepek kiterjedése) és a régiók hatásainak vizsgálata a madarakon, továbbá a madarak két ökológiai csoportján (gyepi és nem gyepi madarak), valamint a leggyakoribb gyepi madárfajon, a mezei pacsirtán (*Alauda arvensis* Linnaeus, 1758).

Módszerek

A madárszámlálásra 21 pár intenzíven és extenzíven legeltetett gyep párt választottunk az Alföld három különböző biogeográfiájú régiójában. Az egyik mintavételi régió a Hevesi Füves Puszták TK területén helyezkedik el, melyre a száraz és nedves szolonyec szikes gyepek, valamint zombékok mozaikja a jellemző. A másik régió a Kiskunsági NP területén a Duna mentén található másodlagos szoloncsák szikeseken található. A harmadik régió (szintén a Kiskunsági NP területén) a turjánvidék, melyre a turjános foltokkal tarkított nedves gyepek a jellemzőek. Részletes terület leíráshoz ld. Báldi *et al.* (2005).

Minden régióban hét pár 12,5 ha-os területet jelöltünk ki a marhalegelőkön, az intenzív gyepeken > 1 szarvasmarha/ha, míg az extenzíveken kb. 0,5 szarvasmarha/ha volt a legelési nyomás. Egy páron belül az intenzív és az extenzív terület azonos talajtípuson és talajvízszinten helyezkedett el, továbbá tájszerkezetben is a lehető leghasonlóbbak voltak.

A fészkelő madarak felmérésére territóriumterképezést végeztünk összesen négyszeri számlálás alapján (kétszer áprilisban, kétszer májusban 2003 során). A számlálást jó időjárási körülmények (szélcsend, tiszta idő) között végeztük napfelkeltétől 9-10 óráig. Minden látás vagy hallás alapján regisztrált megfigyelést a területek térképein jelöltük. A terület felett átrepülő madarakat kizártuk az elemzésekből. A négy számlálás során végzett teljes megfigyelési sor alapján megrajzoltuk a territóriumokat. Azokat a fajokat is felmértük, melyeknek a territóriumuk nagyobb, mint maga a mintavételi terület (pl. túzok *Otis tarda* Linnaeus, 1758, vagy vágómadár-alakúak (Accipitriformes) és sólyomalakúak (Falconiformes)), vagy kifejezetten csak táplálkozási célból használják a területet (pl. mezei veréb *Passer montanus* Linnaeus, 1758, fehér gólya *Ciconia ciconia* Linnaeus, 1758, vagy varjúfélék (Corvidae)). Ezeknek a fajoknak két előfordulását egy territóriumnak tekintettük függetlenül az egyedszámuktól és a térképen való helyüktől. A fajokat élőhely specialistákra és generalistákra osztottuk, mivel a specialista fajok más módon reagálnak számos tényezőre, mint a generalisták (pl. Virkkala *et al.* 2004). Gyep specialista, tehát gyepi madárnak tekin-

tettük azon fajokat, melyek hazánkban a gyepen talajon fészkelnek, míg a többi madárfaj nem gyepi fajnak tekintettük.

Minden mintavételi terület középpontja körüli 500 méteres sugarú körben légifotók (FÖMI, Air project 2000; 0,5 m/pixel) alapján feltérképeztük a főbb földhasználati típusokat (gyep, szántó, erdő, épített környezet, nyílt víz és mocsaras élőhely). Ezek közül az 500 m sugarú körben a gyep %-át használtuk a táji komplexitás mérőszámaként. A tájszerkezeti változók mérésével kapcsolatban ld. Batáry *et al.* (2007).

A kezelés (intenzív vagy extenzív legeltetés), a tájszerkezet (gyep %) és a régiók hatását az összes faj, a gyepi és a nem gyepi fajok fajsámára és territóriumszámára lineáris kevert modelleket építve vizsgáltuk (Restricted Maximum Likelihood statisztika). A modellekben a kezelés és a régió fix faktor volt, a tájszerkezeti változó kovariáns volt, míg a területpár random faktor volt. Ugyanilyen szerkezetű modellt készítettünk a mezei pacsirta esetében is. A függő változók normalitását Kolmogorov-Smirnov teszttel vizsgáltuk, az adatokat szükség esetén négyzetgyök transzformációval transzformáltuk.

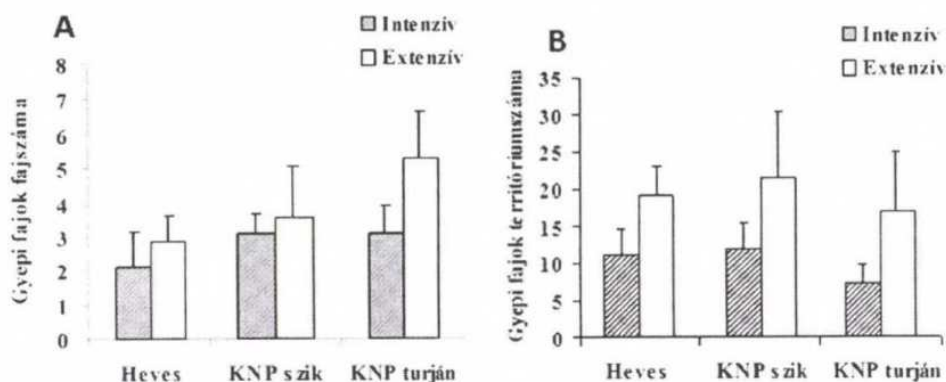
Eredmények

Összesen 43 faj 748 territóriumát regisztráltuk a 42 mintavételi területen. Az intenzív és az extenzív területeken közel ugyanannyi volt a fajgazdagság (13 gyepi és 22 nem gyepi faj az intenzíven legeltetett területeken, míg 14 gyepi és 22 nem gyepi faj extenzíven legeltetett területeken).

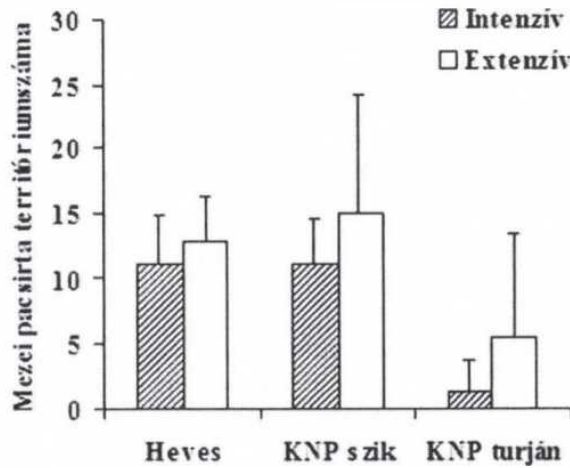
Az összes faj fajsámát vizsgálva nem találtunk kezelés, tájszerkezeti és regionális hatást sem, míg a territóriumszám esetén a legeltetés hatása kimutatható volt, több territórium volt az extenzív területeken, mint az intenzíveken (1. táblázat). Továbbá a tájszerkezeti változó, a gyep % marginálisan szignifikáns (pozitív) hatással volt a territóriumszámra. A gyepi fajok fajsámán és territóriumszámán szintén erős kezelési hatás volt, mindhárom régióban több faj illetve territórium volt az extenzíven legeltetett gyepeken, mint az intenzíveken (1. táblázat, 1. ábra). Mindemellett a fajsám esetén (szemben a territóriumszámmal) a régiók hatása is kimutatható volt (1. ábra). Ugyanakkor a gyepi fajok territóriumszámára szintén marginálisan szignifikáns (pozitív) hatással volt a tájszerkezeti változó. A nem gyepi fajok esetében sem a fajsámon, sem a territóriumszámon nem volt kimutatható hatása a vizsgált tényezőknek (1. táblázat).

1. táblázat. Kevert modellek a kezelés (intenzív vs. extenzív legeltetés), a tájszerkezet (gyep %) és a régiók hatásának vizsgálatára alföldi gyepek madárközösségein és a mezei pacsirtán. F: Restricted Maximum Likelihood statisztika értékei; p: szignifikancia; megvastagítva, ha $p < 0,05$.

	Kezelés		Tájszerkezet		Régió	
	F	p	F	p	F	p
Fajszám						
Összes faj	0,824	0,375	0,360	0,552	0,291	0,751
Gyepi fajok	7,151	0,015	0,749	0,393	4,326	0,030
Nem gyepi fajok	1,666	0,212	0,001	0,973	1,024	0,379
Territórium szám						
Összes faj	26,110	0,001	3,275	0,079	1,653	0,220
Gyepi fajok	29,236	0,001	2,881	0,098	1,107	0,353
Nem gyepi fajok	1,765	0,199	0,021	0,885	0,392	0,682
Mezei pacsirta	14,528	0,001	6,945	0,013	11,541	0,001



1. ábra. A gyepi fajok átlagos fajszáma (A) és territóriumszáma (B) az Alföld három régiójának intenzíven és extenzíven legeltetett gyepein. Az ábrákon a hibavonalak az átlagtól való eltérést jelölik.



2. ábra. A mezei pacsirta átlagos territóriumszáma az Alföld három régiójának intenzíven és extenzíven legeltetett gyepein. Az ábrán a hibavonalak az átlagtól való eltérést jelölik.

A pacsirtán erős kezelés és régiós hatás volt kimutatható, mindhárom régióban több pacsirtaterritórium volt az extenzív területeken, azonban a turjánvidéken jóval kevesebb pacsirta volt összességében, mint a másik két régióban (1. táblázat, 2. ábra). Továbbá a pacsirtára a tájszerkezeti változó is jelentős hatással volt, a gyepek %-ának növekedésével szignifikánsan nőtt a pacsirtaterritóriumok száma (Pearson korreláció, $r=0,314$, $N=42$, $p=0,043$).

Értékelés

Az utóbbi évtizedekben a kutatók nagy figyelmet fordítottak az intenzív mezőgazdasághoz kapcsolódó madárpopuláció csökkenésekre (Vickery *et al.* 2001). Az intenzív legeltetés általában negatív hatással van a madarak faj- és egyedszámára (Báldi *et al.* 2004, Maron & Lill 2005). Jelen vizsgálatunkban kimutattuk, hogy az intenzív legeltetés negatívan korrelál a valódi gyepi madarak faj- és egyedszámával, míg a nem gyepi madarakra nincsen hatással. Ez valószínűleg azzal magyarázható, hogy a gyepi madarak sokkal jobban specializálódtak a gyepekre, szemben a nem gyepi madarakkal, melyek csak táplálkozni járnak oda. A legeltetés madarakra kifejtett hatásai elsősorban a növényzeti struktúrában, a táplálékforrásban és a predációban bekövetkezett változásokon keresztül nyilvánulnak meg (Vickery *et al.* 2001).

Tscharntke *et al.* (2005) nemrég megjelent áttekintő tanulmányukban azt a következtetést vonták le, hogy az agrár-környezetvédelmi programok látókörét szélesíteni kell: figye-

lembe kell venni, hogy a programoknak más hatása lehet egyszerű és komplex agrártájban. Benton *et al.* (2003) áttekintésükben arra mutatnak rá, hogy számos tanulmány talált összefüggést az élőhely heterogenitása és a diverzitás között. Ezzel szemben esetünkben csak marginális tájszerkezeti hatást sikerült kimutatni a madarak territóriumszámán, bár a csökkenő gyep % (ami átlagosan 60 % felett volt minden régióban) növekvő heterogenitással párosul. Hasonló eredményre jutott Virkkala *et al.* (2004), a gyepi madarak denzitásának csak kis részét magyarázta a tájszerkezet a modelljükben.

Faji szinten a mezei pacsirtára korlátozódott az elemzésünk, azonban ez a faj a hazai gyepek madárfaunájának az egyik legmeghatározóbb tagja. Nyugat-Európában ennek a fajnak is jelentősen csökkent az állománya, míg a keleti populációk viszonylag stabilak maradtak (Burfield & van Bommel 2004, Gregory *et al.* 2005). Vizsgálatunkban a mezei pacsirtán mindhárom vizsgált tényező hatását kimutattuk. Hasonlóan a pacsirtához, az Argentínában élő pampa csirőge (*Sturnella defilippii* Bonaparte, 1851) is az alacsony legeltetési intenzitású gyepeket kedveli (Fernández *et al.* 2003). Továbbá vizsgálatunk indirekt megerősíti, hogy a mezei pacsirta a kisebb gyepeket elkerüli (Moreira *et al.* 2005). Ez egybevág azzal az elmélettel, hogy a gyakori generalista fajokra kevésbé van hatással az élőhelyfragmentáció, mint a (pl. gyep) specialista fajokra (Braschler & Baur 2005).

A mezőgazdaságban folyó változások nagymértékben fenyegetik a még gazdagnak mondható kelet-európai ökoszisztémákat. Bár az agrár-környezetvédelmi programok új lehetőséget teremtenek a biodiverzitás megőrzésére, hangsúlyoznunk kell, hogy ehhez a programoknak tájszerkezeti perspektívát is figyelembe kell venniük. Ez utóbbi alatt azt értjük, hogy jelen vizsgálatra alapozva olyan területeket érdemes támogatásba vonni, ahol jelentős a gyepek aránya a környékben (nem pedig elszigetelt, kis gyepfragmentumokat), segítve ezzel a gyeppspecialista fajok túlélését.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönjük a terepi segítséget Bankovics Andrásnak, Kancsal Bélának, Kisbenedek Tibornak és Molnár Lászlónak. A Kiskunsági és Bükki Nemzeti Park Igazgatóságok (Bíró Csaba, Farkas Jenő, Máté András, Molnár László, Nagy István, Tóth László és Utassy Tibor), illetve a földtulajdonosok engedélyezték a területükön való kutatást, és sok segítséget nyújtottak. Külön köszönjük a Kiskunsági NPI-nak, hogy a területek légifotóit a rendelkezésünkre bocsátotta. A pályázatot az EU 5. keretprogram EASY projektje tette lehetővé (QLK5-CT-2002-01495). A cikk elkészítését a Faunagenezis NKFP projekt (3B023-04) és Báldi András számára a Bolyai János Kutatói Ösztöndíj támogatta.

Irodalomjegyzék

- Batáry, P., Orci, K. M., Báldi, A., Kleijn, D., Kisbenedek, T. & Erdős, S. (2007): Effects of local and landscape scale and cattle grazing intensity on Orthoptera assemblages of the Hungarian Great Plain. – *Basic Appl. Ecol.* **8**: 280-290.
- Báldi, A., Verhulst, J. & Kleijn, D. (2004): Eltérő intenzitással kezelt agrárterületek madárközösségeinek összehasonlítása. – *Termvéd. Közlem.* **11**: 449–455.

- Báldi, A., Batáry, P. & Erdős, S. (2005): Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **108**: 251–263.
- Benton, T.G., Vickery, J.A. & Wilson, J.D. (2003): Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? – *Trends Ecol. Evol.* **18**: 182–188.
- Braschler, B. & Baur, B. (2005): Experimental small-scale grassland fragmentation alters competitive interactions among ant species. – *Oecologia* **143**: 291–300.
- Brotons, L., Wolff, A., Paulus, G., Martin, J.-L. (2005): Effect of adjacent agricultural habitat on the distribution of passerines in natural grasslands. – *Biol. Conserv.* **124**: 407–414.
- Burfield, I. & van Bommel, F. (2004): *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. – BirdLife International, Cambridge, 374 pp.
- Donald, P.F., Pisano, G., Rayment, M.D. & Pain, D.J. (2002): The Common Agricultural Policy, EU enlargements and the conservation of Europe's farmland birds. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **89**: 167–182.
- Fernández, G.J., Posse, G., Ferretti, V. & Gabelli, F.M. (2003): Bird–habitat relationship for the declining Pampas meadowlark populations in the southern Pampas grasslands. – *Biol. Conserv.* **115**: 139–148.
- Gregory, R.D., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A.W.G., Noble, D.G., Foppen, R.P.B. & Gibbons, D.W. (2005): Developing indicators for European birds. – *Philos. T. Roy. Soc. B.* **360**: 269–288.
- Kleijn, D. & Sutherland, W.J. (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? – *J. Appl. Ecol.* **40**: 947–969.
- Maron, M. & Lill, A. (2005): The influence of livestock grazing and weed invasion on habitat use by birds in grassy woodland remnants. – *Biol. Conserv.* **124**: 439–450.
- Moreira, F., Beja, P., Morgado, R., Reino, L., Gordinho, L., Delgado, A. & Borralho, R. (2005): Effects of field management and landscape context on grassland wintering birds in Southern Portugal. *Agr. – Ecosyst. Environ.* **109**: 59–74.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. – *Ecol. Lett.* **8**: 857–874.
- Vickery, J.A., Tallwin, J.R., Feber, R.E., Asteraki, E.J., Atkinson, P.W., Fuller, R.J. & Brown, V.K. (2001): The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. – *J. Appl. Ecol.* **38**: 647–664.
- Virkkala, R., Luoto, M. & Rainio, K. (2004): Effects of landscape composition on farmland and red-listed birds in boreal agricultural-forest mosaics. – *Ecography* **27**: 273–284.

Local and landscape effects on bird assemblages of grasslands in the Hungarian Great Plain

Péter Batáry¹, András Báldi² and Sarolta Erdős^{1,3}

¹Hungarian Natural History Museum, Department of Zoology

H-1083 Budapest, Ludovika tér 2, Hungary, e-mail: batary@nhmus.hu

²Animal Ecology Research Group, HAS and the Hungarian Natural History Museum

H-1083 Budapest, Ludovika tér 2, Hungary

³PhD School of Environmental Sciences, Szent István University, 2100 Gödöllő, Páter K. u. 1, Hungary

Summary: Recently, major declines of farmland bird populations have been reported in relation to changes in agricultural practices. We made our investigations on extensively and intensively grazed pastures in three regions of Hungarian Great Plain. Our aims were to test the influence of grazing intensity, a landscape factor and regions on birds, besides on two ecological groups of bird species (grassland and non-grassland birds) and as well as on skylark. We showed that intensive grazing has negative impact on grassland birds' species richness and territory number, while on non-grassland species no effect was found. Only a marginal landscape effect was found on the territory number of birds. We showed the effect of all three investigated elements on skylark. Finally, we have to emphasise that similar studies should take landscape perspective into account.

Key-words: grazing, species richness, skylark, *Alauda arvensis*, Hungarian Great Plain, region, extensive, intensive

Legelés intenzitásának hatása alföldi gyepek biodiverzitására

Báldi András¹, Batáry Péter², Erdős Sarolta^{2,3}, Kisbenedek Tibor^{1,4}, Orci Kirill Márk¹,
Orosz András², Podlussány Attila², Rédei Dávid², Rédei Tamás⁵, Rozner István²,
Sárospataki Miklós⁶, Szél Győző² és Szűts Tamás²

¹ Magyar Tudományos Akadémia-Magyar Természettudományi Múzeum,
Állatökológiai Kutatócsoport, 1083 Budapest, Ludovika tér 2., e-mail: baldi@nhmus.hu

² Magyar Természettudományi Múzeum Állattára, 1088 Budapest, Baross u. 13.

³ Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet,
Környezettudományi Doktori Iskola, 2100 Gödöllő, Péter K. u. 1.

⁴ Janus Pannonius Múzeum, 7629 Pécs, Szabadság u. 2.

⁵ Magyar Tudományos Akadémia, Ökológiai és Botanikai Kutató Intézet, 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2-4.

⁶ Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Állattani és Ökológiai Tanszék, 2103 Gödöllő, Péter K. u. 1.

Felelős szerző: Báldi András, MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport,
1083 Budapest, Ludovika tér 2., e-mail: baldi@nhmus.hu

Összefoglaló: Európa fele, hazánk kétharmada mezőgazdasági művelés alatt áll. Emiatt a mezőgazdálkodás élővilágra gyakorolt hatásának ismerete kulcsfontosságú természetvédelmi biológiai kutatási téma. Egy EU 5 KP projekt (EASY) keretében extenzíven és intenzíven legeltetett szarvasmarhalegelőket hasonlítottunk össze 348 növény-, 46 madár- és 806 ízeltlábú-faj kvantitatív felvételezése alapján, kiegészítve térinformatikai adatokkal. A mintavételre a kiskunsági szikes és turjános területeken, illetve a hevesi pusztákon került sor 2003-ban. Általános kezelés-hatást nem találtunk, azaz nincs különbség az extenzív és intenzív gyepek fajszámában és abundanciájában. A három régió között elkülönültek a közösségek. Sokváltozós elemzés alapján viszont kimutattuk, hogy az általános kezelés-hatás hiánya a szignifikáns kezelés x régió interakcióra vezethető vissza. Tehát a legelés intenzitásának van hatása a vizsgált taxonok többségében, csak hogy az eltérő régiókban (azaz másfajta gyeptípusokban) ez a hatás eltérő lehet.

Kulcsszavak: agrár-környezetvédelem, EU Közösségi Agrárpolitika, hevesi puszták, kiskunsági szikes puszták, kiskunsági turjános, mezőgazdálkodás

Bevezetés

Kontinensünknek több mint a fele, Magyarországnak pedig kétharmada áll mezőgazdasági művelés alatt (Ángyán *et al.* 2003). Hazánkban a szántóföldek aránya 52%, a gyepeké pedig 12%. Amennyiben e területeken, vagy legalábbis a természetvédelem számára értékesebb részein természetbarát kezelést lehetne megvalósítani, akkor jelentősen javulhatna hazánk természetvédelmi helyzete. Ennek alapja, hogy a természetvédelem számára értékes fajok és területek fennmaradását csak megfelelő kezeléssel lehet biztosítani Európában. Az emberi behatásoktól még csak alig érintett területeken, például Ausztráliában vagy Kanadában képzelhető el olyan természetvédelem, ahol egy védett terület és ritka fajainak fennmaradása emberi beavatkozás nélkül is biztosítható (Dieterich & Van der Straaten 2004). Természetbarát kezelésekként jelen esetben olyan mezőgazdálkodást értünk, mely

a helyi élővilág megőrzését elősegíti. Ilyen a kemikáliák használatának tiltása illetve korlátozása, a biológiai védekezés fejlesztése, a megfelelő vetésgörög előírása, a gyepék extenzív legeltetése vagy kaszálása, stb. (Ángyán *et al.* 2003). E természetbarát kezelések megvalósítására a Natura 2000 (Demeter 2002), és az agrár-környezetvédelmi programok (AKP-k) (Ángyán *et al.* 2003) nyújthatnak megfelelő pénzügyi támogatásokat. Azonban a természetbarát kezelések támogatásának csak akkor van értelme, ha azok ténylegesen hozzájárulnak a biológiai sokféleség megőrzéséhez. Ezen a téren sajnos keveset tanulhatunk európai példákból, mivel a mintegy 25 milliárd eurónyi kifizetett támogatás hatását mindössze néhány tíz kutatás követte nyomon; ráadásul azok sem támasztották alá minden esetben a kedvező hatásokat (Kleijn & Sutherland 2003). Kutatások terén hazánkban sem kedvezőbb a helyzet (de lásd Báldi *et al.* 2005, Verhulst *et al.* 2004). A Magyarországon 2002-ben beindult AKP-k országos szintű nyomonkövetése 2007-ig még nem kezdődött meg. Két Érzékeny Természeti Területen (Hevesi-sík ÉTT, Marcal-menti ÉTT) folyik a természetbarát gazdálkodás monitorozása.

Egy hatás kimutatására monitorozással akkor van igazán esély, ha mondjuk 5 évvel a kezelés elindítása előtt elkezdjük a monitorozást, és a beavatkozáskor feltehetően tapasztalt változásokat tudjuk újabb 5 év elteltével összefüggésbe hozni a kezelés változásával. Ez így 10 éves időtartamot feltételez. Amennyiben a kezelés megváltozása és a monitorozás egyidőben indul meg, akkor még ennél is hosszabb idő lehet szükséges a kezelés hatásának egyértelmű kimutatásához. Emiatt égetően szükséges volna minél hamarabb kutatásokat, esetleg kísérletes kutatásokat is elindítani a mezőgazdasági kezelések hatásának jobb megismerésére, hiszen a kutatások révén néhány év alatt megfelelő eredményeket lehetne kapni (Báldi 2005, Báldi *et al.* 2006).

Egy nemzetközi kutatási projekt (www.dow.wau.nl/natcons/NP/EASY/) részeként Magyarországon extenzíven és intenzíven legeltetett gyepék élővilágát hasonlítottuk össze. E cikk célja, hogy a nagyszabású munka rövid áttekintését, és a főbb eredmények bemutatását nyújtsa.

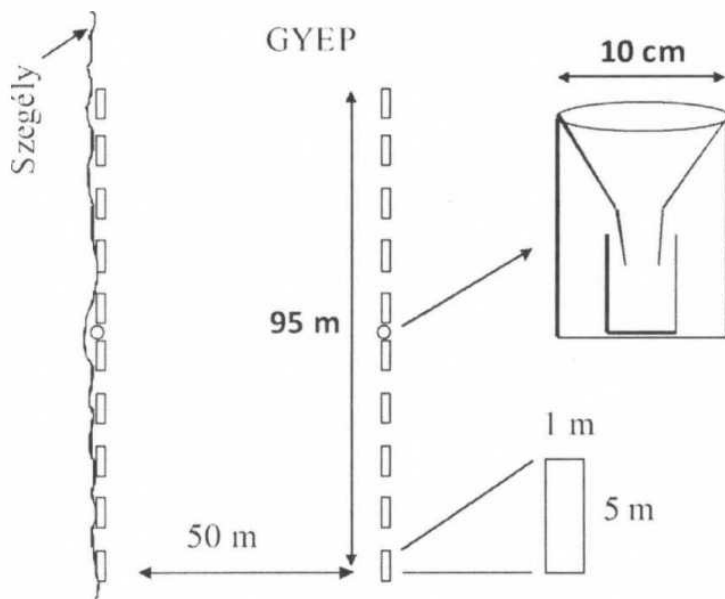
Vizsgálati terület és módszerek

Mintavételi helyeink a Kiskunsági szikes puszták (Apaj, Böször, Kelemenszék), a Kiskunsági turjánvidék (Kunpeszér, Kunadacs), és a Hevesi füves puszták (Poroszló, Pély, Tarnaszentmiklós) területén lettek kijelölve. A mintavételi elrendezésben extenzíven (0,5 szarvasmarha/ha) és intenzíven (>1 szarvasmarha/ha) legeltetett legelő-párokat jelöltünk ki, amelyek egymáshoz közel helyezkedtek el (1-2 km-n belül), és amelyek adottságai a lehetőségekhez képest azonosak voltak, kivéve a legeltetés intenzitását. Így a páron belüli összevetés alapján a legelés hatására lehet következtetni. Összesen 21 mintavételi legelő-párunk volt, 7-7-7 a három régióban. A mintavételre 2003-ban került sor. A kijelölt gyepék szegélyében, és attól 50 méterrel beljebb egy-egy transzekt mentén 10 kvadrátban botanikai felvételezés, 3 alkalommal fűhálózás (május, június, július), illetve 1 helyen talajcsapdázás történt 3 üritéssel (május elejétől 2 hetes üritéssel) (1. ábra). Tölcsér csapdát használtunk, mely taxontól függően 1-3-szor több egyedet fog, mint a pohárcsapda (Duelli

et al. 1999). Madárszámlálást ugyanezekben a helyeken, de 12,5 hektáros mintavételi területen végeztünk, mégpedig 4 alkalommal, ami alapján a territóriumok számára következettünk.

A mintavételi helyek köré húzott 500 méter sugarú körben digitális térképeket készítettünk ortofotók alapján, melyek alapján a főbb élőhely típusok arányát (gyep, szántó, erdő, épületek, mocsár, csatorna/víz), és a táj szerkezetét (pl. szegélyek hossza és típusa) tudtuk kvantifikálni (részleteket lásd Batáry *et al.* 2007). Részletesebb tájszerkezeti elemzések nem ebben a cikkben, hanem ugyanebben a kötetben Batáry Péter és társai cikkében kerülnek bemutatásra. Ebbe az elemzésben csak a gyepek százalékos arányát vontuk be, mely jól jellemzi a tájat.

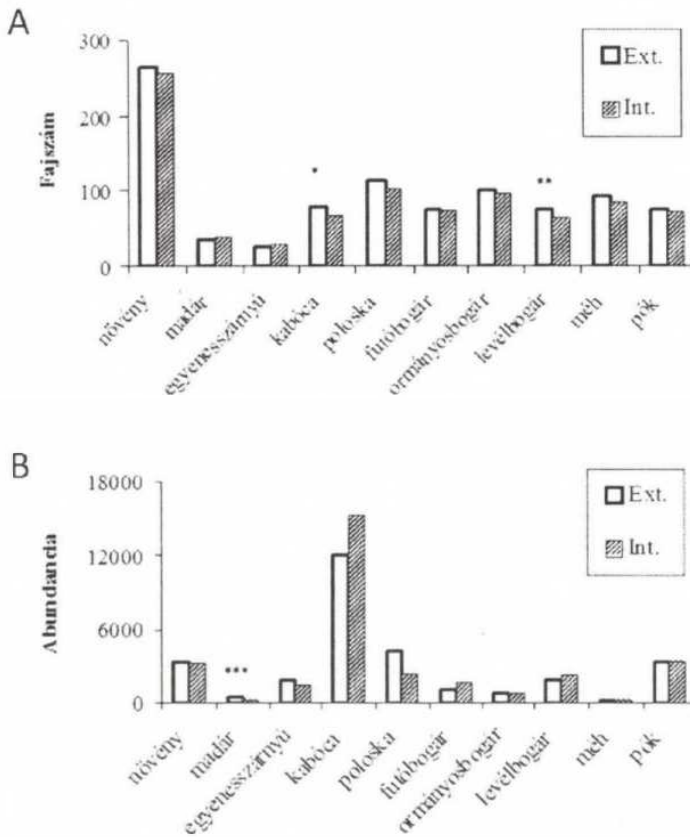
Az elemzések során a fajsámot és az abundanciát lineáris kevert modellekkel (pár mint random faktor, kezelés és régió mint fix faktor, gyepszázalék mint kovariáns) elemeztük. Diszkriminancia elemzést alkalmaztunk a három régió elkülönülésének vizsgálatára a log10 transzformált madárterritóriumszám – mintavételi hely mátrixon. Végül sokváltozós általános lineáris modellezést alkalmaztunk, ahol a függő változók az egyes fajok abundanciái voltak. Az SPSS programcsomag segítségével végeztük az elemzéseket (SPSS 1999).



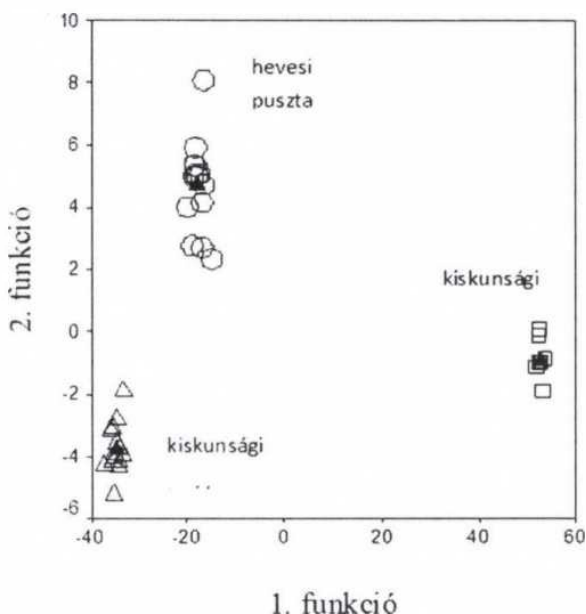
1. ábra. A mintavételi elrendezés ábrázolása. A gyepek szegélyében és attól 50 méterre 10 darab 1×5 méteres kvadrátban történt botanikai felvételezés, illetve 1-1 tölcséres csapdába talajon mozgó ízeltlábúak mintavételezése történt meg. A kvadrátok mellett 95 m-es transekt mentén történt a fűhálós gyűjtés.

Eredmények

Összesen 348 növényfaj, 43 madárfaj 748 territóriumát, és 806 ízeltlábú faj 53014 egyedét tartalmazza az adatbázisunk. Általános benyomás, hogy nincs különbség az extenzív és intenzív gyepek fajszámában és abundanciájában (2. ábra). Ezt megerősítette a lineáris kevert modellezés, mert fajszám esetében két taxonra jött ki szignifikáns kezelés (azaz legeltetés intenzitása) hatás, és abundancia esetében csak 1 csoportra a 10-ből (madarak/territóriumszám/) (2. ábra).



2. ábra. A kiskunsági szikesen, turjánon és a hevesi füves pusztákon mintavételezett csoportok összefajszáma (A) és abundanciája (B) extenzíven és intenzíven legeltetett gyepekben. A szignifikancia értékek nem az egyedszámok egyszerű összevetésén, hanem a lineáris kevert modellezésen alapulnak. Az abundancia egyedszámot jelent, kivéve a növényeket, ahol %-os borítást, illetve a madarakat, ahol territórium számot jelent. *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$



3. ábra. Diszkriminancia elemzés, mely a három régió madárközösségeinek elkülönülését mutatja. Az első két diszkriminancia funkció van feltüntetve. A fekete háromszögek a csoport centroidot jelölik.

A tájszerkezet egyszerűsödésével (azaz a gyepek 80-100%-os dominanciájával) a fajszám csökkent a futóbogarak, levélbogarak és a kabócák esetében. Hasonló összefüggést mutatott a futóbogarak egyedszáma, míg az egyenesszárnyúaké csökkent.

A három régió hatása igen erősen jelentkezett a legtöbb taxonnál. Példaként a madarakra végzett diszkriminancia elemzést mutatjuk be, mely során a territóriumszámot tartalmazó faj/mintvételi hely mátrix elemzésekor a 3 *a priori* csoport alapján 100%-os osztályozást, azaz teljes elkülönülést eredményezett az eljárás (3. ábra).

A sokváltozós általános modellek alapján jóval árnyaltabb képet kaptunk, mint az egyváltozós modellek alapján, ahol vagy a fajszám, vagy az abundancia szerepelt függő változóként. Itt minden faj egy-egy változót jelent, így a közösség struktúrájának, a fajok identitásának szerepe (pl. melyik faj melyik régióban gyakoribb) is értékelésre kerül. Bár kezelés-hatást közvetlenül ez az elemzés se mutatott ki, azt kimutatta, hogy a kezelés×régió interakció a 10 taxonból 8-nál szignifikáns volt (1. táblázat). Ez azt mutatja, hogy a kezelésnek, azaz legelés intenzitásának igenis van hatása, csak hogy az eltérő régiókban (azaz eltérő gyeptípusokban) ez a hatás eltérő lehet.

1. táblázat. Kiskunsági szikes és turjános, valamint a hevesi legelőkön mintavételezett taxonokra a legelés intenzitásának (kezelés) és a régiónak a hatása. Az egyes fajok abundancia értékei alapján végzett sokváltozós általános lineáris modellezés eredményei. A kezelés, a régió és ezek interakciója voltak a faktorok. (*): $p < 0,1$; (*): $p < 0,05$; (**): $p < 0,01$; (**): $p < 0,001$; ns: nem szignifikáns. (Báldi et al. submitted alapján.)

	Kezelés		Régió		Kezelés × Régió	
	F érték	szignifikancia	F érték	szignifikancia	F érték	szignifikancia
növény	93,47	0,082 (*)	1753,1	0,001 ***	647,90	0,002 **
madár	29,20	ns	145,44	0,007 **	42,54	0,023 *
egyenesszárnyú	1,49	ns	7,16	0,000 ***	1,87	0,024 *
kabóca	15,27	ns	35,05	0,028 *	31,91	0,031 *
poloska	14,40	ns	183,90	0,005 **	71,49	0,014 *
futóbogár	0,98	ns	5,10	ns	1,54	ns
ormányosbogár	12,62	0,076 (*)	67,81	0,002 **	66,13	0,003 **
levélbogár	10,38	ns	126,52	0,008 **	73,06	0,014 *
méh	0,66	ns	1,02	ns	1,16	ns
pók	25,64	ns	209,30	0,005 **	42,50	0,023 *

Értékelés

Európa nyugati és északi területein az agrár termelés intenzitásának növekedését teszik felelőssé a biodiverzitás csökkenéséért (pl. Mattison & Norris 2005). Magyarország, illetve általában Közép-Európa élővilága kontinentális összevetésben egyedi és gazdag (Varga 1995). Ráadásul a mezőgazdasági élőhelyekhez kötődő fajoknál, eltérően a nyugati helyzetűtől, némi populációnövekedés figyelhető meg (Gregory *et al.* 2005, Szép *et al.* 2006).

Elemzésünkben nem tudtunk általános kezelési hatást kimutatni. Csakhogy vizsgáljunk mind élőhelyek, mind taxonok tekintetében igencsak átfogó volt, így az egyszerű elemzéshez ökológiailag nem megalapozottan vontuk össze az adatokat. Erre utal, hogy a régió és kezelések interakciója viszont szignifikáns volt az esetek többségében. Ez igencsak fontos eredmény, hiszen egyrészt magyarázza a korábbi irodalmi adatokban talált ellentmondásokat, azaz területek és taxonok között eltérések lehetnek (Kleijn & Sutherland 2003), másrészt roppant fontos útmutatót ad a hazai természetbarát mezőgazdálkodáshoz: úgy néz ki, hiú ábránd országos szintű egységes és hatékony kezeléseket keresni. Feltehetően a hatékonyságot kisebb életföldrajzi régiókra kidolgozott, specifikus kezelésekkal lehet csak elérni.

Vizsgálatunk fontos és időszerű következtetéseket eredményezett, de számos felderítetlen terület maradt. Idetartozik a kutatási eredményeink tájékológiai elemzése, mely több taxonra folyamatban van (pl. Batáry *et al.* 2007). Jelen egyszerű elemzés is több taxonra kimutatott tájleptéki hatást. Fontos lenne kiterjeszteni a legeltetés hatásának vizsgálatát szélesebb intenzitási skálára, illetve birkalegelőkre. Végül hasonlóan lényeges a szegényebb élővilágnak otthont adó, ám az ország több mint felét kitevő szántóföldek vizsgálata (Tóth & Báldi 2006, Kovács *et al.* 2007).

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönjük a terepi segítséget és tanácsokat, többek között Bankovics Andrásnak, Bankovics Attilának, Biró Csabának, Cseceserits Anikónak, Erős Zsoltnak, Farkas Jenőnek, Gálhidy Lászlónak, Honti Júliának, Kancsal Bélának, Kenderes Katának, Kovács Eszternek, László Ildikónak, Lhotsky Barbarának, Máté Andrásnak, Mihók Barbarának, Molnár Lászlónak, Nagy Istvánnak, Szabó Rebekának, Tóth Lászlónak és Utassy Tibornak. A Kiskunsági és Bükk Nemzeti Parkok, illetve a földtulajdonosok engedélyezték a területükön való kutatást. A pályázatot az EU 5. keretprogram EASY projektje tette lehetővé (QLK5-CT-2002-01495). A cikk elkészítését a Faunagenezis NKFP projekt (3B023-04) és Báldi András számára a Bolyai János Kutatói Ösztöndíj támogatta.

Irodalomjegyzék

- Ángyán, J., Tardy, J. & Vajnáné-Madarassy, A. (szerk.) (2003): *Védett és érzékeny természeti területek mezőgazdálkodásának alapjai*. – Mezőgazda, Budapest.
- Báldi, A. (2005): Az agrár-környezetvédelmi programok ökológiai kutatásának szükségességéről. – *A Falu*, **20**: 61–65.
- Báldi, A., Batáry, P. & Erdős, S. (2005): Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. – *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **108**: 251–263.
- Báldi, A., Batáry, P., Erdős, S. & Sárospataki, M. (2006): A biológiai sokféleség megőrzésének lehetőségei az agrár-környezetvédelemben. – *Magyar Tudomány*, 2006/6: 670–674.
- Báldi, A., Batáry, P., Kleijn, D., Erdős, S., Kisbenedek, T., Orci, K. M., Orosz, A., Podluszány, A., Rédei, D., Rédei, T., Rozner, I., Sárospataki, M., Szél, G. & Szűts, T. Effect of grazing intensity on biodiversity in semi-natural grasslands in Hungary: lessons for new agri-environment schemes. Submitted.
- Batáry, P., Orci, K.M., Báldi, A., Kleijn, D., Kisbenedek, T. & Erdős, S. (2007). Effects of local and landscape scale and cattle grazing intensity on Orthoptera assemblages of the Hungarian Great Plain. – *Basic and Applied Ecology*, **8**: 280-290.
- Demeter, A. (szerk.) (2002): *Magyarország és a Natura 2000. Európai hálózat a természeti értékek megőrzésére*. – Öko Rt., Budapest.
- Dieterich, M. & Van der Straaten, J. (eds.) (2004): *Cultural landscapes and land use – The nature conservation-society interface*. – Kluwer Academic Publisher, Dordrecht.
- Duelli, P., Obrist, M. K. & Schmatz, D. R. (1999): Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. – *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **74**: 33–64.

- Gregory, R. D., Strien, A. van, Vorisek, P., Gmelig Meyling, A. W., Noble, D. G., Foppen, R. P. B. & Gibbons, D. W. (2005): Developing indicators for European birds. – *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **360**: 269–288.
- Kovács, A., Batáry, P. & Báldi, A. (2007): A tájszerkezet hatása őszi vetésű gabonaföldek flórájára és iteltlábú faunájára. *Tájökológiai Lapok*, **5**: 151–160.
- Kleijn, D. & Sutherland, W. J. (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? – *Journal of Applied Ecology*, **40**: 947–969.
- Mattison, E. H. A. & Norris, K. (2005): Bridging the gaps between agricultural policy, land-use and biodiversity. – *Trends in Ecology and Evolution*, **20**: 610–616.
- SPSS, (1999): *SPSS Base 10.0*. – SPSS Inc., Chicago, USA.
- Szép, T., Halmos, G. & Nagy, K. (2006): Madarak monitoringja – a természeti állapotot befolyásoló regionális, országos és globális hatások monitorozása. – *Magyar Tudomány*, **2006/6**: 675–679.
- Tóth, Z. & Báldi, A. (2006): Az organikus gazdálkodás hatása a biodiverzításra. – *Természetvédelmi Közlemények*, **12**: 17–33.
- Varga, Z. (1995): Geographical patterns of biological diversity in the Palaearctic Region and the Carpathian Basin. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, **41**: 71–92.
- Verhulst, J., Báldi, A. & Kleijn, D. (2004): The relation between land-use intensity and species-richness and abundance of birds in Hungary. – *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **104**: 465–473

Effects of grazing intensity on the biological diversity of grasslands of the Hungarian Great Plain

András Báldi ¹, Péter Batáry ², Sarolta Erdős ^{2,3}, Tibor Kisbenedek ^{1,4}, Kirill Márk Orci ¹, András Orosz ², Attila Podlussány ², Dávid Rédei ², Tamás Rédei ⁵, István Rozner ², Miklós Sárospataki ⁶, Győző Szél ² and Tamás Szűts ²

¹ *Animal Ecology Research Group of the Hungarian Academy of Sciences and the Hungarian Natural History Museum, 1083 Budapest, Ludovika tér 2. baldi@nhmus.hu*

² *Hungarian Natural History Museum, 1088 Budapest, Baross u. 13.*

³ *SzIE Environmental Sciences PhD Program, 2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.*

⁴ *Janus Pannonius Museum, 7629 Pécs, Szabadság u. 2.*

⁵ *Institute of Ecology and Botany, HAS, 2163 Vácraátót, Alkotmány u. 2-4.*

⁶ *SzIE Department of Zoology and Ecology, 2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.*

Farmland covers half of Europe, and two-third of Hungary. Therefore, the understanding of the relationship of management and biodiversity is a priority research in conservation biology. We compared extensively and intensively grazed pastures within the EASY EU 5 FP project, based on 348 plant-, 46 bird-, 806 arthropod species, and on landscape ecological measures. Sample areas were in the Kiskunság (alkali and wet meadow areas) and in the Heves (alkali grasslands). Sampling was carried out in 2003. There is no management effect on the number of species, in either of the taxa, and in four out of the ten in abundance. The three sample regions, however, separated clearly. The management by region interaction term is significant for eight taxa out of ten. It indicates that management has effect on grassland assemblages, but this effect varies across regions.

Key-words: agri-environment, EU Common Agricultural Policy, grasslands of Heves, alkali grasslands of Kiskunság, wet meadows of Kiskunság, farmland management

A szigetközi élőhelyek növényzetének változásai a Duna elterelése óta

Hahn István¹, Gergely Attila², Barabás Sándor³

¹ELTE Biológiai Intézet, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék

1117 Budapest, Pázmány stny. 1/C. e-mail: hahn@ludens.elte.hu

²BCE Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék, 1118 Budapest, Villányi út 35-43.

³MTA ÖBKI, 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2-4.

Felelős szerző: Hahn István, ELTE BI Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány stny. 1/C., tel: 209-0555/1710, fax: 381-2188, e-mail: hahn@ludens.elte.hu

Összefoglaló: A Duna szigetközi elterelése a főmeder közelében jelentős mértékű talajnedvesség-csökkenést okozott. Ennek növényzetre gyakorolt hatását vizsgáljuk párhuzamosan négy módszerrel. Az elterelést követő változások a kezdeti nagymértékű, gyors átalakulások után jelenleg egy lassabb szakaszban vannak, egyik évről a másikra már nem történnek jelentős változások. Az egyes mintaterületeken előke-
rült fajok számát, és tömegességüket az adott év vegetációs periódusának időjárási viszonyai is jelentős mértékben befolyásolják. A fászszerűak és a klonális lágyszűrűak tömegessége csak igen lassan változik a szárazodás hatására. A felvehető víz mennyiségének csökkenése mellett indirekt hatások is befolyásolják a növényzetet, erdőkben a fajok üzemtervi lecserélése, gyepekben a kaszálás elmaradása vagy ritkulása okoz jelentős változásokat a növényzet összetételében és szerkezetében.

Kulcsszavak: Szigetköz, monitoring, nádas, cönológiai felvétel

Bevezetés

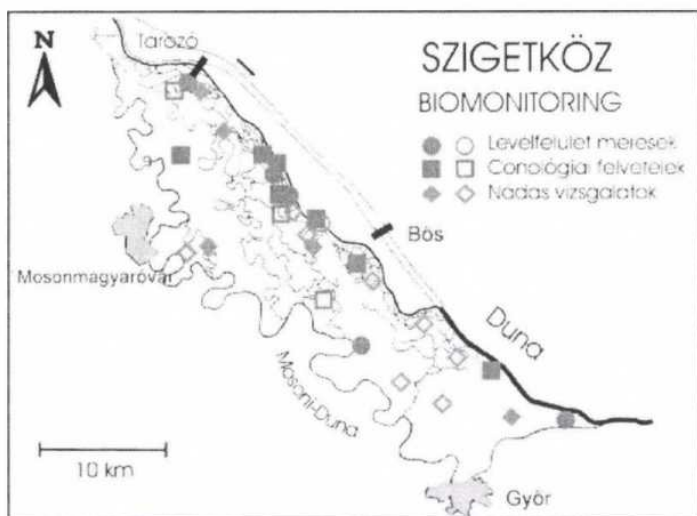
1992. október 25-én Duna vízének jelentős részét a Dunacsúny-Szap szakaszon 42 kilométer hosszúságban megépített üzemvíz-csatornába terelték. Ennek következtében az érintett szakaszon a főmederben a vízhozam 80-90%-kal, a vízszint mintegy 3 méterrel csökkent, a mellékágak egy része teljesen kiszáradt. Az ennek hatására bekövetkezett talajvízszint-csökkenés a Szigetközben mérési helyszíntől és a Duna aktuális vízállásától függően változó mértékű. A mesterségesen stabilizált vízszintű Mosoni-Duna mentén talajvízszint-csökkenés nem következett be. Az Öreg-Duna medréhez közel, magas vízálláskor a hullámtéren az elterelést megelőzőhöz képest 4 méteres is lehet a talajvízszint-csökkenés. A talaj felvehető vízkészletének csökkenése mellett hosszú távon jelentős hatású változás a hullámtér rendszeres elöntéseinek elmaradása vagy ritkulása. A kedvezőtlen jelenség hatásának csökkentésére eleinte szivattyús vízpótlást végeztek, majd 1995. május 11-től fenék-
küszöbös vízpótlással kormányoznak vizet a hullámtérbe, részben természetes medrekben, részben mesterségesen kialakított csatornában.

A Szigetköz növényzetének kutatását a 20. század közepe táján Zólyomi Bálint és Kárpáti István végezte (Zólyomi 1937, Kárpáti 1957). Az időközben bekövetkezett változásokat vizsgálta munkacsoportunk bokorfüzesekben és puhafaligetekben (Simon et al. 1993). A cönológiai felvételek fajkompozícióinak összehasonlítása enyhe szárazodást és degradációt

jelez. Még az elterelés előtt kezdett cönológiai vizsgálatokat erdei társulásokban Kevey Balázs, ezek egy részét az elterelés után megismételte (Kevey 1998, 1999, 1999a, 2001, 2003, 2004, Kevey és Alexay 1996). Eredményei alátámasztják azt a feltevést, hogy az erdőállományokban bekövetkezett átalakulások annál nagyobb mértékűek, minél inkább vízhez kötött társulásról van szó. A víztározók és vízierőművek létesítése után bekövetkezett biológiai változások irodalmába nyújtott betekintést Lengyel Szabolcs és Hajósy Adrienne (Lengyel 1998, 1999, Hajósy 1999). Az emberi beavatkozásoknak a Szigetköz tájszerkezetére gyakorolt hatását elemzi Szabó Mária (Szabó 2006).

Anyag és módszer

A szigetközi botanikai monitoring során több módszert kezdtünk el alkalmazni, ezeken belül a cönológiai felvételezések esetében borításbecslést alkalmaztunk, a nádasok és a levélfelületek vizsgálatakor méréseket is végeztünk. A vizsgálatokat 1987-ben kezdtük, de különböző okokból egyes területek vizsgálatát nem lehetett folytatni, ezek helyett máshol, vagy más eljárással folytattuk a kutatást. Módszertani tapasztalatainkat külön közleményben szándékozunk részletezni, a hosszú távú botanikai terepmunka néhány tapasztalatát ismerteti egy tanulmány (Hahn 2006). A szigetközi monitoring története, eredményeinek egy része megtalálható az alábbi honlapokon: www.bosnagymaros.hu, www.szigetkoz.biz. A munkacsoportunk által vizsgált mintaterületek elhelyezkedését mutatja az 1. ábra.



1. ábra. A Szigetközben levő mintaterületek elhelyezkedése. A telt jelek a jelenleg is vizsgált területeket jelölik, az üresek pedig azokat, amiknek a vizsgálatával valamilyen ok miatt fel kellett hagyni. Ennek leggyakoribb oka az volt, hogy a mintaterület gyakorlatilag megsemmisült, csatornát vezettek át rajta vagy felszántották.

Cönológiai felvételezéseket évente egyszer, nyár közepén végeztünk, melynek során mintaterületenként becsültük a 25×25m-es kvadrátok növényfajainak borítását az egyes fajok tömegességének megállapítására. A mintaterületeket csenkeszes nedves kaszálórétben (*Cirsio cani-Festucetum pratensis*) Dunaszigetnél, szigetközi tölgy-köris-szil ligetben (*Pimpinello majoris-Ulmetum*) Dunakilitinél, Dunaszigetnél és Hédervárnál, alföldi gyertyános-tölgyesben (*Circaeo-Carpinetum*) Halászinál, fűzligetben (*Leucojo aestivi-Salicetum albae*) Vámoszabadinál és Kisoroszinál, továbbá egy nemesnyárasban Lipótnál jelöltük ki.

2004-ben először, a mintavétel pontosságának növelése céljából az eddig alkalmazott A-D skála helyett százalékban adtuk meg a borítás értékeit. A borítás értékek becslése szubjektív, nagy gyakorlatot igénylő tevékenység. Mivel a vizsgálati időszakban a becsléseket ugyanazok a botanikusok végezték, okkal feltételezhető, hogy esetleges becslési hibáik mindig hasonló mértékűek voltak. 10% borításérték felett azonban ez a skála túl durvának bizonyult, az esetek többségében az egyes fajok tömegességének éves változása nem érte el azt a mértéket, hogy egyik A-D kategóriából egy másikba kerüljenek. Ezért 2004-től kezdve egy olyan skálát alkalmazunk, ahol 10 % alatt 1 százalékos pontossággal becsüljük a borításértékeket, felette pedig 10%-os lépésközökkel, meghagyva „+” kategóriát, ami az olyan fajok mennyiségét jelöli, melyek előfordulnak ugyan a területen, de ritkák, vagy aprók.

A nádas állományok vizsgálatához méréseket végeztünk. Nyár közepén a mintaterületeken az állomány sűrűségét becsüljük 300 cm²-es mintavételi kerettel, a mintaelemszám helyszínenként 200 volt. Ősszel, a hajtások növekedésének befejeződése után területenként 50 nádtő magasságát mértük a legalsó nódusztól a buga tetejéig, fél centiméteres pontossággal. Öt mintaterületen végeztük a vizsgálatokat. Dunakilitinél (Szárz-erdő, Felső-Szigetköz) egy eredetileg egy hektáros gyomosodó, szárazodó nádasban, Cikolaszigetnél (Cvek-lapos, Felső-Szigetköz) egy kiszáradt, több hektáros nádasban. Lipót mellett (Holt-Duna, Középső-Szigetköz) a morotvató szélén levő nagy, összefüggő nádas az elterelés után szárazodásnak indult, de amióta a vízpótlás magas vízborítást biztosít, meg tudta őrizni homogén nádas jellegét. Két nádas kontrollterület, ott vízszintesökkenés nem történt. Arak mellett (Malom-szer) az állomány egy csatornában található, a kisbajcsi a Szavai-csatorna mentén, több hektáros kiterjedésben terül el.

A lecsökkent vízszintű, szárazfölddé vált Duna-meder spontán szukcessziós vizsgálatát 1994-ben kezdtük el Dunaremeténél, a vízmércétől alvízi helyzetben kb. 1 km-re (fkm. 1825). Itt a folyó szélessége közepes vízszintnél 300 m, a szárazra került partszakasz viszonylag rövid. Két db 50 m hosszú transzektet jelöltünk ki a jelenlegi vízparttól merőlegesen az eredeti partél irányába. Mindkét mintavételi sor esetén 25 db 2×2 m-es, egymással érintkező kvadrátot tűztünk ki. Minden évben kora nyáron megbecsültük az egyes kvadrátokban megfigyelt növényfajok százalékos borítását. A helyszín kiválasztását elsősorban a közeli vízmérce adatsora és a medermorfológiai viszonyok indokolták. A transzekték végei közötti magasságkülönbség (lejtés) kb. 3 m. A vizsgálat kezdetén az alsó részen az aljzatban a durva kavics az uralkodó, majd följebb haladva az eredeti part felé a kavicsok közé lerakódott finom homok és iszap a jellemző. Ezen munka első 8 évének eredményeit részletesen ismertettük (Gergely et al. 2001). A konkrét mintavételi helyszínekhez kötődő vizsgálatok mellett folyamatosak voltak a terepbejárások, hogy ne csak kis területekről legyenek részletes adatok, hanem átfogó képet is tudjunk alkotni a Szigetköz növényzetéről. Ebben a

rövid közleményben nem törekedhetünk az egyes mintaterületek vizsgálati eredményeinek konkrét bemutatására, az általános tapasztalatok ismertetésére szorítkozunk.

Eredmények és értékelésük

Az Öreg-Duna medre és közvetlen környezete

Az Öreg-Duna medrében a vízszintcsökkenés miatt egy kavicsáv szárazra került, szélessége változó, helyenként a 100 métert is meghaladja. A szárazföldi növények igen gyorsan megtelepedtek. Az első években a szokásos vízparti zátonynövény – pl. keserűfű (*Polygonum*) és kányafű (*Rorippa*) fajok telepedtek meg tömegesen a kavicsaljzaton. A negyedik évtől kezdve jól felismerhető sávos elhelyezkedés a jellemző. A jelenlegi vízparton kialakult egy 30 méter széles fehér füzes sáv. Eleinte kefesűrű volt, de 10 éves korára a 15 méter magas lombkorona olyan zárt lett, hogy a felritkulás következtében az alsó 3-4 méteren már ritkák a fás hajtások és újra megjelentek a lágyszárú fajok. A füzes sáv felett egy relatíve vizigényes magaskórós öv alakult ki, mely átvészeli az időnkénti elárasztást. Domináns fajai a nagy csalán (*Urtica dioica*), a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) és a hamvas szeder (*Rubus caesius*). E sáv és a régi vízpart között szárazságtűrő gyomtársulás található, mivel minél inkább távolodunk az új vízparttól a régi felé, a talajvíz annál mélyebben található a talajfelszíntől és a vékony iszap alatt rossz vízemelő-képességű kavicsos van. E két, lágyszárúak által dominált sáv nem lesz hosszú életű, lassan felülnövi egy zöld juharból (*Acer negundo*) álló újabb fás sáv. Az „új szárazföldi” sávban előfordulnak értékes fajok is, pl. a fekete ribiszke (*Ribes nigrum*), de jellemzőbbek az özöngyom fajokból álló foltok. A spontán szukcesszió első évtizedében jelentős faji átrendeződések történtek. A kezdetben magas borításértéket mutató fajok közül eltűntek a következők: kaporlevelű ebszékfű (*Tripleurospermum inodorum*), szelíd keserűfű (*Polygonum mite*), erdei kányafű (*Rorippa sylvestris*), mocsári sás (*Carex acutiformis*), kerek repkény (*Glechoma hederacea*), vízi peszérce (*Lycopus europaeus*), közönséges lizinka (*Lysimachia vulgaris*), réti füzény (*Lythrum salicaria*), parlagi bolhafű (*Pulicaria vulgaris*), göcsös görvélyfű (*Scrophularia nodosa*), magas zsombor (*Sisymbrium strictissimum*), hamvas fűz (*Salix cinerea*), csigolyafűz (*Salix purpurea*). Jelentősen nőtt a következő fajok borítása: fehér fűz (*Salix alba*), csomós ebir (*Dactylis glomerata*), siskanád (*Calamagrostis epigeios*), réti perje (*Poa pratensis*), zöld juhar (*Acer negundo*). Emellett van néhány olyan tömeges faj is, melyek borításváltozása a az évek során nem mutatott határozott tendenciát: nagy csalán, magas aranyvessző, kisvirágú őszirózsa (*Aster lanceolatus*), a mocsári perje (*Poa palustris*), és fehér tippán (*Agrostis stolonifera*) borítása pedig jelentős ingadozásokat mutatott.

A mellékágrendszerek

A legdrasztikusabb változások az ágrendszer azon részein történtek, melyekbe 1992 után egyáltalán nem jutott víz. A környező nádasok növényzetének magjai, melyek az ágak iszapjában folyamatosan jelen voltak, már az első, elterelést követő vegetációs periódusban kicsírázva megindították a szárazföldi szukcessziót. A második évre teljesen beborították a kiszáradt morotvák talaját. A domináns faj a szelíd keserűfű volt mintegy 90%-os borí-

tással, mellettük a nád (*Phragmites australis*) 10%-ot, az éles sás (*Carex gracilis*) 5%-ot borított az elterelést követő második nyáron. Az eredeti hínárnövényzet a tartósan szárazföldivé vált részeken eltűnt, de az iszapban vastag gyöktörzsszel rendelkezők még sokáig elvegetálnak (pl. tündérrózsa, (*Nymphaea alba*) vizitök (*Nuphar lutea*). Ahol a vízpótlás újra feltöltötte a morotvát, ezek a fajok szinte azonnal "újjaéledtek" az iszapban túlélő propagulumokból.

A hullámtér

A talajvízszint-csökkenése mellett a több-kevesebb rendszerességgel bekövetkező elárasztások elmaradása az, ami hosszabb távon megváltoztathatja a növényzetet. A szárazodás a nedvességigényes fajok visszaszorulásával jár, helyüket igénytelenebb gyomok veszik át. Ez a folyamat már megindult, lassítása vagy visszafordítása csak a talajvízszint mesterséges emelésével lehet. Az elárasztások elmaradása lehetővé teszi a hosszabb-rövidebb vízborítást el nem viselő, gyomjellegű fajok tömeges megtelepedését, melyek fokozatosan kiszorítják az elárasztáshoz adaptálódott eredeti fajokat. A fajstruktúra átrendeződésének egy hosszabb távon bekövetkező hatása az, hogy a magasabb térszínekről érkező Duna nem tud a hullámtéren propagulumokat (magokat, spórákat, hajtásrészleteket) lerakni, ilyen utánpótlás nélkül pedig a hegyi jellegű érzékenyebb fajok el fognak tűnni. Ha a növényzet átrendeződésében csak természetes folyamatok játszanának szerepet, az eredeti puhafa ligetek helyét keményfa ligetek vennék át.

Az elterelés előtt a havasi ikravirág (*Arabis alpina*) kis populációja élt Lipót térségében. Termőhelyét azóta sűrű csalános foglalta el, az ikravirág nem került elő. Hasonló sorsra juthatott a mandulalevelű bokorfüzesekben élő keserű kakukktorma (*Cardamine amara*), mely a Duna elterelését követő második évtől kezdve valamennyi lelőhelyéről eltűnt (Kevey 2001, 2004). Sajnálatos jelenség az özöngyomok előretörése, Dunaremeténél egy szobányi területen megtalálható a bálványfa (*Ailanthus altissima*), a zöld juhar, a hibrid japánkese-rűfű (*Fallopia × bohemica*), a siskanád, a kisvirágú őszirózsa és a magas aranyvessző.

A mentett oldal és a Mosoni-Duna környéke

A Mosoni-Duna mentén található az a keményfaligetek, melyek botanikailag a Szigetköz legnagyobb értékei. Ebben a Dunaágban a vízhozam egyenletesen magas, a környező erdőkben egyértelműen a talajvízszint-csökkenésnek tulajdonítható szárazodás nem figyelhető meg, jóllehet a talajvízszint nem éri el azt a szintet, mely a helyi lakosok szóbeli közlése szerint a 20. század első felére volt jellemző. A Mosoni-Duna partján sok helyen nagyon szép természetközeli füzesek és keményfaligetek találhatóak jelenleg is.

A nádasok

A nádas állományok közül azok, melyeket legalább időnként elborít a víz, jó állapotban maradtak (Kisbajcs, Lipót). A kiszáradó nádasokban vizet az elterelés óta nem találtunk. Emiatt a szárazföldi növényzet kezd uralkodóvá válni, dominánssá válik a nagy csalán és a mezei aszat (*Cirsium arvense*). Nádas jellegüket elvesztették, szemre inkább olyan sűrű csalánosnak tűnnek, amelyben sok nád is van. A környék nagytestű vadjai pihenőnek használják, jelentős taposást és törést okozva. A nád teljes eltűnésére nem kell számítani, mert

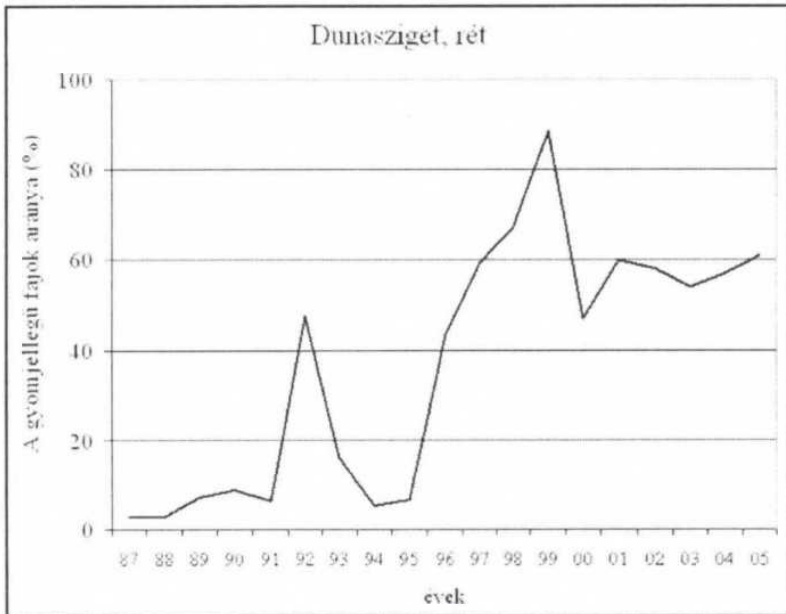
tűri a szárazságot is, nitrogénigényét pedig még hosszú ideig fedezni tudja a talaj tartalékai-ból. A talajvízszint-csökkenés mérséklésére vízpótló rendszert működtetnek, ennek hatása leginkább a Felső-Szigetközben érvényesül. A vízpótló rendszerrel a Lipóti-morotvató vízszintjét megemelték, a szélén két év alatt vízparti növények telepedtek meg: nyilfű (*Sagittaria sagittifolia*), vízilófkű (*Hippuris vulgaris*), virágkaka (*Butomus umbellatus*), vízi hidőr (*Alisma plantago-aquatica*), békatutaj (*Hydrocharis morsus-ranae*), mocsári nőszirm (*Iris pseudacorus*). Fontos, hogy a mesterséges vízpótlás csak a rendelkezésre álló víz mennyiségét növeli meg, de kémiai összetétele, áramlási sebessége eltérhet attól, amihez az eredeti növényzet alkalmazkodott, ezért a vízpótlás megtervezésekor ezekre is tekintettel kell lenni.

A területkezelések megváltozásának hatása

A Duna elterelést követő talajvízszint csökkenés sok helyen közvetlenül károsította a hullámtér növényzetét. Emellett kiszolgáltatottabbá teszi azokat a légköri aszály hatásának, mivel nem képesek a szárazabbá vált talajból pótolni a csapadékhiányt. A szárazodás hatására bekövetkező növényzeti változások nem csak a természetes szukcessziós folyamatok útján mennek végbe, ezért előrejelzésük sok esetben nehéz. Az ERTI vizsgálatai szerint az életben maradt fák átlagos növedékértéke jelenleg az elterelést megelőzőnél alacsonyabb, 1994-es szint körül alakul. Az eredeti főmedret és a mellékágakat szegélyező bokorfüzesekben és fehér füzesekben sok fa elpusztult, sokat pedig idő előtt letermeltek. Az erdőtervek készítésénél figyelembe veszik a megváltozott talajvízszintet is, a Mosoni és a Győri erdőtervezési körzetben több helyen puhafás helyett keményfás célállományt terveznek. A Mosoni körzetben a 2003-tól 2012-ig érvényes tervezési időszakban 55 hektáron történik puhafás-keményfás csere. Nemesnyárat három hektáron kocsányos tölgy, 43 hektáron egyéb lombos keményfa, köztük a tájidegen fekete dió (*Juglans nigra*) és keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*) vált fel. Hazai nyárat 1 hektáron akác, 6 hektáron egyéb kemény lombosfa követ. A Győri körzetben az 1997-től 2006-ig terjedő időszakban 64 hektáron történik puhafás-keményfás csere. Itt nemesnyárat 50 hektáron váltja fel kocsányos tölgy, 5 hektáron pedig egyéb kemény lombosfa fajok. Hazai nyárfajokat 13 hektáron cserélnék le kocsányos tölgygel, 1 hektáron pedig egyéb kemény lombosfa fajokkal. A talajvízszint csökkenést követő növényzeti változások sorában az erdőállományok átalakulása az erdészeti üzemterveknek megfelelően egy adott helyen nem folyamatosan, hanem hirtelen következik be. A változások ráadásul a tag- és részlethatároknak megfelelően térben mozaikosan jelentkeznek. A természetes szukcessziós folyamatokhoz csak áttételesen kapcsolódó emberi beavatkozás miatt a fás állományok változásait évtizedes időléptékben előre jelezni igen nehéz.

Gyepekben is jelentkezik az emberi tevékenység megváltozásának az értékelést zavaró hatása. A hosszú távú monitorozás során a nagy tűrőképességű klonális növények viselkedése meglepetést is okozhat. Dunasziget térségében a Nyáros-szigeten egy hullámtéri csenkeszes nedves kaszálórét (*Cirsio cani-Festucetum pratensis*) megtalálható volt a parti sás (*Carex riparia*) is, de csak kis mennyiségben, a cönológiai felvételekben „+” jel-

lel szerepeltették. A talajvízszint lesüllyedése után a réten megjelentek később tömeges szárazságtűrőbb fajok, mint pl. 1995-ben a mezei aszat, 1996-ban a fodros bogács (*Carduus crispus*) és a karcosú perje (*Poa angustifolia*). Ennek ellenére a parti sás tömegessége nem csökkent, zárt állományába akkor még nem tudtak más fajok benyomulni. 1995-től kezdve a rétet nem kaszálják. A területhasználat megváltozása eredményeképpen három nagytermetű lágyszárú faj, a mezei aszat, a nagy csalán és a magas aranyvessző vált dominánssá, és lehetővé vált a fásszárú fajok megtelepedésére. Megjelent a zöld juhar, a vadkörte (*Pyrus pyraster*), a magas kőris (*Fraxinus excelsior*), és a hamvas szeder. A parti sás által alkotott folt 1999-ben növekedésnek indult, 2004-re beborította a mintaterület 40%-át. 2005-ben tömegessége már csökkent, helyenként felülntötte és elnyomta a zöld juhar, a magas aranyvessző, és a másfél méteresre is megnőtt pelyhes kenderkefű (*Galeopsis pubescens*). A jövőben várhatóan folytatódik a visszaszorulás, de ha átmenetileg is, a parti sás növelte a mintaterület Zólyomi-féle W-értékeinek kváziátlagát. A szárazodás és a kaszálás elmaradásának együttes hatására a gyomjellegű fajok jelentős mértékben megnőtt. A 2. ábrán az látható, hogyan változott az évek során a réten a fajok összesített borításértékén belül a Borhidi-féle W (honos gyom), RC (honos ruderalis kompetitor) és AC (tájjidegen, agresszív kompetitor) szociális magatartási típusú fajok aránya (Borhidi 1995). 1992-ben a magas értéket a közönséges tarackbúza (*Elymus repens*) szokatlanul magas előfordulási aránya okozta. A magaskórós fajok térhódítása 1995-től indult meg, ezt a folyamatot állította meg – vélhetően csak ideiglenesen – a parti sás alkotta folt növekedése.



2. ábra. A Nyáros-szigeten fekvő mintaterületen a gyomjellegű fajok borításarányának változása.

*

Köszönetnyilvánítás – A terepi felvételezések egy részében jelen közlemény szerzőin kívül részt vett Szabó Mária, Kovácsné Láng Edit, M. Draskovits Rózsa és Simon Tibor. A szigetközi botanikai monitoringot a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium finanszírozza. A monitoring szakmai koordinálását az MTA Szigetköz Munkabizottsága végzi.

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.
- Borhidi A. (2003): *Magyarország növénytársulásai*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 610 pp.
- Gergely, A., Hahn, I., Mészáros-Draskovits, R., Simon, T., Szabó, M., Barabás, S. (2001): Vegetation succession in a newly exposed Danube Riverbed. – *Applied Vegetation Science* **4**: 35–40.
- Hahn I. (2006): A hosszú távú biológiai monitoring módszertani problémái. – In: Kalapos T. (szerk.): *Jelez a flóra és a vegetáció*. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 117–128.
- Hajósy A. (1999): Hozzászólás – Lengyel Szabolcs: „Kitekintés a vízlépcsők biológiai szakirodalmára” című cikkéhez. – *Természetvédelmi Közlemények* **8**: 214–215.
- Kárpáti, I. (1957): *A magyarországi Duna-ártér erdői*. – Dissertatio ad candidaturam (ined.)
- Kevey B. (2003): A Duna szlovákiai elterelésének hatása az Alsó-Szigetköz csigolya bokorfüzesekre (Rumici crispis-Salicetum purpureae Kevey in Borhidi – Kevey 1996). – *Bot. Közlem.* **90**(1–2): 1–18.
- Kevey B., Alexay Z. (1996): A Szigetköz mocsári sásos-égerlápjai (Carici acutiformis-Alnetum). – *Természetvédelmi közlemények*, **3–4**: 81–96.
- Kevey B. (1998): A Szigetköz erdeinek szukcessziós viszonyai. – *Kitaibelia* **3**: 47–63.
- Kevey B. (1999): A Duna szlovákiai elterelésének hatása a Szigetköz növényvilágára. – *Moson Megyei Műhely* **2/2**: 75–95.
- Kevey B. (1999a): A szigetköz erdei I. Ligeterdők. – *Moson Megyei Műhely* **2/1**: 59–82.
- Kevey B. (2001): A Duna szlovákiai elterelésének hatása a Felső-Szigetköz tölgy-köris-szil ligeterdeire. – *Kanitzia*, **9**: 227–249.
- Kevey B. (2004): A Duna szlovákiai elterelésének hatása a Felső-Szigetköz fehér füzligeteire (*Leucojo aestivi-Salicetum albae* Kevey in Borhidi-Kevey 1996). – *Kitaibelia*, **9/1**: 173–186.
- Lengyel Sz. (1998): Kitekintés a vízlépcsők biológiai szakirodalmára. – *Természetvédelmi Közlemények* **7**: 19–32.
- Lengyel Sz. (1999): Válasz Hajósy Adrienne hozzászólására. – *Természetvédelmi Közlemények* **8**: 216.
- Simon, T., Szabó, M., Draskovits, R., Hahn, I., Gergely, A. (1993): Ecological and phytosociological changes in the willow woods of Szigetköz, NW Hungary, in the past 60 years. – *Abstracta Botanica* **17**: 179–186.

- Szabó M. (2006): Az emberi beavatkozások hatásai a Szigetköz tájszerkezetére Lipótás-ványi mellékágrendszer példáján. – In: Kalapos T. (szerk.): *Jelez a flóra és a vegetáció*. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 165–180.
- Zólyomi, B. (1937): A Szigetköz növénytani kutatásainak eredményei. – *Bot. Közlem.* **34**: 169–192.

The changes of vegetation in the Szigetköz region after the diversion of the Danube river

I. Hahn¹, A. Gergely², S. Barabás³

¹ELTE Department of Plant Taxonomy and Ecology,
H-1117 Budapest, Pázmány stny. 1/C., hahn@ludens.elte.hu

²BCE Department of Landscape Preservation and Reclamation, H-1118 Budapest, Villányi út 35–43.

³MTA ÖBKI, H-2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2-4.

Abstract: Diverting the Danube in the Szigetköz region had caused significant reduction of soil water content in the environs of the former main riverbed. We study the influence of this environmental change on the vegetation by using four different approaches. Vegetation responded with rapid and marked compositional changes in the first few years right after river diversion that is now followed by a much slower phase with minor changes between two consecutive years. Weather in the current vegetation period further modifies the species number and abundance at each sample site. The abundance of woody species and clonal plants alters very slowly in response to the drying up of the area. Further, indirect factors contributing to considerable compositional and structural changes in the vegetation are forestry-planned replacement of canopy forming tree species in many forest stands, and the complete abandonment or less frequent cutting on hay meadows.

Key-words: monitoring, phytosociological approach, reed, Szigetköz,

Vegetációváltozások egy nagy kiterjedésű hansági vizes élőhely-rekonstrukción

Takács Gábor¹, Margóczi Katalin², Bátori Zoltán²

¹Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, 9435, Sarród, Rév-Kócsagvár
²Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszék, 6701, Szeged, Egyetem u. 2

Felelős szerző: Takács Gábor, postacím: 9435, Sarród, Rév-Kócsagvár, fax: +36 99 537621,
telefon: +36 30 3966962, e-mail: pokasz@freemail.hu

Összefoglalás: A hansági vizes élőhely-rekonstrukciók első lépéseként felszíni árasztással megvalósult Nyirkai-Hany területén a 2001 óta végezzük a vegetáció vizsgálatát. A részletes, transzekt menti mintavételek és a teljes területre kiterjedő vegetáció-térképezés jól követik a terület vegetációjában bekövetkező változásokat. Az élőhely-rekonstrukció megvalósításakor kitűzött célok alapvetően sikerrel jártak, hiszen ismét van a Hanságban nagy kiterjedésű vizes élőhely és az ehhez kötődő fajok (főleg a madár- és a hínár-fajok) gyorsan elfoglalták az új életteret. A sikert jól bizonyítja a Nyirkai-Hany jelölése Ramsari területté. A területen jelen vannak az egykori domináns fajok (*Phragmites australis*, *Carex acutiformis*, *Typha sp.*), azonban a ritka, korábban kipusztult fajok (pl. *Liparis loeselii*, *Pinguicula vulgaris*) hiányoznak. A közösségek szintjén egyenlőre hiányoznak a nagy kiterjedésű, összefüggő nádasok, de ezek kialakulására reális esély van. A 19. századi, lecsapolások előtti Hanság helyreállítására a jelenlegi környezeti és gazdasági feltételek mellett nincs reális esély, azonban vizsgálataink alapján lehetőség van egy tájképileg hasonló, értékes természeti környezet kialakítására, igaz, jóval kisebb területen. A felszíni árasztások következtében a szomszédos területeken is tapasztalható időszakos és állandó kisvizek jelenléte, ami további értékes élőhelyek kialakulását teszi lehetővé.

Kulcsszavak: vizes élőhely-rekonstrukció, vegetációtérképezés, Hanság

Bevezetés

A hazai vizes élőhelyek, így az egykori nagy kiterjedésű lápok jelentős részét az elmúlt két évszázadban kiszáritották és mezőgazdasági művelésbe vonták. A megmaradt lápfragmentumok értékes növényközösségeknek és számos ritka fajnak biztosítanak élőhelyet. A természetvédelem sokáig ezen töredékek megőrzését, állapotuk konzerválását tartotta feladatának, de a 90-es években egyre inkább előtérbe került az egykori vizes élőhelyek helyreállításának lehetősége is. A szemléletváltozást számos tényező segítette, így többek között a mezőgazdasági területek kiterjedésének csökkentési igénye (túltermelés) és a vízkészletek fontosságának (globális felmelegedés) felismerése. E szemléletváltozás eredményeképp Magyarországon is létesültek vizes élőhely-rekonstrukciók. Az egyik legnagyobb hazai vizes élőhely-rekonstrukció a Hanságban, a Nyirkai-Hanyban készült el 2001-ben 420 hektáron. A munkák kivitelezésével párhuzamosan kezdődött meg annak a monitoring rendszernek a kiépítése, amely feladatául a hansági élőhely-rekonstrukciók eredményeinek és hatásainak vizsgálatát tűzte ki célul. Jelen munkában az elmúlt öt év botanikai monitorozásának eredményeit kívánjuk bemutatni.

Történeti áttekintés

A lecsapolások előtti Hanság

A Hanság kettős medencéjének kialakulása a harmadkor végén kezdődött meg, amikor az agyagos-homokos pannóniai tábla észak-nyugati része medenceszerűen lezökkent, a keletkezett süllyedékben pedig egy tó alakult ki. A tó nem volt hosszú életű, mert a belé ömlő folyók, különösen a Duna őse, nagyon gyorsan feltöltötték hordalékukkal. A Fertő és a Hanság medencéit a Duna hatalmas, Pozsonytól Komáromig elterülő hordalékkúpja, illetve a Rába hordalékkúpja zárja le. A felszín végleges formáját a szél alakította ki, munkájának nyomai jól láthatók az északnyugati-délkeleti irányú homokhalmokon (Kövér 1930). A Fertő medencéjének vízzel való feltöltődését a Vulka és a nyugatra elhelyezkedő hegyekből eredő patakok végezték, a Hanság medencéit pedig a délről érkező, medrét vesztő Ikva és Répce töltötte fel.

A lecsapolások előtti Hanságról jó leírást ad Kövér Fidél (Kövér 1930), aki a Hanság medencéjét a talajvíz állása és az árvizek járása alapján 3 részre különítette el. A 114 mBf magasság alatt lévő területek gyakorlatilag állandóan víz alatt voltak. Ezeknek a 3–4 m mély tavaknak a növényzetét a rögzült és úszó hínárvegetáció alkotta. A belső tavak jellemző képződményei voltak az úszólápok. Elsősorban a láptavak szélén alakultak ki, de egy erősebb szél következtében le is szakadhattak, majd szabadon sodródtak a tó felszínén. A 114–115 mBf magasságon a nádasok voltak a leggyakoribbak. A Hanságnak csaknem a felét kb. 40000 holdat (22000 ha) borította nádas. A legtarkább zónának a 115 mBf magasság feletti területeket nevezi Kövér. A peremvidékeken zombékosok, alacsony sások és mocsári füvek alkothattak zónát (Zólyomi 1934). A lecsapolások előtt a fás növényzet nem volt jellemző a Hanságra. Erdőket elsősorban a peremterületeken, különösen Kapuvár és Kimle környékén találhattunk. A belső, lápos területeken inkább a szélekről leszakadt úszó szigeteken találhattunk kisebb-nagyobb facsoportokat. A nagy mennyiségű elpusztult növényi anyag évezredek alatt vastag tözegréteget hozott létre, mely lassan kitöltötte a Hanság medencéjét.

A lecsapolások és a Hanság kiszáritása

Az ingadozó vízállású, nagyon változó kiterjedésű Hanság szabályozásának gondolata már a XVII. században is felmerült. A kezdeti a XVIII.-XIX. századi tervek (pl. Hegedüs Antal 1970-es, Wittman Antal 1824-es vagy Beszédes József 1826-os terve) a Hanságba befolyó vízfolyások mederrendezésére irányultak, céljuk elsősorban a Hanságba való befolyás megakadályozása volt. A kezdeti próbálkozások különböző okok miatt nem vagy csak kis részben valósultak meg. A végül megvalósult tervet Meiszner Ernő készítette 1878-ban, de a terv kivitelezése csak 1886-ban indult meg. Meiszner terve, amellyel, hogy felhasználta a korábbi terveknek a befolyó vizek elterelésére vonatkozó elképzeléseit, tartalmazta a Hanság teljes lecsapolását biztosító főcsatorna kiépítését is. 1910-re a nagy csatornák többsége elkészült, majd a két világháború között számtalan további kisebb-nagyobb lecsapoló csatornát ástak. A végső döfést a Hanság lápterületeinek az 1958 és 1967 között szervezett KISZ táborok adták meg, amelyek nyomán kialakult a hansági vízrendszer mai képe (Szekendi 1938, Zádor 1982).

A lecsapolások utáni Hanság

A lecsapolások eredményeképp a Hanságból a nyílt vízfelületek szinte teljesen eltűntek, helyüket láprétek, mocsárrétek foglalták el (Zólyomi 1934). A Hanságra az 1920-as években jellemző vegetációt jól ismerjük Zólyomi munkássága alapján. A nagy kiterjedésű, fajgazdag kiszáradó kékperjés és nyúlfarkfüves lápréteken a II. világháború után, a tervgazdálkodás keretében nemes nyár és fűz ültetvényeket létesítettek, amelyek a mai napig meghatározzák a Hanság képét. Az egykori Hanság jelentős részét az erdészeti kultúrák (25%) és szántóföldek (56%) uralják (Corine Landcover 1:50000 alapján). A kékperjés és nyúlfarkfüves láprétek, magassásosok többek között a Fűzfa-szigetek, az Urhany, a Pintér-Hany, az Osló-Hany, a Zsidó-rét területére szorultak vissza. Szerencsés módon megmaradtak a Vesszős-erdő és a Csikos-éger égerlápjai is, de új égerlápok is alakultak ki a tőzeglányászat felhagyása után égerrel beültetett Figurákban. A vizekre jellemző hínárvegetáció a lecsapoló árkokban és a tőzeglányászat nyomán visszamaradt bányagödörökben maradt fenn. Összefoglalva elmondható, hogy a Zólyomi idejében még létező természetes vagy természetközelinek tekinthető növénytakaró az ősi Hanság területének alig 12%-án maradt fenn, a lecsapolások előtti vegetáció pedig szinte teljesen eltűnt (Takács 2001, Kárpáti 2000).

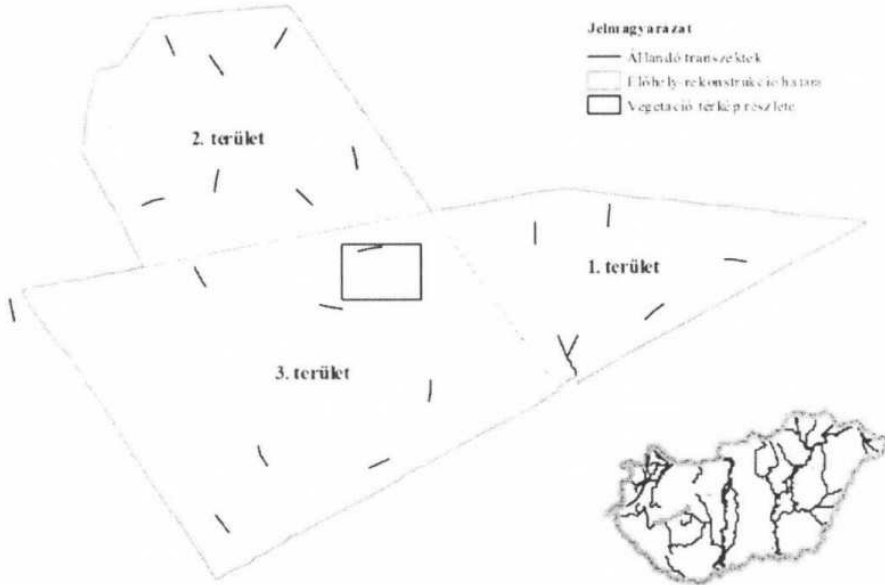
A Hanság fennmaradt természetes közösségei 1976 – a Hansági Tájvédelmi Körzet megalapítása – óta állnak természetvédelmi oltalom alatt, 1994 óta pedig a Fertő-Hanság Nemzeti Park részét képezik.

Anyag és módszer

A Nyirkai-Hanyi élőhely-rekonstrukció

Az élőhely-rekonstrukció célja nagy kiterjedésű nyílt vízfelületek kialakítása a Hanságban, ezzel biztosítva a megmaradt tőzegréteg további oxidációjának megakadályozását, továbbá lehetőséget adni a lápi, a mocsári és a hínárnövényzet kifejlődésének, illetve a vízimadarak fészkelőhelyeinek és a madárvonulás időszakában rendelkezésre álló zavartalan táplálkozóhelyek biztosítása.

A Nyirkai-Hanyi élőhely-rekonstrukciót a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság 2001-ben építette meg a magyar és a holland kormány támogatásával. A felszíni árasztással megvalósult élőhely-rekonstrukció Bősárkány mellett, az egykori Hanság egyik legmélyebb pontján, az ún. bősárkányi-torok közelében helyezkedik el (1. ábra). Az elárasztott terület három, egymástól jól elkülönült, töltésekkel elválasztott medencéből áll. A három medence kialakítása során felhasználták a csatornák meglévő töltéseit és a meglévő utakat. Új töltések kialakítására csak a 2. terület nyugati és északi, illetve a harmadik terület nyugati oldalán volt szükség.



1. ábra: A Nyirkai-Hany (Hanság) vizes élőhely-rekonstrukció áttekintő térképe az állandó transzszektekkel

Az elárasztást a Rábcából és a Kismetszéből, gravitációs úton, felszíni vízzel, zsilipek segítségével valósították meg, felhasználva és kiegészítve a meglévő csatornarendszert. A rekonstrukció egyes területei külön-külön áraszthatók, ami lehetővé teszi, hogy a területeken különböző, az igényeknek megfelelő vízmélységet biztosítsanak, de a területek közötti zsilipek megnyitásával a három terület egységesen is kezelhető. Az 1. és a 2. terület 2001 tavaszán, míg a 3. terület ősszel került árasztásra.

Az élőhely-rekonstrukciót jelenleg állandó, 113 mBf magasságra beállított vízzinttel (+/- 20 cm) üzemeltetik, ami a terület legnagyobb részén közepesen mély (30–60 cm) és sekély (0–30 cm) vízborítást eredményezett. Az elárasztott terület 10 %-án találunk mély vizet (>60 cm), illetve 12 %-án szárazulatot.

A monitorozás módszerei

Az élőhely-rekonstrukció árasztás után kialakuló növényzetének monitorozása két lépésben történik. A növényközösségekben bekövetkezett változásokat transzszekt mentén végzett cönológiai felvételezéssel vizsgáljuk. A területen 21 db 100 m hosszú, állandó transzszekt került kijelölésre, melyek mentén 20–20 db 5×5m-es cönológiai felvételt készítünk minden évben. Meg kell jegyeznünk azonban, hogy a monitorozás első évében (2001) csak 11 transzszekt került kijelölésre, a fennmaradó 10 transzszekt vizsgálata csak 2002-ben indult el.

Az 5 év során elkészített 1900 cönológiai felvétel adatait a Syntax 2000 program segítségével elemeztük. A felvételek cluster analízise során csoportátlag összevonást és hasonlósági hányados függvényt használtunk.

A vegetáció határainak és az egyes vegetációtípusok elterjedésének, illetve mintázatának változását három évente elvégzett 1:5000 léptékű vegetáció-térképezéssel vizsgáljuk. A térképezés során lehatároljuk a homogénnek tekinthető foltokat és rögzítjük az adott foltban előforduló fajokat, illetve azok becsült borításértékeit. A hosszú távra tervezett vizsgálat-sorozatnak eddig két mintavételezése, 2001-ben és 2003-ban történt meg. A következő térképezés tervezett időpontja 2006-ban van.

Az árasztás előtti vegetáció vizsgálatához a Eurosense Kft. és a Nyugat-Magyarországi Egyetem által 1999-ben készített, 1,25 m felbontású színes infra ortofotó térképet használtuk. Az ortofotó alapján lehatároltuk a homogénnek tekinthető élőhelyfoltokat, majd terepi bejárások során elvégeztük az egyes foltok leírását. Az árasztás előtti terepi vizsgálatokat csak a 3. területen volt lehetőségünk elvégezni, az 1. és a 2. területen csak egy feltételezett élőhely-térképet tudtunk készíteni. Az 1. és 2. terület feltételezett élőhelytérképének pontosításához felhasználtuk a területről korábban készült leírásokat (Kárpáti 2000) is. Az árasztás előtti vegetáció élőhelyeinek jellemzéséhez az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszert (Á-NÉR) (Fekete et al. 1997) használtuk. A felmérés során rögzítettük a terület Á-NÉR kódját, természetességi értékelését (5 fokozatú skálán), a folt leírását és fajlistáját.

A 2003-ban elvégzett térképezés során a telecopter Kft. által 1200 m magasról, 60%-os átfedéssel készített (2003. július 15.) színes légifelvételt használtuk. A légifelvételek külső tájékoztatásához 9 illesztőpontot határoztunk meg nagy pontosságú, terepi GPS méréssel. A terepi munkához használt ortofotó térképet ERMapper 6.1 szoftverrel készítettük.

A 2003-as térképezés során komoly problémát okozott, hogy milyen kategóriarendszerrel jellemezzük az egyes foltokat. A klasszikus cönológiai egységek használata a sok átmenet miatt nagyon nehézkesnek látszott, az Á-NÉR egységei pedig túlságosan durvák egy ilyen léptékű vizsgálatához. A megoldást egy – a domináns fajok alapján kialakított – egyéni kategóriarendszerben találtuk meg.

A vegetáció és a vízmélység kapcsolatának vizsgálatához a vízmélységre 4 fokozatú skálát alakítottunk ki. Az egyes vízmélység-osztályok határait a terepi tapasztalatok alapján határoztuk meg. A kialakított osztályok a következők: szárazulat (<0), sekély, időszakosan vízzel borított (0–30 cm), közepes (30–60 cm), mély (>60 cm). A vízmélység adatok a transzekt menti mintavételek esetében mérésből, a vegetációtérképezés esetében az 1:10000 topográfiai térkép szintvonalalaiból készített domborzatmodellből származnak. A domborzatmodell készítése során feltételeztük, hogy a topográfiai térkép szintvonalai között egyenletes a térszintsüllyedés. A térinformatikai eszközökkel elkészített felületmodellt korrigálni kellett az élőhely-rekonstrukció építése során kialakított mesterséges felületekkel (töltések és vápák). Az elkészült vízmélység térképet a transzekt menti mintavételek során végzett mérésekkel ellenőriztük. A tapasztalatok azt mutatják, hogy a modell jól közelíti a valóságot.

Eredmények

Az árasztás előtti vegetáció

Az árasztást megelőzően az élőhely-rekonstrukció területének legnagyobb részét (48%) *Carex acutiformis* és *Carex riparia* dominálta nem zombékoló magassásrétek és különböző természetességű üde (*Alopecurus pratensis*) és száraz (*Festuca rupicola*) gyepek (39%) borították. Viszonylag kis kiterjedésben találtunk nádasokat (4%) és harmatkásás (1%) élőhelyeket. A területen előfordultak (3%) kisebb nagyobb fás-bokros foltok is (zömmel nemes nyár fasorok és *Salix cinerea*-val cserjésedő területek), illetve egyéb élőhelyek (4%) például szántóföldek és az utak felülete (Takács & Margóczy 2001).

Az árasztás után kialakult vegetáció

A transzkektekben készített cönológiai felvételek 5 évre vonatkozó adatainak cluster analízise során 39 osztályt (vegetációtípust) különítettünk el. Elvégeztük az egyes osztályok vizsgálatát és jellemzését a következő szempontok alapján: összborítás, jellemző vízmélység, domináns fajok átlagos, minimum és maximum borítása, előforduló egyéb fajok.

A vegetációtérképezés során hasonló szempontok alapján alakítottuk ki az egyes foltok jellemzéséhez használt vegetációtípusokat. Az osztályok kialakítása során azonban a fajösszetételén kívül figyelembe vettük a foltok növényzetének összborítását és az előforduló fajok egymáshoz való viszonyát (mozaikos, szórt stb.) A sok átmenet miatt itt 63 kategória kialakítása vált szükségessé.

A két vizsgálati módszer során elkülönített vegetációtípusok között természetesen jelentős átfedés van, de a módszertan különbözősége és a vizsgálat léptéke miatt egyes kategóriák csak az egyik módszernél jelennek meg. Példának hozható a *Lemna minor* dominálta típus, amely kizárólag a transzkektekben készített cönológiai felvételekben jelent meg önálló kategóriaként, míg a vegetációtérképezés során a foltok mérete miatt ez a kategória nem volt elkülöníthető. A sulymos (*Trapa natans*) ellenben kizárólag a vegetációtérképezés során került önálló kategóriaként elkülönítésre, mert a transzkektekben csak szórványosan, szálánként fordult elő a faj.

A két vizsgálat során elkülönített vegetációtípusokat egységes rendszerbe foglaltuk, majd a domináns fajok alapján 8 fő típusba soroltuk.

Sásos (*Carex*): *Carex acutiformis* és/vagy *Carex riparia* dominálta, általában zárt élőhely, amelybe más fajok (*Iris pseudacorus*, *Sparganium erectum*, *Lythrum salicaria*) csak szálánként elegyednek. Helyenként mozaikos állományokat alkothat gyékénnyel és nyílt vizes élőhelyekkel.

Gyékényes (*Typha*): Zárt és ligetes gyékényes állományok, amelyeket *Typha angustifolia* és *Typha latifolia* dominál. Mellette szálánként *Alisma plantago-aquatica*, *Carex acutiformis*, *Lycopus europaeus* jellemző. Helyenként mozaikos állományokat alkot sásosokkal és hinárasokkal.

Harmatkásás (*Glyceria*): *Glyceria maxima* dominálta állományok, melybe helyenként *Carex riparia*, *Typha angustifolia*, *Typha latifolia* keveredik. Az állományok alatt jellemző a *Lemna minor* és a *Spirodela polyrhiza* alkotta úszóhínár.

Nádas (Phragmites): *Phragmites australis* dominálta zárt és ligetes nádas állományok. Egyes helyeken két szintű, az alsó szintet *Carex acutiformis* és *Carex riparia* alkotja. Mellette szálanként *Typha angustifolia*, *Typha latifolia*, *Sparganium erectum* és *Solanum dulcamara* fordul elő.

Pántlikafüves (Phalaris): *Phalaris arundinacea* alkotta zárt, fajszegény élőhelyek. Időszakosan vízzel borított helyeken sásossal és gyékénnyel mozaikolhat.

Nyílt víz: Növényzet nélküli vagy csekély (1–2%) növényzeti borítású területek.

Hínaras: Hínárfajok dominálta egy vagy kétszintű élőhelyek. Jellemző, gyakori faj a *Ceratophyllum demersum*, a *Myriophyllum spicatum*, a *Najas marina*, a *Persicaria amphibia*, a *Lemna minor* és az *Utricularia vulgaris*.

Egyéb: Ebbe a kategóriába soroltuk azokat az élőhelyeket, amelyek a fenti kategóriák keretei között nem értelmezhetők. A foltok többségét a szárazulatok természetes, *Alopecurus pratensis*, *Festuca arundinacea* és *Festuca rupicola* alkotta gyepei jellemzik, de előfordulnak *Calamagrostis epigeios*, *Solidago gigantea* és *Echinochloa oryzoides* dominálta gyomos élőhelyek is.

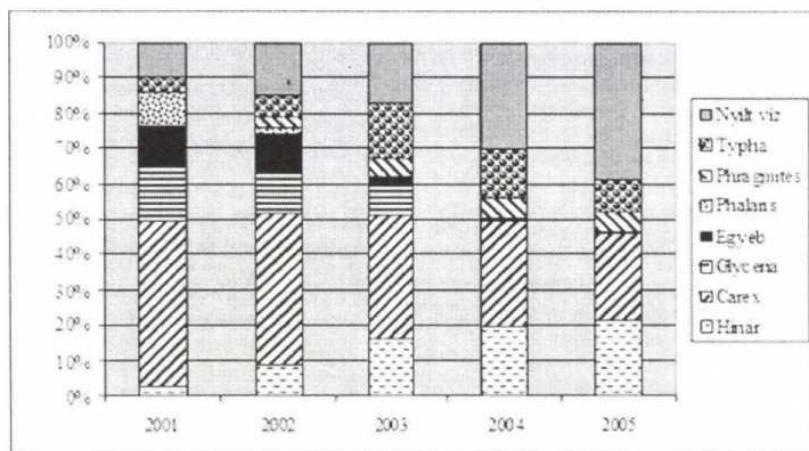
A vegetáció változásai

Az árasztást követő első évben (2001 az 1. és 2. terület, 2002 a 3. terület esetében) azok a fajok (*Alopecurus pratensis*, *Ranunculus repens* stb.), amelyek nem tolerálják az állandó vagy időszakos vízborítást, természetesen nagyon gyorsan eltűntek (2-4. ábra), így az egyéb kategóriába sorolt növényzet gyakorlatilag csak az állandó szárazulatokon maradt meg. Kivételt ez alól csak a *Calamagrostis epigeios* képez, amely a sekély, időszakos vízborítású helyeken életben maradt, de itt folyamatosan versenyeznie kell a terjedő sásokkal.

A sásos (*Carex*) közösségek az árasztás első két évében jól tűrték a magas vízborítást (>60 cm) is, azonban a 3. évben teljesen eltűntek a mély vízü területekről és a közepes vízmélységnél is jelentősen csökkent a kiterjedésük. A sekélyebb vizekben elterjedésük azonban egyértelműen nő és számos helyen a szárazulatokra is kihúzódik. A korábbi szántóföldeknél a kezdetben gyorsan terjedő gyékényekkel versenyez és több helyen már egyértelműen látszik, hogy lassan ki fogja szorítani azt.

A gyékényesek (*Typha*) az árasztást követően rendkívül gyors terjedésbe kezdtek, különösen az olyan sekély vízü területeken, ahol nem volt versenytársuk (korábbi szántók) és a második évre sűrű zárt állományok alakultak ki. A növekedés tapasztalható a közepes és a mély víz esetében is, de ezekben az esetekben inkább a ligetes előfordulás jellemző.

A harmatkásások (*Glyceria*) az árasztást megelőzően az élőhely-rekonstrukció legmélyebb területein fordultak elő. Az árasztást követően az állományok egy része ki sem tudott hajtani, más részük az első két évben még tolerálta a magas vízszintet. Érdekes jelenség volt a második évben, amikor laza tőzeges talajból kiszakadtak a harmatkása gyökerei és több hektáros *Glyceria maxima* mezők úsztak a víz felszínén. A harmadik évben az összefüggő harmatkásások gyakorlatilag eltűntek a területről, de a szegélyekben és a töltések mentén új állományok jelentek meg.



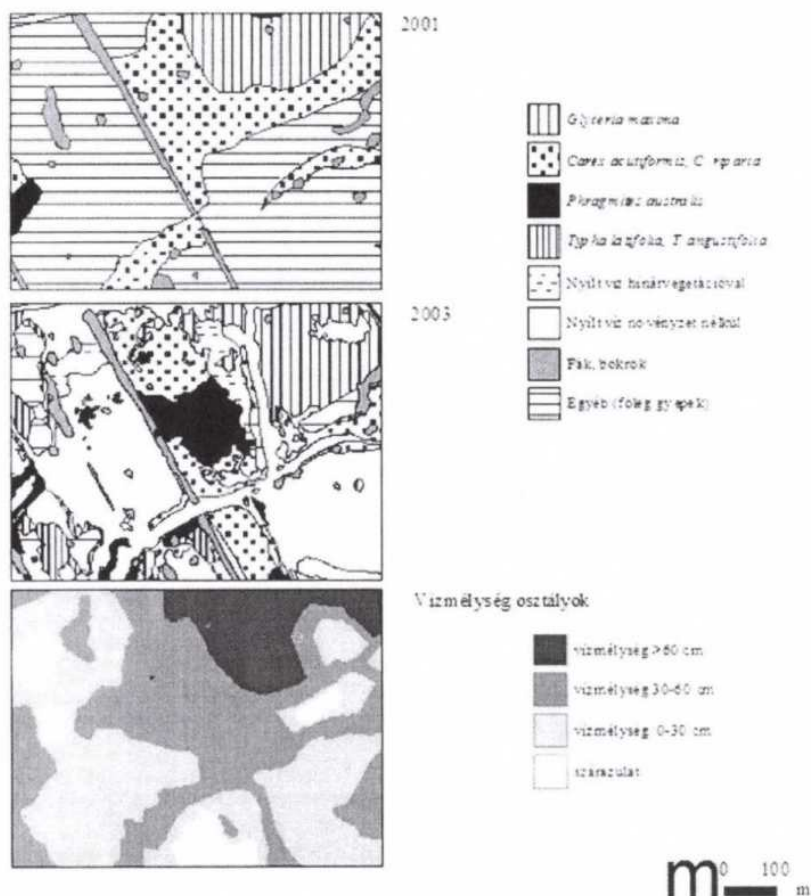
2. ábra. A fő vegetációs típusok arányának alakulása 2001–2005 között, a transektokban készített cönológiai felvételek alapján.

Vízmélység [cm]	< 0	0-30	30-60	> 60	Jelmagyarázat:	
Phalaris		⊘	↓	↓	↓	aggresszív növekedés
Carex	↑	↑	↓	↓	↑	aggresszív növekedés
Glyceria				↓	⊘	nemaggresszív változás
Phragmites		↑	↑	⊘		hiányzik
Typha	↑	⊘	↑	↑		hiányzik
Hárarvegetáció		↑	↑	↑		hiányzik
Nyári víz		⊘	⊘	↑		hiányzik
Egyéb	⊘	↓	↓	↓		hiányzik

(az összes vízsziget és a transektok és a teljes területére vonatkozóan)

3. ábra. A fő vegetációs típusok terjedési irányai a vízmélység függvényében

A nádasok (*Phragmites*) állományai az árasztást megelőző előfordulási helyein a legtöbb esetben pusztulnak, azonban a sekély és a közepes vízmélységnél új állományok jelentek meg, amelyek folyamatos növekedést mutatnak. A sekély vízű területeken a gyorsan kialakult gyékényes közék keveredve, majd azt kiszorítva terjednek.



4. ábra. Részlet a területen készített vegetációterképekből

A pántlikafüvesek (*Phalaris*) az első évben jól tolerálták az árasztást, de a második évtől kezdődően csökkenő tendenciát mutattak és az ötödik évre gyakorlatilag eltűntek az állandóan víz borította területekről. Kisebb állományai azonban fennmaradtak a szárazulatokon és az időszakosan vízzel borított területeken.

A nyílt vizes foltok kiterjedése folyamatos növekedést mutat a teljes területen, elsősorban a korábbi sásosok és harmatkásások területén. A legmélyebb vizű területek egyelőre ebbe a kategóriába tartoznak.

A területen újonnan megtelepedő hínarasok kiterjedése szintén növekvő tendenciát mutat minden vízmélységnél. Az első két évben még főleg a *Myriophyllum spicatum*, a *Ceratophyllum demersum* és *Persicaria amphibia* dominálta hínarasok voltak a jellemzőek, de a harmadik évben megjelent az *Utricularia vulgaris* is. Utóbbi faj helyenként nagy kiter-

jedésű, több hektáros állományokat alkot. A *Najas marina* szintén terjedőben van. Kezdetben második szintként jelenik meg, főleg a *Myriophyllum spicatum* alatt, de a későbbiekben gyakran kiszorítja azt.

Értékelés

Az árasztást követő első öt évben bekövetkező változások azt mutatják, hogy a vízmélység és a különböző vegetáció típusok elrendeződése között egyértelmű összefüggés van. A legmélyebb vizekben (>60cm) egyértelműen a nyílt vízfelületek és a hínárvegetáció gyors terjedése jellemző, illetve egyes helyeken tapasztalható a *Typha angustifolia* ligetes terjedése. A közepes vízmélységnél a két gyékényfaj, a *Typha angustifolia* és a *Typha latifolia* uralkodik, illetve a *Phragmites australis* lassan terjed. A sekély vizekben a gyékények gyors expanzióját lassan követik a sások (*Carex acutiformis*, *Carex riparia*). A sekély vizekben korábban meglévő kisebb sásos foltok megerősödtek és folyamatosan húzódnak fel a szárazulatokra, illetve terjednek a víz felé. Ugyancsak a sekély vízben, a szegélyeken tapasztalható a mélyebb vizekből korábban eltűnt *Glyceria maxima* ismételt megjelenése és lassú terjedése.

A területen korábban jellemző mezofil és sztyepprért jellegű gyepek kizárólag az állandóan száraz szigeteken maradtak fenn, de ezeket a szárazulatokat lassan teljesen ellepi a *Solidago gigantea*.

Az élőhelyrekonstrukció során tapasztalt növényzeti változások jó egyezést mutatnak a Németországban, hasonló jellegű elárasztott területeken észleltekkkel (Timmermann et al. 2006).

*

Köszönetnyilvánítás – A kutatásokat az OTKA (T042874 sz. szerződés) és a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság támogatta. Külön köszönjük Németh Árpád és Szákovics Imre örkerület-vezetőknek a terepi munka szervezésében nyújtott segítségét.

Irodalom

- Fekete, G., Molnár, Zs. & Horváth, F. (1997): *A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.*
- Kárpáti, B. (2000): *Vegetáció-térképezés hansági réteken különös tekintettel az erdei tisztásokra – Szakdolgozat, Szent István Egyetem Kertészettudományi Kar, Budapest.*
- Kövér, F. (1930): A Hanság földrajza – *Föld és Ember* 10: 3–47, 91–139.
- Szekendi, F. (1938): A Hanság és a Fertő lecsapolási kísérleteinek története – *Specimina dissertationum Fac. Phil. Reg. Hung. Univ. Elisabethinae Quinqueecclesiensis* 126.: 1–36.

- Takács, G. (2001): *Az Észak-Hanság védett területeinek botanikai vizsgálata* – Szakdolgozat, Pécsi Tudományegyetem Növénytan Tanszék, Pécs.
- Takács, G. & Margóczy, K. (szerk.) (2001): *A dél-hansági élőhelyrekonstrukciók (Fertő-Hanság Nemzeti Park) biodiverzitás monitorozása 2001* – Kutatási jelentés, Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság.
- Timmermann, T., Margóczy, K., Takács, G. & Vegelin, K. (2006): Restoring species-poor fen grasslands – *Applied Vegetation Science* 9. (in press).
- Zádor, A. (1982): A Hanság lecsapolásának története – *Soproni Szemle* 36: 340-348.
- Zólyomi, B. (1934): A Hanság növényközösségei (összefoglalás) – *Vasi Szemle* 1: 146-174.

Vegetation changes in a largeness wetland reconstruction in Hanság

Gábor Takács¹, Katalin Margóczy², Zoltán Bátori²

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

²University of Szeged Ecological Department, 6701, Szeged, Egyetem u. 2

Abstract: The changes in the vegetation caused by the floods at the Nyirkai-Hany area has been studied since 2001. The samplings along permanent transects and the vegetation mapping surveys reflect the changes in the structure of the vegetation.

The main goals of the reconstruction have been reached as the a relatively large open water habitat types emerged in the Hanság again supporting strong populations of wetland related species, among others some threatened bird and submerged plant species which colonized quickly the new biotope. The site has been accepted as a Ramsar site fulfilling the relevant criteria.

Now there are present the dominant species of the former wetlands (*Phragmites australis*, *Carex acutiformis*, *Typha* sp.) but the rare ones with less ability of recolonization still absent (pl. *Liparis loeselii*, *Pinguicula vulgaris*). On the community level the large continuous reed-beds has not been developed but now there is a chance to grow up again.

Within the recent social and economical surroundings there is no chance to reconstruct the whole wetland complex of the Hanság before the big draining campaign of the 19th century. But it is possible to restore wetlands on limited areas similar to the original landscape, based on the lessons learned by the recent experiments. Beside the open water and related littoral habitats flooded by surface water there were emerged small temporary and perennial water bodies fed by the increased ground water table.

Key-words: wetland reconstruction, vegetation mapping, Hanság

Néhány vízi szervezet ciánérzékenységének vizsgálata a tiszai ciánszennyezés kapcsán

Regős János¹, Milinki Éva¹, Nagy Beáta¹, Murányi Zoltán²,
Andrikovics Sándor¹, Thomas Tittizer³

¹Eszterházy Károly Főiskola, TTK, Állattani Tanszék, 3300, Eger, Leányka út 6. E-mail: alltan@ektf.hu

²Eszterházy Károly Főiskola, TTK, Kémia Tanszék, 3300, Eger, Leányka út. 4.

³Bonni Egyetem Állattani Intézet D-53115 Bonn Poppelsdorfer Schloss

Összefoglaló: A mérgező szennyvizek nem megfelelő tárolása hatalmas környezeti veszély forrásává válhat. A ciánszennyezés ökológiai katasztrófát előidéző hatására a 2000-ben bekövetkezett romániai cianid-szennyeződést követően figyelt fel a világ. A cián mérgező hatásának kimutatására eltérő érzékenységű szervezetekkel toxikológiai vizsgálatokat végeztünk. Meghatároztuk a Tisza jellegzetes fájának a tiszavirárg (*Palingenia longicauda*) lárváinak, illetve még 7 gerinctelen és 3 halfaj kálium cianidra (KCN) vonatkoztatott 50%-os letális koncentrációját (LC₅₀).

A vizsgálati eredményeink alapján megállapíthatjuk, hogy az összes tesztelt faj közül a *Palingenia longicauda* lárvája a legérzékenyebbek, illetve ugyancsak nagy fokú érzékenység jellemzi a mezofauna elemek közül a rákokhoz tartozó *Daphnia magna*-t és a *Gammarus fossarum*-ot. A vizsgált halfajok közül a bodorka (*Rutilus rutilus*) és a vörösszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*) a kárászhoz képest nagyobb érzékenységűnek bizonyult. A zooplankton alkotó Copepoda faj, a gyűrűsféreghez tartozó Tubifex, és a vizsgált puhatestű faj ciánrezisztensnek tekinthető.

A kutatási programunk másik része a *P. longicauda* kérészfaj magyarországi és németországi folyóvizekbe való visszteleptetésének vizsgálata.

Kulcsszavak: cianid szennyezés, Tiszavirárg, túlélési görbe, letális koncentráció (LC₅₀), gerinctelen makrofauna, halivadék

Bevezetés és célkitűzés

A tiszavirárg (*Palingenia longicauda* /Olivier, 1791/) Európa legnagyobb, és valószínűleg legrégebben ismert kérészfaja, amelyet már a 17. században megemlítettek a szakirodalomban (Clutius 1635, Swammerdam 1675). A faj a múlt század elejéig egész Európa nagy folyóvizeinek agyagos-iszapos fenekű középső és alsó szakaszain mindenütt megtalálható volt. A 20. század első három évtizedében azonban ez a faj eltűnt Ny-Európa folyóvizeiből, és Közép-Európa vizeiben is drasztikus állománycsökkenés következett be. Magyarországon is csak a Tisza vízrendszerében található még meg, ezért keltett komoly aggodalmat szakemberek körében a 2000 január végi Nagybánya melletti „Aurul” aranybánya ciánszennyezése.

A Szamoson a cianidos mosóvíz 32 mg/l töménységben érkezett, amely a Felső-Tiszán mintegy felére hígult, Balsánál 12,4 mg/l maximumot mértek. A Közép-Tiszán Tiszafürednél 4,9 mg/l majd Kiskörénél 3,88 mg/l koncentrációt regisztráltak. Az Alsó-Tiszán Szegednél 2,2 illetve Tiszaszigetnél 1,49 mg/l cianid koncentrációkat határoztak meg. Az ezt követő nagy tiszai ciánmérgező halpusztulás után félt volt, hogy a tiszavirárg (*Palingenia longicauda*) állománya is erősen károsodott. A szennyezés levonulása után azonban 2000 júniusában, majd a következő években is, erőteljes rajzást tapasztaltak (Andrikovics & Turcsányi, 2001).

Joggal merült fel, hogy az európai védettséget élvező kérészfaj, a tiszavirág lárvái ellenállóbbak lennének a ciánmérgezéssel szemben, mint más folyóvízi szervezetek. Közvetlenül a szennyezés bekövetkezése után magyar kutatók megvizsgálták öt, a Tiszában gyakori gerinctelen faj (Oligochaeta, Amphipoda, Chironomida, Unionida és Prosobranchiata) cián-érzékenységét. Eredményeik szerint a vizsgált állatok 4-10 °C-on sokkal kevésbé voltak cián-érzékenyek, mint nyári hőmérsékleten (Szitó et. al. 2001). Ugyancsak közvetlenül a ciánszennyezés után megtalálták a Közép-Tiszára jellemző tegzes (Trichoptera) – fajok 62%-át, ami arra utalhat, hogy a ciánszennyezés és az azt követő nehézfém szennyezés hatására a tegzes lárvák nagy arányú pusztulása nem következett be (Zsuga & Kiss, 2001).

Saját vizsgálatainkban a Tisza magyarországi szakaszára jellemző tiszavirág-lárvákon (keystone species) kívül 7 további vízi gerinctelen, és 3 halfaj kálium cianidra (KCN) vonatkoztatott 50%-os letális koncentrációját (LC_{50}) határoztuk meg.

Anyag és módszer

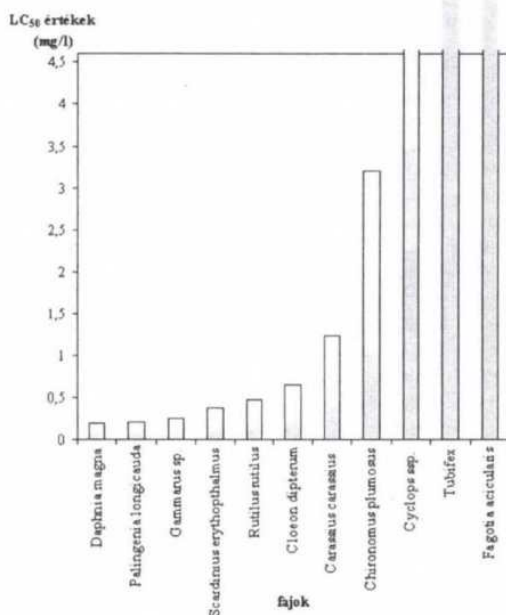
Három éves, rajzás előtt álló tiszavirág-lárvákat Tiszabábolnán 2003 nyarán három alkalommal gyűjtöttünk. A baggerrel gyűjtött állatokat jéggel hűtött edényekben laboratóriumba szállítottuk, majd 12-24 órás szoktatás után megkezdtük a toxikológiai kísérleteket. A vizsgált fajoknál a letális koncentráció megállapítására szolgáló méréseket kis eltérésekkel, azonos módszerekkel kontroll jelenlétében végeztük. A kis módosításokat a vizsgált állatok faji sajátosságainak figyelembevételével hajtottuk végre. A kísérleteknél a kálium cianid (KCN) 1000 mg/liter koncentrációjú törzsoldatából indultunk ki. A *Paligenia longicaudát* szobahőmérsékletű (22-26 °C-os) vagy előhűtött (4-10 °C-os) tiszai vízben tartottuk, és felező hígításokkal állítottuk be a kívánt KCN koncentrációkat. A kísérletbe vont többi fajnál nátrium-tioszulfáttal ($Na_2S_2O_3$) előkezelt, vagy állott csapvízben ugyancsak felező hígításokkal állítottuk be a kívánt KCN koncentrációkat. Cián-rezisztens fajoknál a legnagyobb KCN koncentráció 102,4 mg/l volt, míg az érzékenyebb fajoknál 6,4 mg/l kiindulási töménységgel kezdtük, és 0,003 mg/l-nél fejeztük be.

Ezután az állatokat a kísérleti edényekbe helyeztük, majd 24 órás inkubáció után a túlélő és az elpusztult egyedeket összeszámoltuk, és a túlélők százalékos arányát is megállapítottuk. A kisebb, gerinctelen szervezeteket 0,5 l-es edényekben koncentrációként 200 ml KCN oldatokba helyeztük, míg a halakat 6 l-es edényekben 2 l megfelelő vízzel hígított KCN oldatokba tettük. Az állatok számát úgy választottuk meg, hogy a lezárt kontroll edényekben a 24 vagy 48 órás inkubálást veszteségmentesen, külön levegőztetés nélkül is túlélhessék.

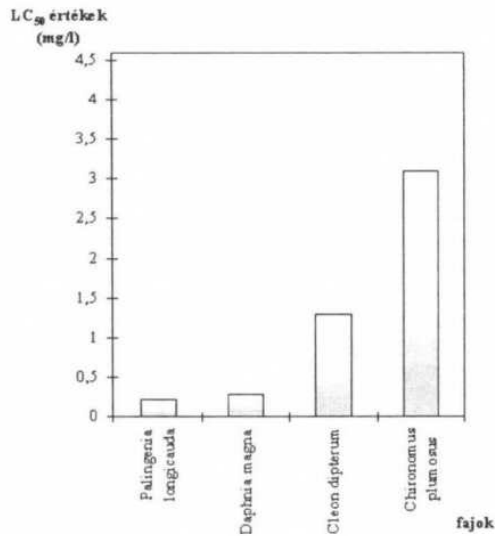
Eredmények és értékelés

Toxikológiai vizsgálatok eredményeit az 1. ábrán foglaltuk össze. A tiszavirág és a *Cloeon dipterum* (Linnaeus, 1761) lárváin kívül a *Chironomus plumosus* (Fuessly, 1775) árvaszúnyog lárvák, a *Cyclops sp.*, a *Daphnia magna* Straus, 1820, és a *Gammarus fossarum* Koch, 1835 rákfajok, a kereskedelemben „*tubifex*” néven jegyzett Oligochaeta, és a *Fago-*

tia acicularis (Ferussac, 1823), vízicsiga cián-érzékenységet is megvizsgáltuk. Az általunk tesztelt szervezetek 26°C-on mért LC₅₀ értéke, 0,2 és >102 mg/l között változott. Az izeltlábúak közül 26°C-on a legellenállóbb a *Cyclops sp.* volt (LC₅₀ >11 mg/l), míg a közbülső helyet a *C. plumosus* foglalta el 4,25 mg/l LC₅₀ értékkel. A pataklakó, oxigén-igényes, kopolyúkkal lélegző *Gammarus fossarum* 0,25 mg/l értékkel a tiszavirág lárváinak cián-érzékenységéhez állt közel. Az összes vizsgált fajból kiemelkedett a csövájó férgek 25,6 mg/l-es letális koncentrációja (1. ábra). A Molluscák közül a *Fagotia acicularis* vizsgáltuk; ennek cián-rezisztenciája (LC₅₀ >102,4 mg/l) minden vízi szervezetét felülmúlta. A halak közül a bodorkát (*Rutilus rutilus* Berg, 1949, 8-10 cm-esek), a vörösszárnyú keszeget (*Scardinius erythrophthalmus* /Linnaeus, 1758/, 12-15 cm-esek) illetve a kárász (*Carassius carassius* /Linnaeus, 1758/, 6-10 cm) példányait vizsgáltuk. Ezek letális koncentrációi 26°C-on 0,5 mg/l és 1,2 mg/l között voltak. A kísérletekből megállapítható hogy a ciánnal szemben legérzékenyebb fajok a *Palingenia longicauda* lárvák, valamint a *Daphnia magna* és a *Gammarus fossarum* rákok voltak. A halak közül a víztestben úszó 2 pontyféle ciánérzékenysége felülmúlta a közismerten ellenálló kárász érzékenységét. A *Fagotia acicularis* csiga és a csövájó férgek az érzékeny szervezetekhez képest több százszoros ellenálló képességükkel tűntek ki. Kísérleteinket 4-10°C-ra lehűtött Tiszából vett vízben is megismételtük. Hideg vízben az anyagfelvétel intenzitásának csökkenése miatt az LC₅₀ értéket magasabb cián koncentrációknál tapasztaltuk (2 ábra). Egyedül a tiszavirág esetében a meleg és a hideg vízben kapott LC₅₀ érték közel hasonlók, és az a *Palingenia longicauda* alacsonyabb vízhőmérséklettel szembeni érzékenységgel magyarázható.



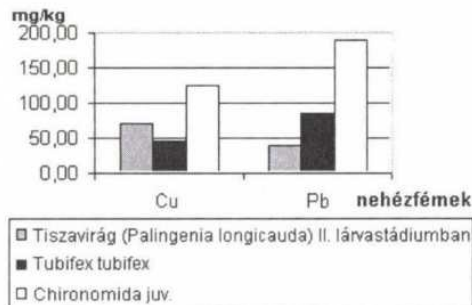
1. ábra. A vizsgált édesvízi szervezetek cián-toxicitásainak összehasonlítása (22-26°C)



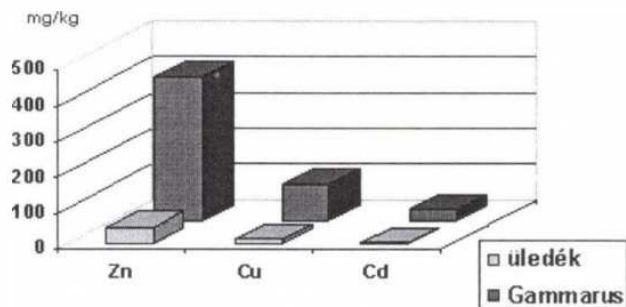
2. ábra. A vizsgált gerinctelenek cian-toxicitásainak összehasonlítása (4 -10°C)

Megállapítható hogy a 2000 évi cian szennyezés az átlagos 3 mg/l-es cian koncentrációval a vizsgált 12 fajtól 7 fajnál azonnali pusztulást okozott volna, míg 3 faj biztosan túlélte volna a szennyeződést (Regős et. al. 2006).

Néhány nehézfém (Zn, Cu, Pb, Cd) akkumulációját néztük tiszavirág és árvaszün-yog lárvák, illetve *Tubifex tubifex* és a *Gammarus fossarum* esetében. Az egyes fajok akkumulációs képessége eltérő és a dúsulás mértékét az üledékkel való anyagforgalmi kapcsolat és a táplálékláncban betöltött szerep határozza meg (3-4 ábra).



3. ábra. A nehézfémek dúsulása Tiszavirág lárvákban és más gerinctelen makrofauna elemekben



4. ábra. *Gammarus fossarum* és az üledék nehézfém tartalmának aránya (mg/kg; sz.a.)

Összegzés

A kísérleti eredmények alapján megállapíthatjuk, hogy az összes vizsgált faj közül a *Palingenia longicauda* lárvái a legérzékenyebbek, míg a *Cloeon dipterum* kérészfaj lárvái 2-4-szeresen ellenállóbbak a cianid hatásának. Ugyancsak érzékenyek a mezofauna elemek közül a *Daphnia magna* és a *Gammarus fossarum* rákok, és a 2 víztestben élő halfaj (*Rutilus rutilus*, *Scardinius erythrophthalmus*). A gyűrűsférgék közül a „*Tubifex*”, a Copepoda *Cyclops sp.*, valamint a Mollusca *Fagotia acicularis* cián-rezisztensnek tekinthetők, amelyek a ciánkatasztrófát minden bizonnyal túlélhették volna. A tiszavirág lárvák a több napos > 3 mg/liter töménységű ciánhullám „rejtélyes” túlélését feltehetőleg az agyagos aljzatban fűrt mély üregüknek és a téli hidegnek egyaránt köszönhették (Andrikovics & Turcsányi, 2001). Ha a ciánszennyezés nyári időszakban következett volna be, a melegebb vízben jóval nagyobb pusztulást okozott volna a Tisza élővilágában. A vizsgálataink során megfigyeltük, hogy tiszta vízbe való áthelyezésük után a kísérleti állatok hamarosan magukhoz tértek. Ez különösen a három halfajnál volt feltűnő, a ciántól elkábult, hátukon úszó, de kopoltyújukat még mozgató állatok nagy része a kísérlet után 10-20 perccel a tiszta vízben már normálisan úszott, és néhány óra múlva táplálkozott is.

A kutatási programunk másik része a *P. longicauda* kérészfaj magyarországi és németországi folyóvizekbe való visszatelepítésének vizsgálata. A nyár folyamán a tiszavirág lárvák a németországi Oderába való kihelyezése megtörtént, ennek további megfigyelési eredményeit a későbbiekben közöljük. Sikeres visszatelepítésük egykori élőhelyeikre természetvédelmi és anyagforgalmi szempontból is igen jelentős lenne.

*

Köszönetnyilvánítás – A szerzők köszönetüket fejezik ki a Magyar Kutatási Alap No. T 038033 sz. program támogatásáért.

Irodalomjegyzék

- Andrikovics, S. & I. Turcsányi (2001): Tiszavirág. – *Tisza Klub Füzetek* **10**: 1–69.
- Clutius, A. (1635): De hemerobio sire Ephemero insecto et majali verme: 96. 100 – Amsterdam.
- Oertel, N., J. Nosek & S. Andrikovics (2001): Mesterséges alzatok alkalmazása a kolonizáció vizsgálata során. – *Hidrologiai Közlemény* **81**: 438–440.
- Regős, J., Milinki, É., Mester, J., Murányi, Z. & Andrikovics, S. (2006): Tiszavirág-lárvák, és más tiszai szervezetek cian-érzékenységről. *Acta Acad. Paed. Agr. Nova Ser. Tom.*
- Szító, A., Papp, Zs. & Végvári, P.(2001): Üledéklakó gerinctelenek pusztulásának aránya különböző cianid koncentrációk hatására téli-és nyári hőmérsékleten. – *Hidrologiai Közlemény* **81**: 474–476.
- Swammerdam, J. (1752): *Bibel der Natur* (Haft, Uferaas): 100–114. – J. F. Gleditschens Buchhandlung, Leipzig.
- Varga, J., Körösi, F., Balaskó, M. & Naár, Z.(2004): Assessing cadmium distribution applying neutron radiography in moss trophical levels in Szarvaskő, Hungary, *Applied Radiation and Isotopes* **61**. 647–651.
- Zsuga, K., & O. Kiss (2001): A cianid- és nehézfém szennyezés hatásának vizsgálata a Közép-Tisza vidékén a bioindikátor tegzesekre. – *Hidrologiai Közlemény* **81**: 510–511.

The cyanide sensitivity of some aquatic species about the cyanide contamination of Tisza River

Regős J.¹, Milinki É.¹, Nagy B.¹, Murányi Z.², Andrikovics S.¹, Th. Tittizer³

¹*Eszterházy Károly College, Department of Zoology, H-3300, Eger, Leányka út 6. E-mail: alltan@ektf.hu*

²*Eszterházy Károly College, Department of Chemistry, H-3300, Eger, Leányka út. 4.*

³*Bonni Egyetem Állattani Intézet D-53115 Bonn Poppelsdorfer Schloss*

The catastrophic cyanide contamination of Tisza River in 2000 (which came from Romania) was accompanied with a mass death of more than 1'000 tons of fish. Then, we have seen the needs to determine the 50 per cent lethal values (LC_{50}) of potassium cyanide (KCN) for *Palingenia longicauda* larvae. Above this organism, we also determined this value for seven other invertebrate species and for three Teleost fishes. Furthermore, we have investigated the accumulation of some heavy metal ions in *Palingenia longicauda* larvae and in some other invertebrates. Our results show that among all creatures investigated so far, *Palingenia longicauda* larvae belong to the most sensitive organisms to the toxic effect of KCN. In spite of this, the organism survived the cyanide contamination much better than we have thought.

Another part of our program runs under the title "Efforts for the Resettling of *Palingenia longicauda* in Its Former Range in Hungarian and German Rivers". This task needs a lot of preliminary investigations. Now it seems that the resettling of *Palingenia longicauda* could have, above pure nature conservation benefits, further favorable effects on the traffic of aquatic material as well.

Key-words: cyanide contamination, *Palingenia longicauda*, lethal values (LC_{50}), invertebrate macrofauna, fish

A medertisztítás hatásairól a Szalajka-patakban

Nagy Beáta*, Kiss Ottó és Andrikovics Sándor

Eszterházy Károly Főiskola,
TTK, Állattani Tanszék,
3300, Eger, Leányka út 6.,
e-mail: alltan@ektf.hu

*Felelős szerző:
EKF, TTK, Állattani Tanszék,
3300, Eger, Leányka u. 6.
e-mail: aquabird2006@aries.etkf.hu

Összefoglaló: A Bükk-hegységi Szalajka-patakban 2002-ben az Ephemeroptera (kérészek), Plecoptera (álkérészek) és Trichoptera (tegzesek) faunát (később EPT) és egyéb vízi gerinctelen fauna elemeit (1 édesvízi csiga faj, 1 felemáslábú rák faj és árvaszúnyog fajok tekintetében) vizsgáltuk. Célunk egy ismétlődő antropogén medertisztítás az EPT faunára, és az egyéb vízi fauna elemekre kifejtett hatásának tanulmányozása volt. A medertisztítás során, nem csak az EPT fauna alakul át rövid időn belül, hanem a fajszám és az egyedszám más tömegfajoknál is változást mutatott. A kérészek, álkérészek és tegzesek közül nem kerültek elő a medertisztítás után a specialista és a ragadozó fajok. A generalisták viszont tömegesen jelentek meg hogy kitöltse a megüresedett niche-tereket. A vizsgálatok azt mutatták, hogy a tegzesek jobban tűrik a medertisztítást, mint a kérészek és álkérészek. Ugyancsak gyakoriak a patakban az árvaszúnyog (Chironomida) lárvák, melyek hasonlóképpen viszonyulhatnak a zavaráshoz. Az EPT fauna térbeli eloszlására nagy hatással voltak az előretörő felemáslábú rákok és a tömeges patakcsiga. A változások az utóbbi években különösen jelentősek, annak ellenére, hogy a vízi makrogerinctelen fauna együttesek a természetes driftnek illetve a felszíni bemosódásnak köszönhetően nagymértékű regenerációra képesek.

Kulcsszavak: medertisztítás, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Chironomidae, *Gammarus fossarum*, *Sadleriana pannonica*, Szalajka-patak.

Bevezetés és célkitűzés

A makroszkopikus méretű gerinctelen fauna tagjai alapvető fontosságúak a középhegységi gyorsfolyású patakok ökoszisztémájában. Ezen csoportok kutatása a Bükk-hegységi Szalajka-patakban az 1970-es évek végén kezdődött el (Kiss O., 1977). Ezt követően néhai Dr. Szabó Jenő és munkatársai gyűjtésének feldolgozásával felmérték a Szalajka-patak teljes hosszában a karakterisztikus élőhelyeken a különböző szubsztráttípusokra jellemző EPT fajstruktúrát (Andrikovics S – Oláh J, 2003). 2002-ben indítottunk el újra a patak Ephemeroptera (kérész), Plecoptera (álkérész) és Trichoptera (tegzes) lárva-faunájára és az egyéb vízi gerinctelen makrofauna tagjaira vonatkozó vizsgálatot (Andrikovics et al. 2005). A gyűjtések során tapasztalt váratlan esemény illetve emberi beavatkozás (később medertisztítás) készítetett minket arra, hogy megvizsgáljuk e tényező hatását nemcsak az EPT fauna tagjaira, hanem az egyéb vízi gerinctelenek közé tartozó állatokra nézve is. A kisvízfolyásokon végzett antropogén beavatkozások faunára gyakorolt hatások részletesebb vizsgálatára vonatkozó tanulmányok még igen hiányosak, így ezek értékelésére sem került

sor. A kérészek, álkérészek és tegzesek bioindikációs szerepe már több korábbi munkából is ismeretes (Gáldean, et al. 1999., Oertel – Nosek, 2000, Andrikovics, – Kiss, 2000), ám az árvaszúnyogok (Chironomidae) ilyen jellegű jelentősége korábban kevésbé (Dévai et. al. 1993), csak az utóbbi két-három évben kezd ismét bizonyosságot nyerni (Garcia et. al., 2003, Marziali et. al., 2003, és Marziali et. al., 2006). A gyűjtött anyag további feldolgozásával a következő célkitűzésekre kerestük a választ.

Célunk, a gerinctelen makrofauna fontos vízminőség jelző, indikátor csoportjaiban (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Chironomida, Amphipoda és Mollusca) a gyakori fajok tömegességi viszonyainak megállapítása volt. Arra is választ kerestünk, hogy a közösségi adatokra milyen hatással volt a Szalajka patak mentén alkalmazott medertisztítási eljárás.

Anyag és módszer

A vizsgálati terület

A Szalajka – patakrendszer és völgy Magyarország északi részén a Bükk-hegység ÉNY-i szögletében található. A vizsgált terület domborzata és formakincse nagyrészt középhegységi képet mutat. A Szalajka forrásától É-i irányba haladunk a patak mentén, változatos mederszakaszokon át, triász kori mészkő alapkőzetet találunk, mely nagyban meghatározza a patak aljzatának mozaikos összetételét. A patak mentén, egyenletesen elosztva hét gyűjtőhelyet jelöltünk ki, ahol az aljzat, a partszakaszok botanikai jellemzőit valamint a víz fizikai, kémiai jellemzőit részletesen egy előzőekben már említett tanulmányunkban tekintettük át (Andrikovics et al. 2005).

Mintavétel

Mintavételi eszközként a gerinctelen makrofauna gyűjtéséhez 25×25 cm-es kvadrát hálót használtunk. A hálóba az aljzat felkavarásával söpörtük bele az állatokat.

A mintavételek során levegő-, és vízhőmérsékletet és vízkémiai méréseket is végeztünk. A vízkémiai eredmények, a határozáshoz és az értékeléshez felhasznált irodalom korábbi gerinctelen makrofaunával foglalkozó cikkünkben részletesen megtalálható (Andrikovics et al. 2005).

Gyűjtéseinket a medertisztítás előtt (2002. 02. 21.), medertisztítás alatt (2002. 03. 05.), medertisztítás után (2002. 03. 19.) és egy teljes évben (2002 februártól-2002. októberéig), havi gyakorisággal végeztük, 7 gyűjtési helyet egyenletesen elosztva a forrástól a Szilvászáradiig terjedő patak szakaszon jelöltük ki. A begyűjtött anyagot 70%-os alkoholban tartósítottuk.

Eredmények és értékelés

Faunisztikai és tömegességi megállapítások

A Szalajka-patakra általában középhegységi faunakép volt jellemző, melyek közül először csak a gyakori fajokra térnénk ki részletesebben. A kérész, álkérész és tegzes lárvák átlagos denzitása 82 e/m^2 (SD:12,08), 34 e/m^2 (SD: 11,84) valamint 42 e/m^2 (SD:5,01) volt.

A kérészek közül a sodráskedvelő *Rhithrogena semicolorata* Curtis 1834 (átl. 7 e/m^2 /SD: 8,48/) és a *Rhithrogena puytoraci* Sowa & Degrange 1987 lárváit találtuk meg (átl. 5 e/m^2 /SD: 28,99/) főleg az I. és az V. és a VI. gyűjtőhelyeken. A mintákban gyakori volt a *Habroleptoides confusa* (Sartori & Jacob 1986) is a VII. gyűjtőhelyen (átl. 7 e/m^2 /SD: 8,48/). Ezzel a fajjal kapcsolatban megjegyzendő, hogy a régebbi irodalomban (pl. Újhelyi 1974) szereplő *Habroleptoides modesta* (Hagen, 1864) helyett mindenütt a patakából a *H. confusa* került elő.

A tegzes fauna jellemző tagjai *Rhyacophyla fasciata* Hagen, 1859 (átl. 2 e/m^2 /SD: 2,82/), *Rh. tristis* Pictet, 1834 (átl. 18 e/m^2 /SD: 16,26/), és a *Hydropsyche instabilis* (Curtis, 1834) (átl. 10 e/m^2 /SD: 14,14) voltak.

A bogarak (Coleoptera) közül az Elmidae család fajai kerültek elő, melyek a Szalajkában új faunisztikai adatokat jelentenek. A Limnius és az Eulimnius lárvák közül a *Limnius volckmari* (Panzer 1793) fajra is meghatározható volt, de egyedszám és denzitás tekintetében nem számottevő (átl. 4 e/m^2 /SD: 4,24/).

Az árvaszúnyogok közül összesen 27 taxont regisztráltunk, melyek az 1. táblázatban láthatók. A kimutatott fajokból Móra & Dévai (2004) munkája alapján 6 a hazai faunára újnak bizonyult. Ezek az *Eukiefferiella claripennis* (Lundbeck, 1898), a *Chaetocladius piger* (Goetghebuer, 1913), a *Paratrichocladius excerptus* (Walker, 1856), a *Paratanytarsus intricatus* (Goetghebuer, 1921), a *Micropsectra atrofasciata* (Kieffer, 1911) és a *Micropsectra notescens* (Walker, 1856) voltak. Legnagyobb denzitással a *Tvetenia bavarica* (Goethebuer, 1934), a *Microchironomus deribae* (Freeman, 1957) és az *Orthocladius obumbratus* Johannsen, 1905 fordult elő (1. táblázat). A család átlagos denzitása 2 e/m^2 (SD: 2,14) volt. A mellékelt fajlistában feltüntettük az előkerült árvaszúnyog fajok denzitását, szaprobiológiai értékeit és funkcionális táplálkozási csoportba tartozásukat. Megállapítható, hogy a fajok legnagyobb része oligoszaprób és β -mezoszaprób előfordulású, forrásokban és kispatakokban elterjedt, valamint főleg a detritusz evő táplálkozási csoportba tartozik. Fontosnak tűnik, hogy az algaevő táplálkozási csoportba tartozó fajok aránya magas, a predátorok száma azonban alacsony (1. táblázat).

Az árvaszúnyogok mellett a gyorsfolyású szakaszokon (II., III, és IV. gyűjtőhelyeken) gyakoriak voltak a Simuliidae – púposszúnyogok – (9 e/m^2 átlagos denzitással /SD: 24,74/) és a Rhagionidae – kószalegyek – (9 e/m^2 átlagos denzitással /SD: 14,72/) családok lárvái is. A felemáslábú rákok közül a *Gammarus fossarum* G. O. Sars 399 e/m^2 (SD: 141,42) átlagos denzitással, szinte egyetlen fajként hatalmas tömegben fogható volt a patakban.

A puhatestűek közül a *Sadleriana pannonica* (Frauenfeld, 1865) 56 e/m^2 (SD: 83,34) átlagos denzitással került elő.

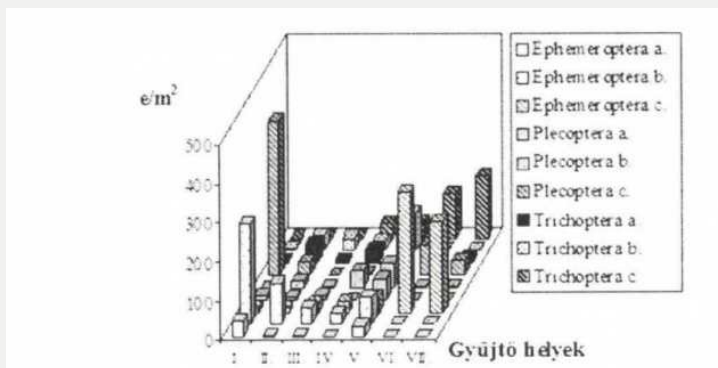
1. táblázat. A Szalajka-patakban előforduló Chironomidae család denzitása, szaprobitási értékei (Sz.é.), folyószakasz jelleg (f. szakasz) szerinti és funkcionális táplálkozási (Ftcs) beosztása (D: denzitás; EUC: eucrenon, HYC: hypocreton, ER: eurithron, MR: metarhithron, EP: eupotamon, MP: metapotamon, HP: hypopotamon, LIT: litorális zóna, PRO: profundális zóna, o=oligoszaprób; α=α-mezoszaprób; β=β-mezoszaprób; PRE=ragadozó; GRA=kaparó; DET=detrituszevő; ?=nincs adat)

Taxa	D (e/m ²)	Sz.é.	f szakasz	Ftcs
<i>Conchapelopia melanops</i> (Meigen, 1818)	1,37	β (x o α p)	EUC-EP+LIT	PRE
<i>Conchapelopia pallidula</i> (Meigen 1818)	1,37	o β (x α)	HYC-HR	PRE
<i>Natarsia punctata</i> Meigen, 1804)	0,46	o β α (x p)	EUC-LIT	PRE
<i>Eukiefferiella claripennis</i> (Lundbeck, 1898)	2,29	o (α)β	EUC-LIT	GRA, DET
<i>Eukiefferiella gracei</i> (Edwards, 1929)	0,46	β o (α)	EUC-MR	GRA, DET
<i>Brillia modesta</i> (Meigen, 1830)	2,29	o β (x α)	EUC-EP +LIT	SHR, DET
<i>Chaetocladius piger</i> (Goetghebuer, 1913)	0,46	β	ER-HR?	GRA, DET
<i>Epoicocladius flavens</i> (Malloch, 1915)	1,37	β (o α)	MR	PAR
<i>Heterotrissocladius marcidus</i> (Walker, 1856)	1,37	o β x	EUC-EP+LIT, PRO	DET
<i>Orthocladius obumbratus</i> Johannsen, 1905	4,11	?	?	?
<i>Orthocladius</i> sp. juv.	0,46	x p?	?	DET?
<i>Orthocladius</i> sp. A	0,91	x p?	?	DET?
<i>Orthocladius</i> sp. B	2,29	x p?	?	DET?
<i>Orthocladius wetterensis</i> Brundin, 1956	1,83	β	?	?
<i>Paratrissocladius excerptus</i> (Walker, 1856)	0,46	β	HR, EP	GRA, DET

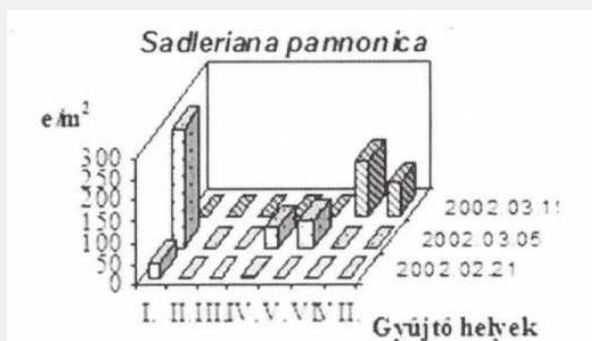
<i>Psectrocladius sordidellus</i> (Zettstedt, [1838])	0,91	β	(HR-MP, PRO) LIT	?
<i>Tvetenia bavarica</i> (Goethebuer, 1934)	5,94	$o \beta x$	ER, MR	GRA, DET
<i>Polypedilum convictum</i> (Walker, 1856)	0,46	$\beta o \alpha$	MR, ER, HR, EP, (EUC, HYC MP)	?
<i>Polypedilum pedestre</i> (Meigen, 1830)	1,37	$\beta (\alpha) o$	ER-LIT	GRA, AFIL
<i>Paratanytarsus intricatus</i> (Goetghebuer, 1921)	0,46	?	LIT	GRA, DET?
<i>Paratanytarsus</i> sp.	0,46	$\beta?$?	GRA, DET?
<i>Rheotanytarsus muscicola</i> Thienemann, 1929	0,46	?	(HR-MP+LIT)?	?
<i>Rheotanytarsus</i> sp.	2,74	$o \beta?$	(HR-MP+LIT)?	PFIL?
<i>Micropsectra notescens</i> (Walker, 1856)	1,37	$o x \beta \alpha$	(EUC-EP) ER, MR	DET, (GRA, AFIL)
<i>Micropsectra atrofasciata</i> (Kieffer, 1911)	3,20	$\beta (\alpha o)$	HYC-MP (LIT)	DET
<i>Microchironomus deribae</i> (Freeman, 1957)	7,77	?	LIT	?
<i>Tanytarsus</i> ssp.	0,46	?	?	DET?

A medertisztításról és annak hatásáról

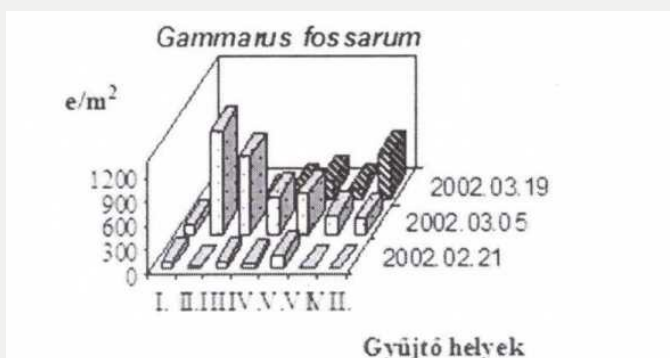
Gyűjtéseink során közvetlenül megfigyelhettük a tavaszi medertakarítást, mely, mint azt megtudtuk 1987 óta évente többször is – rendszerint havi gyakorisággal – megismétlődő folyamat, az Észak-magyarországi Regionális Vízművek megbízásából, melynek alapvető célja a patakvíz folyásának megkönnyítése az esőzések folyamán. A „tisztítás” igen egyszerűen zajlott, azaz vasvillával és lapáttal a patakot teljes hosszában végigkötötték. Az eltávolított anyagot a patak parton hagyták átlagosan 1,5 m (becsült érték) távolságban a pataktól. Így a mintavételi helyek között, gyakorlatilag a mechanikus hatás során a faágak a táplálékként és búvóhelyként szolgáló detritusz és valószínű, hogy velük együtt nagyszámú rovarlárva is a partra került. Az 1 és 2. diagrammok mutatják, hogy hogyan változott az EPT, a *Gammarus fossarum*, és a *Sadleriana pannonica* denzitása és térbeli eloszlása a tisztítás előtt, alatt és után (1. 2. és 3. ábrák).



1. ábra. EPT fauna térbeli eloszlásának változásai a medertisztítás során (jelmagyarázat: a.: 2002. 02. 21.; b.: 2002. 03.05.; c.: 2002. 03. 19.)



2. ábra. A *Sadleriana pannonica* térbeli eloszlásának változásai a medertisztítás során.



3. ábra. A *Gammarus fossarum* térbeli eloszlásának változásai a medertisztítás során.

Oszlop diagrammjaink adatait úgy kaptuk, hogy gyűjtéseinket időrendi sorrendben a medertisztítás előtt, közben és utána is elvégeztük. Az eltávolított anyag tartalmára azonban nem terjedt ki a vizsgálatunk. Előzetes várakozásainkkal szemben azt tapasztaltuk, hogy a gerinctelen makrofauna együttesek formálódását a medertisztítások kismértékben befolyásolták a fauna együtteseket és a tisztítások után bekövetkező esős periódusok alatt, a természetes drift illetve a felszíni bemosódás segítségével az eredeti együttesek tömegességi viszonylatban nagyrészt helyreállnak. A finomabb taxonómiai elemzések azonban azt is kiderítették, hogy a kérészek közül eltűnt a specialista *Habroleptoides confusa* Sartori & Jacob, 1986 és az *Ecdyonurus* genuszba tartozó, lapított testű lárvák. Hosszútávon előtört a generalista *Rhithrogena puytoraci*. A szintén generalista *Baetis rhodani*, pedig tömegével foglalta el a megüresedett élőhelyet. Az álkérészek közül hasonlóképpen a *Protonemoura aestiva* Kis 1965 ökológiai nichét egyre inkább az *Amphinemura sp.* és a *Protonemoura intricata* (Ris 1902) tölthette be. A tegzeseknél, pedig a *Sericostoma personatum* (Kirby & Spence, 1826) és a *Limnephilus sp.* lárvái jelentek meg és a *Microp-terna nycterobia* McLachlan, 1875 tűnt el (Andrikovics et al. 2005).

Értékelés

Elsősorban az Ephemeroptera, Plecoptera, és Trichoptera (EPT) fajokra terjedt ki a vizsgálat, de gyűjtöttük az Amphipoda (*Gammarus fossarum* – Közönséges bolharák), és Mollusca (*Sadleriana panonica* – Pannoncsiga) fajokat is. Az árvaszúnyogok, púposzúnyogok és a kószalegyek lárvái és a vízibogár lárvák közül a *Limnius volckmari* is a hálónkba került. A Chironomida lárvák vizsgálatok eredményei szerint 27 fajból hazai faunára nézve 6 új taxont jegyezhetünk le. A fajösszetételben és a mennyiségi viszonyokban a medertisztítás során számottevő különbségeket tapasztaltunk, hiszen a zavarás alkalmával megfigyelhető denzitás csökkenést és fajösszetétel változást regisztrálhattunk. Az eltűnt fajok visszaszorulása nagyban tulajdonítható a medertisztításnak azonban az előtört fajok fenológiai és gyors regenerációs sajátágaiknak (mivel ezek főként generalisták) köszönhetik szerepüket a patak rekolonizációjában. A rövid távú antropogén hatás (medertisztítás) során a patak vízi gerinctelen makrofaunája képes volt regenerálódni és alkalmazkodni a változó külső körülményekhez. A fauna términtázatának vizsgálata azt mutatta, hogy ebben a felszíni besodródásnak kiemelkedő jelentősége lehet (1-3 ábrák). A medertisztítás mellett, ezért más tényezők is közrejátszanak az érzékenyebb rovarfajok egyedszám csökkenésében és végső soron eltűnésében. A tanulmányunkban említett csoportok további részletesebb kvalitatív vizsgálatát egy későbbi munkánkban közöljük. Végső soron az alkalmazott beavatkozást – a vízügyi szakemberek szerint – kifejezetten hidrológiai szempontok igényelhetik, ám természetvédelmi szempontból gyakoriságát nem tartjuk feltétlenül szükségesnek.

*

Köszönetnyilvánítás – A szerzők köszönetüket fejezik ki dr. Bíró Kálmánnak a Chironomida lárvák határozásáért. A kutatást az Országos Tudományos Kutatási Alapprogram, T 038033 sz. programja támogatta.

Irodalomjegyzék:

- Andrikovics, S. – Kiss, O. (2000): Bioindikáció vízi gerinctelenekkel a Dunában. 3. Vízi-rovar lárvavizsgálatok a Duna magyarországi szakaszán. – *Hidrológiai Közlöny* **80**: 272–274.
- Andrikovics, S. & Oláh, J. (2003): Kérész, álkérész és tegzes (EPT) fauna referencia vizsgálata Illies-féle kirepülő csapdákval (Szalajka-patak, Bükk-hegység). – *Hidrológiai Közlöny* **83**: 11–13. pp.
- Andrikovics, S., Kiss, O., & Nagy, B. (2005): Hosszú és rövid periódusú változások egy kis patak gerinctelen makrofauna közösségeiben (Szalajka-patak, Bükk-hegység). – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **13**: 1–21.
- Dévai Gy., Dévai I., Czégény, I., Harman B., és Wittner I. (1993): A bioindikáció értelmezési lehetőségeinek vizsgálata különböző terheltségű északkelet-magyarországi vízteknél. – *Hidrológiai Közlöny* **73/3**: 202–211.
- Garcia, X. F., Barmus, M., Push, M. & Walz, D.N., (2003): Using chironomids as indicators in implementing the EU Water Framework directive. – *Proc. Of the 15th Internat. Symp. on Chironomidae, Minneapolis*: **31**: 20–31.
- Gáldean, N., Staicu, G., Bacalu, P. (1999): The assessment of the bioindicator value of some rheophilic elements of the River Somes/Szamos lotic system. In: *The Somes/Szamos River Valley. A study of the geography, hydrobiology and ecology of the river system and its environment.* (szerk. Sárkány-Kiss, A. – Hamar, J.) pp. 215–222. Tiscia monograph series, Szolnok-Szeged-Tárgu Mures.
- Kiss, O. (1977): Trichoptera ökológiai vizsgálatok jellegzetes Bükk hegységi, forrás- és patakvizekben (Szalajka-, Disznókút-, Sebesvíz). Doctoral & PhD thesis, KLTE, Debrecen: I:232 pp.
- Marziali, L., Casalegno, C., Lencioni, V. & Rossaro, B., (2003): Definition and assignment of indicator weight to different chironomid species. – *Proc. Of the 15th Internat. Symp. on Chironomidae, Minneapolis*: **49**: 32–49.
- Marziali, L., Lencioni, V. & Rossaro, B., (2006): Chironomid species as indicators of freshwater habitat quality. – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **29**: 1553–1555.
- Móra A. & Dévai Gy. (2004): Magyarország árvaszúnyog-faunájának (Diptera: Chironomidae) jegyzéke az előfordulási adatok és sajátosságok feltüntetésével. – *Acta Biol. Oecol. Hung.* **12**: 39–207.
- Nosek, J. – Oertel, N. (2000): Bioindikáció vízi gerinctelenekkel a Dunában. 2. A makrofauna tér-időbeli mintázata. – *Hidrológiai Közlöny* **80**: 333–335.
- Oertel, N. – Nosek, J. (2000): Bioindikáció vízi gerinctelenekkel a Dunában. 1. Bevezetés – elvi és módszertani kérdések. – *Hidrológiai Közlöny* **80**: 336–338.
- Ujhelyi, S. (1974): Adatok a Bükk- és a Mátra-hegység tegzesfaunájához. (Data to the caddisfly fauna (Trichoptera) of the Bükk and Mátra Mountains) – *Fol. Hist-nat. Mus. Matr.* **2**: 99–115.

Effects of channel cleaning in the Szalajka Creek

Beata Nagy, Ottó Kiss & Sandor Andrikovics

*Eszterházy Károly College, Department of Zoology,
H-3300, Eger, Leányka út 6., e-mail: alltan@ektf.hu*

Abstract: In the Szalajka creek (Bükk Mnts) in 2002 spring we have examined the Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera and other aquatic invertebrate members of the fauna with a hand net which was similar to the size of Schwoerbel sampler.

The object of short term studies was the direct anthropogenic disturbance effect in the EPT and other aquatic macrofauna elements. We found that the characteristic of EPT fauna were transformed in short time and it was showed changes about the species and individual numbers. Among the mayflies, caddisflies and stoneflies disappeared the larvae of specialists suddenly appeared the generalists and it has took the empty habitat and filled in the niche. The examinations showed that the caddisflies tolerated better the disturbance than the mayflies and stoneflies. The other aquatic macrofauna elements have effect in the spatial distribution of EPT fauna. The changes was significant last years, however the population of the aquatic fauna was able to regenerate due to the natural drift.

Key-words: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Chironomidae, *Gammarus fossarum*, *Sadleriana pannonica*, Szalajka Stream

A nádaratás hatása a Velencei-tó partmenti nádasának talajlakó pókközösségére (Araneae)

Kancsal Béla¹, Szinetár Csaba², Bognár Vivien²

¹8900 Zalaegerszeg, Platán sor 1., e-mail: kabakpityoka@gmail.com

²Berzsenyi Dániel Főiskola
9700 Szombathely, Károlyi tér 4.

Felelős szerző:

Szinetár Csaba, Berzsenyi Dániel Főiskola Állattani Tanszék,
9700 Szombathely, Károlyi Gáspár tér 4.,
fax: 94/504-404, e-mail: szcsaba@bdtf.hu

Összefoglalás: A nádaratás rövid távú hatását vizsgáltuk a talajlakó pókközösségre a Velencei-tó (Agárd) partmenti nádasában. A gyűjtések során 81 faj került elő, közöttük két magyar faunára új (*Entelecara omissa* (O.P.- Cambridge, 1902), *Araeoncus crassipes* (Westring, 1861)) és több ritka pókfaj adata szerepel. Az aratott és kezeletlen terület pókfaunájának kora nyári aszpektusa jól elkülönül egymástól, mind a talajlakó pókok fajösszetételét, mind az egyedszámaramányait tekintve. A téli nádaratást követő nyár kezdetén (április végétől június elejéig terjedő időszakban) az aratott nádas faj-együttesének szignifikánsan kisebb a Shannon- diverzitása, emellett a kezeletlen területhez viszonyítva az aratott részen megnő a másodlagos, illetve a degradált élőhelyekre jellemző fajok relatív gyakorisága.

Kulcsszavak: nádaratás, talajlakó pókok, fajdiverzitás, Velencei-tó, Barber-féle talajcspada

Bevezetés

Az 1960-as évektől fokozottá vált az európai nádasok kutatása annak köszönhetően, hogy a vizes élőhelyek jelentős része eltűnt, emiatt a nádasok és az ott élő élőlények természetvédelmi szerepe megnőtt. A nádasok állatvilágának nagy részét a kimondottan nádas-hoz kötődő élőhely-specialista fajok képezik (pl. sok rovar, pók és madár) (Vásárhelyi 1995). Élőhelyük visszaszorulásával, megszüntetésével e fajok ritkává válnak, esetleg el is tűnhetnek egy területről, amennyiben a nádasok szerepét nem tudja más élőhely (pl. magassásos) átvenni. A nád aratása, illetve égetése régóta és sokat tárgyalt, sokat vitatott beavatkozás. Az aratásnak gazdasági és természetvédelmi célja is lehet. A nád letermelésével csökkenthető az eutrofizáció, lassítható a tavak feltöltődése, szukcessziója. Az égetés során általában szintén a szerves anyag kivonása, a kártevők fertőzési gócainak megszüntetése és a különböző minőségű nádasok egységesítése a cél. Mindkét kezelés élővilágra gyakorolt hatásával számos vizsgálat foglalkozott. Ezek értékelése alapján elsődlegesen az állapítható meg, hogy az aratás/égetés káros vagy jótékony hatása attól függ, hogy melyik élőlénycsoport szempontjából értékeljük a kezelést. Schmidt és mtsi. (2005) szignifikáns különbséget találtak a fitofág és szaprofág ízeltlábúak számában az aratott és kezeletlen nádasok területén. Az aratás hatására a növekvő zöld biomassza nagy mennyiségű növényevő rovarot vonzott (elsősorban növényi tetveket (*Sternorrhyncha*), míg az avarban élő lebontó élőlények (első-

sorban ászkarákok (Isopoda)) szinte teljesen hiányoztak az aratáskor nagyrészt eltávolított öreg, avas nád és az avar mennyiség csökkenése miatt. A kezeletlen részen pont fordított volt a helyzet. Szintén ez a vizsgálat mutatta ki, hogy az aratás negatívan hatott a vizsgált terület nádi énekesmadaraira, mivel a fő táplálékul szolgáló pók és bogárfajok egyedszáma drasztikusan lecsökkent az aratott részeken. Ez utóbbi eredmény utal a kezelésekre gyakorolt indirekt hatásaira is. A száraz nád letermelésének közvetlen hatása, hogy a területről eltávolítja a nádszálakban telelő rovarokat és pókokat (Ditlhogo *et al.* 1992, Pühringer 1975), s egyúttal megakadályozza a korán költő madarak fészkelését is (Báldi & Moskát 1995). Az aratás, illetve égetés hatására csökken az avar mennyiség (Cowie *et al.* 1992, Hawke & José 1996), a talajszinten nő a besugárzás mértéke, nagyobb lesz a hőingadozás és legtöbbször a talajnedvesség is csökken (Cowie *et al.* 1992, Decler 1990). Ez utóbbi közvetett hatásként szintén jelentősen befolyásolhatja a talajlakó faunát. A nád minősége is megváltozik a rendszeres kezelés során. Több közlemény is beszámol arról, hogy 2–3 éves kaszálási ciklus után a nád vékonyabb, rövidebb és sűrűbb lett (Cowie *et al.* 1992, Ostendorp 1999). Jelen tanulmány egy több éves velencei-tavi vizsgálat sorozat része. A tó mérete és természetvédelmi jelentősége ellenére arachnológiai szempontból gyakorlatilag ismeretlen volt korábban. E vizsgálatokat megelőzően csupán néhány faunisztikai jellegű adatközlés történt a tó és környezetének pókfaunájára vonatkozóan (Loksa 1969, 1972, Szinetár 1993, Szinetár és Eichardt. 2004). A Velencei-tó déli partjának szegélynadásában egy aratott (kaszált), illetve vele közvetlenül határos kezeletlen (kaszálatlan) terület kora nyári talajlakó pókfaunáját vizsgáltuk a kezelés rövid távú hatásainak megismerése érdekében.

Anyag és módszer

A vizsgálatokat a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület agárdi Chernel István Madárvértárához tartozó 1 hektár területű nádasban végeztük. A talajfauna felmérésére irányuló vizsgálatok 2003. november 4-én kezdődtek meg, ekkor 20 db talajcsapdát helyeztünk ki egymástól 5m-re 5×4-es mátrix elrendezésben oly módon, hogy a vízparttal párhuzamosan 5 sort alakítottunk ki egyenként 4 csapdával. A tél folyamán a vizsgált nádas egy részét kézi kaszálással learatták. Az avas nád levágását és elszállítását a lehelyezett talajcsapdák vízszegélytől legtávolabb eső soráig végezték el, melynek eredményeként az 5. csapdásor került a kezeletlen terület szegélyére. Ez a körülmény adott lehetőséget arra, hogy két további csapdásor telepítésével, egymással párhuzamosan felmérjük az aratott, illetve kezeletlen terület talajfaunáját. A kaszált részre további 2 sor (8 db) csapdát ástunk le (2004. 03. 15.), így ettől az időponttól kezdődően 7 csapdásor (28 csapda) működött a tó vízszegélyével párhuzamosan. Az elemzések során az 1–4. sort tekintettük kezeletlen területnek, az 5. sort szegélynek, míg a 6–7. sort a kezelt, vagyis aratott területnek.

Jelen vizsgálat a 2004. 04. 28. – 06. 02. közötti gyűjtések feldolgozásából származó eredményeket tárgyalja. A gyűjtéshez 400 ml-es, 85 mm belső átmérőjű dupla poharas Barberféle talajcsapdákat alkalmaztunk. Tartósító és ölfolyadék-ként 70%-os etilenglikolt használtunk.

A fajok determinálása a BDF arachnológiai laboratóriumában történt. A determinálást Loksa (1969, 1972), Heimer & Nentwig (1991), Roberts (1995) és Nentwig *et al.* (2003) munkái alapján végeztük. A fajok megnevezése Platnick (2005) szerint történt, a korábbi hazai adatok Samu és Szinétár (1999) közleménye alapján kerültek értékelésre. A pókfajok bolygatással szembeni tolerancia típusait Buchar (1992) nyomán állapítottuk meg. Az adatok kiértékeléséhez a PAST 1.32 (Hammer *et al.* 2001) programot használtuk.

Eredmények

Faunisztikai eredmények

A mintavételi területről 20 család 81 fajának 3250 egyedét gyűjtöttük be és határoztuk meg. Faunisztikai szempontból említést érdemel két, a hazai faunára új faj (*Entelecara omissa* (O.P.- Cambridge, 1902), *Araeoncus crassipes* (Westring, 1861)), továbbá több ritka (*Glyphesis taoplesius* (Wunderlich, 1969), *Pelecopsis mengei* (Simon, 1884)) és egy védett (*Argyroneta aquatica* (Clerck, 1757)) faj előkerülése.

A területek ordinációs vizsgálata

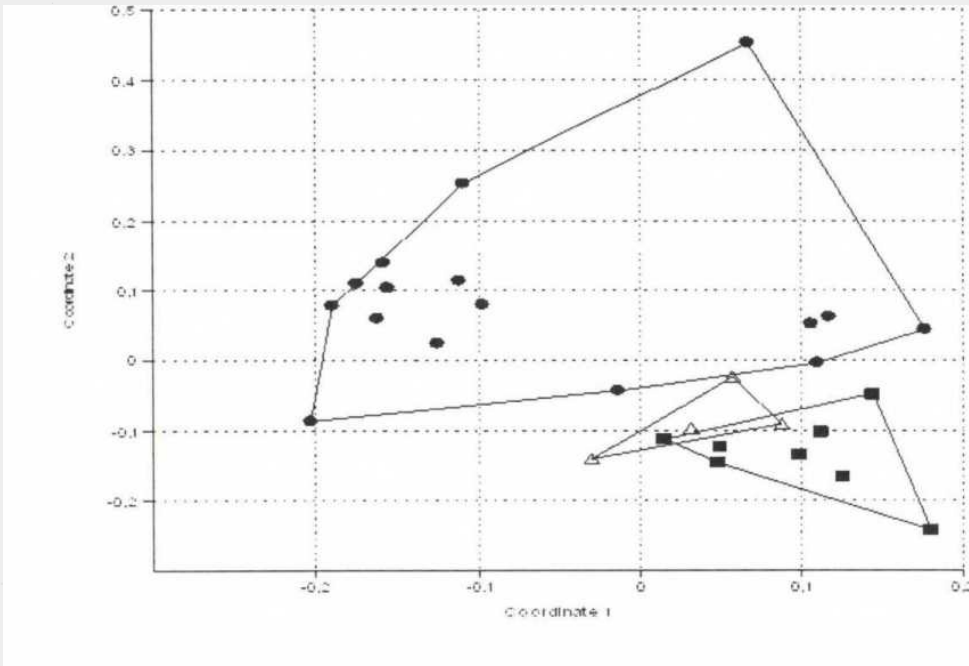
A csapdák összehasonlításához ordinációs vizsgálatot (NMDS) végeztünk. Az 1. ábrán egy-egy pont egy-egy talajcsapdát jelöl. A minták hasonlóságának számításához a Bray-Curtis indexet alkalmaztuk. Az ábrán megfigyelhető a kezeletlen, a szegély, és a kaszált területre eső csapdák helyzete, illetve elkülönülése.

A fajok élőhelypreferenciája

Vizsgáltuk, hogy a vízszegéllyel párhuzamos csapdasorokban miként változik a bolygatást különböző módon elviselő fajok százalékos megoszlása (2. ábra). A kezeletlen területen (1-4 sor) a természetes élőhelyekre jellemző fajok (RI) magasabb arányban voltak jelen, mint a bolygatott területekre jellemzők (E), ezzel szemben az aratott részen pont fordított helyzet volt tapasztalható.

A kezeletlen és aratott terület összehasonlítása

Az összehasonlítást a két terület 2-2 csapdasora, azaz 8-8 csapdája alapján végeztük el (1. táblázat). A faj- és egyedszámok eltérését Mann-Whitney U-próbával teszteltük. Az aratott terület egyedszáma szignifikánsan nagyobb volt, mint a kezeletlené ($p_{krit} = 0,000939$), a fajszámok nem különböztek lényegesen ($p_{krit} = 0,381$; $p^* \leq 0,05$). A Shannon-diverzitás-indexek eltérését Hutcheson-féle t-próbával vizsgáltuk, melynek alapján a kezeletlen terület diverzitása szignifikánsan nagyobb volt ($t = 3,41 > t_{0,05} = 1,96$; $p^* \leq 0,05$). A két terület hasonlóságát szemléltető Renkonen-, valamint Czekanowsky-index (Podani 1997) alacsony értékei a kaszálatlan és kaszált területek közötti jelentősnek mondható különbségre utalnak.



1. ábra. A talajcsapdák ordinációs vizsgálata NMDS módszerrel. Körök: kezeletlen terület csapdái (1–4. sor); háromszögek: szegély csapdái (5. sor) ; négyzetek: aratott terület csapdái (6–7. sor)

1. táblázat. Aratott és kezeletlen nádas a talajlakó pókfaunájának összehasonlítása (Agárd, 2004. 04.28.–06.02.)

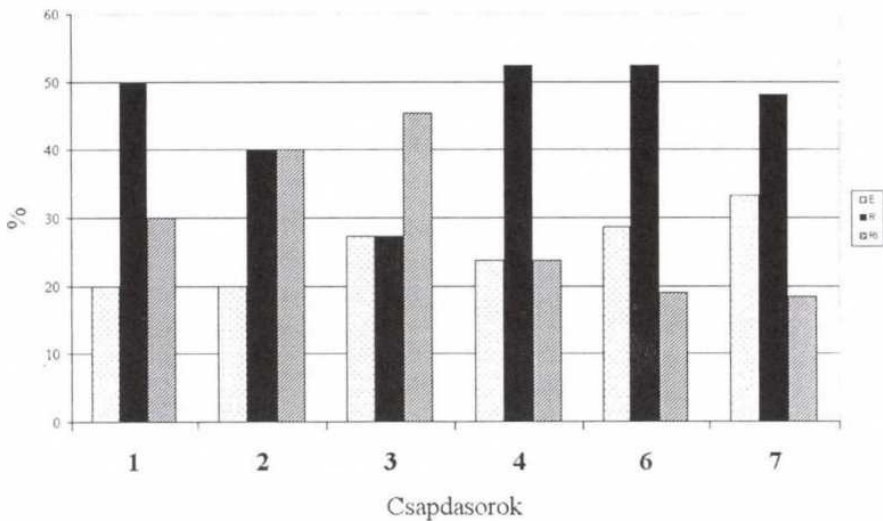
	Kezeletlen	Aratott
Fajszám	30	36
Egyedszám	226	592
Shannon diverzitás	2,579*	2,225
Egyenletesség	0,757	0,622
Renkonen-index	0,602	
Czekanowsky-index	0,575	
Közös fajok száma	19	

Értékelés

A faunisztikai eredmények alapján a vizsgált szegélynádas pókfaunája több szempontból is figyelemreméltóan gazdagnak tekinthető. A teljes vizsgálati időszak alatt kimutatott 81 faj a hazai pókfaunának több, mint 10%-a (Samu és Szinétár 1999). Ez különösen annak a körülménynek az ismeretében magas szám, hogy egy csaknem homogénnek tekinthető élőhelytípus, illetve növénytársulás, talajszintjében élő fajok, egyetlen gyűjtési módszerrel történő mintavételezéséből származik. A két hazai faunára nézve új faj előke-rülése (*Araeoncus crassipes*, *Entelecara omissa*) európai elterjedésük és élőhelyi igényeik ismeretében várható volt. További ritka fajok voltak a *Glyphesis taoplesius* és *Pelecopsis mengei*. E faunisztikai eredmények egyben jelzik a hazai vizes élőhelyek talajfaunájának kis mértékű kutatottságát is. Gyakorlati körülményként említhető, hogy lényegesen több metodikai probléma merülhet fel az átmenetileg, vagy gyakorta elárasztott területeken történő talajcspadzás során, mint az erdei, vagy xerotherm füves élőhelyek esetében, melyek kutatottsága hazánkban lényegesen jobb. A kaszált és kaszálatlan területek összehasonlításához több okból is a nyár eleji időszak gyűjtései voltak a legalkalmasabbak. Az Európában élő talajlakó pókok többségénél ez a fő ivarézési időszak, így amellet, hogy ekkor a legnagyobb a mozgási aktivitásuk, ekkor gyűjthetők faji szinten determinálható ivarérett alakjaik, melyek lehetővé teszik egyes vizsgálatok (pl. fajdiverzitás) elvégzését.

Az időpont választás másik okaként azt emeljük ki, hogy a téli kaszálás rövid távú hatásai leginkább ekkor mérhetőek fel, hiszen amíg a kaszált terület esetében a talaj felszíne felett kb. 15-20 centiméterrel már teljesen vegetációmentes az élőhely, addig a kaszálatlan rész felett ekkor is ott volt az előző évek aratatlan avas nádja. Az aratott részen megfigyelt szignifikánsan magasabb denzitási értékek egyik nyilvánvaló oka lehet, hogy a kaszálás után keletkező „tarlóra” a környező nyílt területekről betelepülnek a nagy fényigényű, továbbá a széles élőhelypreferencia spektrumú, bolygatás-toleráns fajok (pl. *Alopecosa pulverulenta* (Clerck, 1757), *Trachyzelotes pedestris* (C.L. Koch, 1837) *Liocranoeca striata* (Kulczynski, 1882)). Decler (1990) szintén hasonló megfigyelésről számol be. Eredményei szerint, az aratásra érzékenyebbek voltak a ritka és néhány esetben az elterjedtebb, nedves élőhelyeken élő fajok. Ugyanakkor megnőtt az ubiquista (közönséges), különösen a pionír hajlandóságú fajok egyedszáma. Ezzel szemben a természetes élőhelyeket kedvelő, nádashoz kötődő fajok visszaszorultak a kezeletlen részre (pl. *Glyphesis taoplesius*, *Silometopus elegans* (O.P.-Cambridge, 1872), *Antistea elegans* (Blackwall, 1841)). A kaszált terület magasabb faj- és egyedszám értékeinek további háttértényezője lehet a csökkenő talajnedvesség. A vízpart felől távolodva csökken a talajvíz szintje. Ennek mérését, illetve folyamatos nyomon követését a 2005-ös mintavételezéssel párhuzamosan végeztük csak, így e tényező hatását is csak ettől az évtől kezdődően tudjuk ténylegesen vizsgálni. A különböző élőhelypreferenciájú fajok csapd sorok közötti százalékos megoszlása értékes információkkal szolgál a területek természetességi állapotát illetően (2. ábra). A közepesen zavarástűrő fajok vannak a legnagyobb számban, kivéve a 2-es és 3-as sorokat, amelyek a kezeletlen nádas bel-sejét jelentik. Nagyon jól látszik, hogy a kezeletlen részen a természetes állapotokat kedvelő fajok vannak magasabb arányban a degradált területeket kedvelőkkel szemben. Ez az arány a két terület határán megfordul. A közepesen zavarás tűrő fajok magas száma való-

színüleg annak tudható be, hogy általánosságban a tolerancia értékek haranggörbét mutatnak (a nagyon szűk- és tágtűrűsűek kevesebben vannak, mint a közepes toleranciájú fajok), valamint annak, hogy ezeket a nádasokat 5- 10 évente learatják, ami egy konstans, de nem túl nagy zavarást jelent az itt élő élőlények számára. A vizsgálataink azt mutatják, hogy a nád aratásával csökken az adott terület diverzitása. Az 1. táblázat adatai alapján jól látható, hogy ez a kaszált rész magasabb fajszáma ellenére jelentkezik, melynek így nyilvánvaló oka a fentebb már említett nagy fényigényű és tágtűrűsű fajok tömeges megjelenése, ezzel az egyedszámeloszlás erőteljes változása. Amennyiben a kaszálás mozaikosan történik, az növelheti a terület heterogenitását és ezáltal lehetőséget adhat az eltérő környezeti igényű fajok populációinak fenntartására. A Velencei-tó déli partjának csekély területű szegélynádasában különösen indokolt volna a nádasok természetvédelmi szempontú, tervszerű kezelése. A tó nádasában ma is gyakoriak a szándékos, illetve véletlenszerű, gyakran nagyterületű téli nádtüzek. Kívánatos volna a nád égetésének hatásait zoológiai szempontból részletesen vizsgálni, mivel ezek során a pozitívan értékelt rovarkártó gyérítések mellett tömegesen pusztulnak el a nádszálakban telelő ragadozó ízeltlábúak is.



2. ábra. A különböző élőhely-preferenciájú pókfajok százalékos megoszlása a csapdasorokban. RI: természetes élőhelyekre jellemző, bolygatást csak kis mértékben elviselő fajok; R: természetes és másodlagos élőhelyekre egyaránt jellemező, közepesen zavarástűrő fajok; E: bolygatást jól tűrő fajok, melyek túlnyomórészt, vagy kizárólagosan másodlagos élőhelyekre (szántóföldekre, urbanizált területekre) jellemzőek. (kezeletlen: 1–4; szegély: 5; kezelt: 6–7)

*

Köszönetnyilvánítás – Ezúton szeretnénk köszönetet mondani Újhelyi Péternek, hogy lehetővé tette munkánkat az agárdi madárvárta területén. Köszönet a Velencei-tavi Töfelügyelőségen Falussy Ferecnek, Gillián Zoltánnénak és Szóródi Istvánnak a sokrétű segítségért. A vizsgálatokhoz nyújtott szakmai és gyakorlati segítségnyújtásért az alábbi kollégákat illeti köszönet: Báldi András, Farkas János, Engloner Attila, Szövényi Gergely, Kovács Péter, Nagy Csaba. Sz. Cs. az MTA Bolyai Ösztöndíjasa.

Irodalom

- Báldi, A. & Moskát, Cs. (1995): Effect of reed burning and cutting on breeding bird communities. – In: Bissonette, J.A. & Krausman, P.R. (szerk): *Integrating People and Wildlife for a Sustainable Future*. The Wildlife Society, Bethesda, pp. 637–642.
- Buchar, J. (1992): Kommentierte Artenliste der Spinnen Böhmens (Araneida). – *Acta Universitatis Carolinae Biologica* **36**: 383–428.
- Cowie, N., Sutherland, W. J., Dithlogo, M. K. M. & James, R. (1992): The effects of conservation management of reed beds. II. The flora and litter disappearance. – *J. appl. Eco.* **129**: 277–284.
- Decler, K. (1990): Experimental cutting of reedmarsh vegetation and its influence on the spider (Araneae) fauna in the Blankaart Nature Reserve, Belgium. – *Biological Conservation* **52**: 161–185.
- Dithlogo, M. K. M., James, R., Laurence, B. R. & Sutherland, W. J. (1992): The effects of conservation management of reed beds I. The Invertebrates. – *J. appl. Ecol.* **29**: 265–276.
- Hammer, Ř., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. (2001): PAST 1.32. Paleontological Statistics. – <http://folk.uio.no/ohammer/past>.
- Hawke, C.J. & José, P.V. (1996): Reedbed Management for Commercial and Wildlife Interest. – Royal Society for the Protection of Birds, Sandy, UK: Royal Society for the Protection of Birds, 212 pp.
- Heimer, S., Nentwig, W. (1991): *Spinnen Mitteleuropas*. – Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg, 543 pp.
- Loksa, I. (1969): *Pókok I. – Araneae I. Fauna Hungariae* 97. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 133 pp.
- Loksa, I. (1972): *Pókok II. – Araneae II. Fauna Hungariae* 109. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 112 pp.
- Nentwig, W., Hänggi, A., Kropf, C. & Blick, T. (2003): Central European Spiders – Determination Key, Version 8.01.2003.. – <http://www.araneae.unibe.ch/index.html>.
- Ostendorp, W. (1999): Management impacts on stand structure of lakeshore Phragmites reeds. – *International Review of Hydrobiology* **84**: 33–47.
- Podani, J. (1997): *Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe*. – Scientia Kiadó, Budapest, 412 pp.

- Platnick, N. I. (2005): The World Spider Catalogue, Version 5.0, American Museum of Natural History. – <http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.html>.
- Pühringer, G. (1975): Zur Faunistik und Populationsdynamik der Schilfspinnen des Neusiedler Sees. – Sitzungsberichte und Anzeiger/Österreichische Akademie der Wissenschaften, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Klasse: Abteilung **184**: 379–395.
- Roberts, M. J. (1995): *Spiders of Britain and Northern Europe*. Harper Collins Publishers, London, 383 pp.
- Samu, F. & Szinetár, Cs. (1999): Bibliographic check list of the Hungarian spider fauna. – *Bull. Br. arachnol. Soc.* **11** (5): 161–184.
- Schmidt, M. H., Lefebvre, G., Poulin, B., & Tschardt, T. (2005): Reed cutting affects arthropod communities, potentially reducing food for passerine birds. – *Biol. Cons.* **121**(2): 157–166
- Szinetár, Cs. (1993): *A nádasok pókfaunája*. – *Folia Entomologica Hungarica* **54**: 155-162.
- Szinetár, Cs. & Eichardt, J. (2004): *Larinia* species (Araneidae, Araneae) in Hungary. Morphology, phenology and habitats of *Larinia jeskovi* Marusik, 1986, *Larinia elegans* Spassky, 1939, and *Larinia bonneti* Spassky, 1939. In: Samu, F. & Szinetár, Cs. (eds) *European Arachnology 2002*. Plant Protection Institute & Berzsényi College, Budapest, pp. 179–186.
- Vásárhelyi, T. (szerk.) (1995): *A nádasok állatvilága*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 199 pp.

The impact of reed cutting on the ground-dwelling spider community (Araneae) along the shore reeds of the Lake Velencei

Béla Kancsal¹, Csaba Szinetár², Vivien Bognár²

¹8900 Zalaegerszeg, Platán sor 1 (kabakpityoka@gmail.com)

²Berzsenyi Dániel College

We investigated the short-term impact of reed cutting on the ground-dwelling spider community along the shore reeds of the Lake Velencei (Agárd). The collections yielded altogether 81 spider species including two ones new to the Hungarian spider fauna, namely *Entelecara omissa* (O.P.- Cambridge, 1902) and *Araeoncus crassipes* (Westring, 1861) as well as several rare species. The early summer aspects of the faunas of the cut and uncut areas are distinctly different both in terms of the composition of the ground-dwelling spider community and in terms of abundance. The Shannon diversity index of the reed fauna of the cut areas in early summer (from the end of April till early of June) is significantly less, whereas the relative abundance of species typical of secondary or degraded habitats is higher compared to the uncut areas.

Key-words: reed cutting, ground-dwelling spiders, species diversity, Lake Velencei, Barber pitfall trapp

Cink monitorozás *Rana esculenta* fajkomplex egyedeinek vizsgálatával

¹Simon Edina, ²Braun Mihály, ³Szabó Krisztián, ¹Molnár Péter, ¹Tóthmérész Béla

¹ Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék

4010 Debrecen, Pf. 71., e-mail: edina.simon@gmail.com

² Debreceni Egyetem, Szervetlen és Analitikai Kémiai Tanszék

4010 Debrecen, Pf. 21.

³ MTA SZBK Genetikai Intézet Biodiverzitás Csoport

6701 Szeged, Temesvári krt. 62.

Összefoglalás: A vizes élőhelyek kiemelt természetvédelmi értéket képviselnek, ezért állapotuk rendszeres vizsgálatot igényel. Cink terhelés kimutatására a *Rana esculenta* komplex egyedeit választottuk, amelyek a vizes élőhelyeken rendszeresen és nagy számban megtalálhatók. Vizsgálatunk célja a békák, mint bio-indikátor szervezetek alkalmazása volt, melyek a vizanalitikai vizsgálatok pillanatnyi állapotot tükröző jellegével ellentétben egy hosszabb periódusról adnak tájékoztatást. Kutatásainkat egymástól 200 km-re lévő területeken, a Miskafoki Holt-Tiszán és a cinkkel erősen terhelt Túr árterületén végeztük. Morfológiai paraméterek (testhossz, testtömeg) alapján közel azonos méretű egyedek szerveiben (máj, bőr, lábfejesont, combcsont, combizom) határoztuk meg a cink koncentrációját. Minden befogott állatról ujjperc mintát vettünk. Eredményeink azt mutatják, hogy a szervek közel azonos mértékben akkumulálták a cinket. A két terület egyedeinek belső szerveiben mért cink koncentrációk nem különböztek szignifikánsan. Az ujjpercek elemzése alapján azonban szignifikáns különbséget tapasztaltunk a két terület között (átlag \pm SD: Túr 0.8 ± 0.13 $\mu\text{g}/\text{ujjperc}$, Miskafoki Holt-Tisza 0.24 ± 0.04 $\mu\text{g}/\text{ujjperc}$). Eredményeink arra utalnak, hogy a Túr folyó vizsgált szakaszán a szennyezettség mértéke nem jelent közvetlen veszélyt a kétélűek számára.

Kulcsszavak: cink akkumuláció, kecskebéka, kétélűek, Miskafoki Holt-Tisza, Túr

Bevezetés

A nehézfémek akkumulációjának vizsgálatára széles körben elterjedtek a különböző gerinctelen csoportok, mint tesztszervezetek: férges (Smit et al. 2002; Spurgeon & Hopkin 1999), vizibolhák (Muysen & Janssen 2002), kagylók (Klerks & Fraleigh 1997) és csigák (Coourdassier et al. 2003). A vizes élőhelyek biomonitoring vizsgálatára a halak (Brown & Chow 1977) és a kétélűek csoportja alkalmazható. Víztől való függésük és méretük alkalmasá teszi őket, hogy különböző szerveik felhasználásával részletes elemtartalom legyen mérhető.

A Túr és árterületét az 1995-ös romániai nehézfém szennyezés során jelentős nehézfém szennyezés érte (Kocsisné, 1996). Vizsgálatainkhoz egy cinkkel terhelt területet (kishódosi határszélvény) és a terhelés alatt nem álló Miskafoki Holt-Tiszát választottuk. Olyan állatcsoportot jelöltünk ki, amelyek kellően nagy számban fordulnak elő az adott területen. Ezek figyelembevételével választottuk ki a *Rana esculenta* fajkomplexet, amely Magyarországon a többi kétélűhöz hasonlóan védett kategóriába tartozik.

Számos ökotoxikológiai vizsgálat használja a kétélűek közül a békákat gyors tesztekben, mint tesztszervezetek, ezért célkitűzésünk az volt, hogy eredeti élőhelyről származó

kifejlett egyedekről származó mintákban határozzuk meg a cink koncentrációt. Nehézfém akkumulációt vizsgáltak a békák valamennyi fejlődési stádiumában: embriókat kezelték kadmiummal (Herkovits et al. 1997; Perez-Coll & Herkovits 1996), ólommal (Perez-Coll & Herkovits 1990) és alumíniummal (Beattie et al. 1992). Az ebihal stádiumot kadmium (James & Little 2003), ólom, króm és higany (Burger & Snodgrass 1998) felhalmozódás vizsgálatára használták fel. Kifejlett nőstény egyedekben cink akkumuláció útját kísérték végig tartós ökotoxikológiai kísérlettel (Naab et al. 2001).

Kutatásunk célja az volt, hogy megvizsgáljuk, hogy a választott fajkomplex felnőtt egyedei alkalmazhatók-e nehézfém terhelés kimutatására, a szervezetben felhalmozódott zink mennyiségének meghatározásával.

Anyag és módszer

Egymástól 200 km-re lévő területekről, a Túr árterületéről és a Miskafoki Holt-Tiszáról gyűjtöttük be a vizsgált egyedeket 2005 május végén. A Miskafoki Holt-Tisza Ároktó községhez tartozik. Növényzettel csekély mértékben benőtt, vízminősége megfelelő, ezért „szentély” jellegű vizes élőhely (Békési et al. 2001). A mintavétel időpontjában, többszöri terepbejárás után is mindössze 6 egyedet tudtunk begyűjteni erről a területről. Ennek oka feltehetően a magas vízállás volt, ami miatt a békák nem használták ezt a területet szaporodási helyként. A Túr a Felső-Tisza egyik mellékfolyója, mely egyben határfolyó is. A mintavétel a kishódosi határszelvény árterületén történt, ahol 20 egyedet gyűjtöttünk be.

A mintavételezés mindkét helyen merítőhálóval, az összes észlelt egyed befogásával zajlott. Az állatok befogása mindkét területen az árhullám levonulása után visszamaradt, szaporodási helyként használt kisebb-nagyobb tocsogókból történt. A békák kifejlett stádiumának meghatározásához a szakirodalmi meghatározásokat és leírásokat vettük figyelembe (Dely 1967). Az egyedeken morfológiai jellemzőket mértünk (teljes hossz, végtagok hossza, testtömeg stb.), illetve minden békáról a jobb hátsó láb 3. ujjának 1. ujjpercét levágtuk. A csonkolást szikével végeztük, amit minden vágás előtt alkohollal fertőtleníttünk, majd az érintett ujjakat Betadinnal kezeltük (Green 2001). Az eltávolított ujjperceket műanyag Eppendorf csövekben feldolgozásig fagyasztott állapotban tároltuk. Az összegyűjtött békákból 5 egyedet laboratóriumi vizsgálat céljából elhoztunk, amelyeket kloroformos altatás után műanyag dobozban -25°C -on tároltuk a laboratóriumi feldolgozásig.

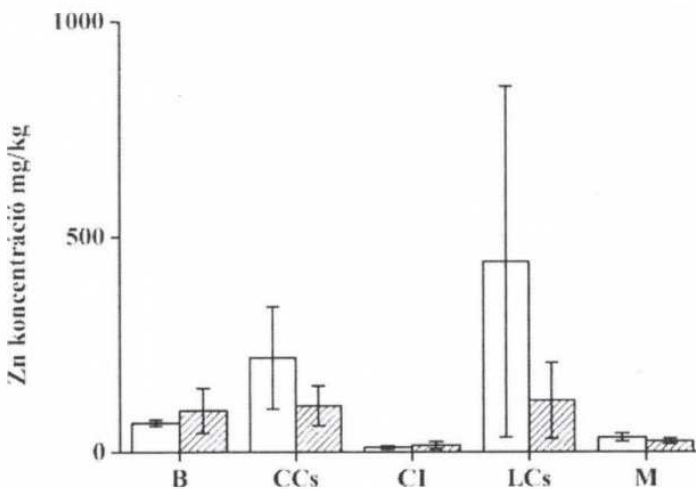
A minta feldolgozás a Debreceni Egyetem Szervetlen Kémiai és Analitikai Tanszék laboratóriumában történt. Miután a fagyasztóból kivett minták hőmérséklete elérte a szobahőmérsékletet, többszöri desztillált vizes öblítést végeztünk. Valamennyi egyed bőrének egy részét, máját, jobb hátsó lábuk combizmát, combcsontját és lábfejsontját kipreparálás után egy éjszakára 105°C -ra szárítószekrénybe helyeztük. A kiválasztott szervekhez viszámérést követően 5 ml 65% (m/m) salétromsavat adtunk, és 4 h keresztül 80°C -on, főzőpohárban ronsoltuk. Ezután az elroncsolt mintákat oldatba vittük és 5 ml végtérfogatra töltöttük fel. Az ujjpercekről 30% (m/m) hidrogén-peroxid oldattal távolítottuk el a kötőszöveti részeket, illetve az inas szerkezetet. Az ujjpercek további kezelése az előzőekben leírt módon történt, a végtérfogat ebben az esetben 2 ml volt.

A szervek cink koncentrációjának meghatározásához szükséges mérést az oldatok tisztes hígításából, illetve az ujjpercek tömény oldatából végeztük UNICAM SP1900 atomabszorpciós spektrofotométerrel 213.9 nm-en, levegő acetilén lángban. Kalibráláshoz 0.5, 1.0, 2.0, 3.0, 4.0 mg/l Zn koncentrációjú oldatokat használtunk, melyeket 1000 mg/l Zn koncentrációjú Scharlau gyártmányú standard törzsoldatokból készítettünk. A kalcium meghatározást ICP-OES (SPECTROFLAME) SPECTRO gyártmányú készülékkel végeztük. Az ujjpercek elemfeltárásakor mind a cink, mind a kalcium mérésekor impulzus mintabeviteli módszert alkalmaztunk (Braun et al. 1996).

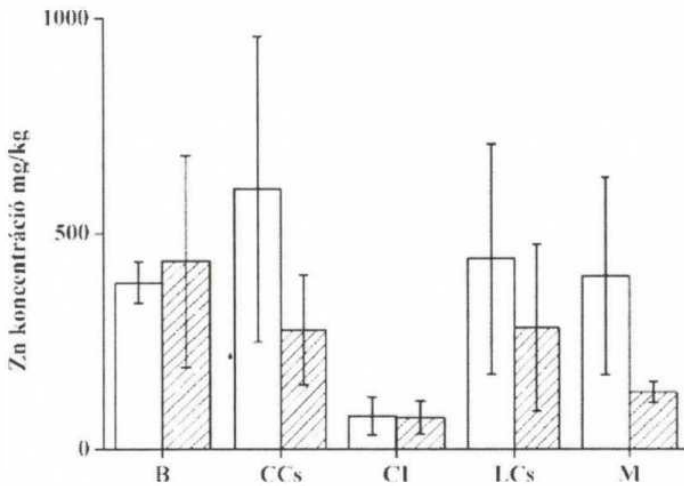
A szervek cink tartalmát nem-parametrikus Mann-Whitney U-tesztel, az ujjpercek cink, és kalcium tartalmát kovariancia-analízissel értékeltük (Dowdy et al. 1983).

Eredmények

Az elemkoncentrációt nedves (1. ábra), illetve száraztömegre (2. ábra) vonatkoztatva adtuk meg. A Túrnál és a Miskafoki Holt-Tiszánál befogott békák szerveit összehasonlítva a Túr árterületén fogott békák bőrében és combizmában mértünk nagyobb cink koncentrációt. Az összes többi szerv esetében nagyobb cink tartalmat kaptunk a Miskafoki Holt-Tiszáról gyűjtött mintákban. A felhalmozott cink mennyiség Mann-Whitney U-tesztel történő összehasonlításakor, sem a nedves tömegre ($U=12$, $N=10$, $p=0.917$), sem a száraz tömegre ($U=8$, $N=10$, $p=0.347$) vonatkoztatott értékek között szignifikáns különbséget nem tapasztaltunk.



1. ábra. *Rana esculenta* c. különböző szerveiben mért nedves tömegre vonatkoztatott cink koncentráció átlaga és szórása. Jelölések: üres oszlop – Miskafoki Holt-Tisza, ferden sávzott oszlop – Túr árterülete. B=bőr, CCs=combesont, CI=combizom, LCs=lábfejsont, M=máj.

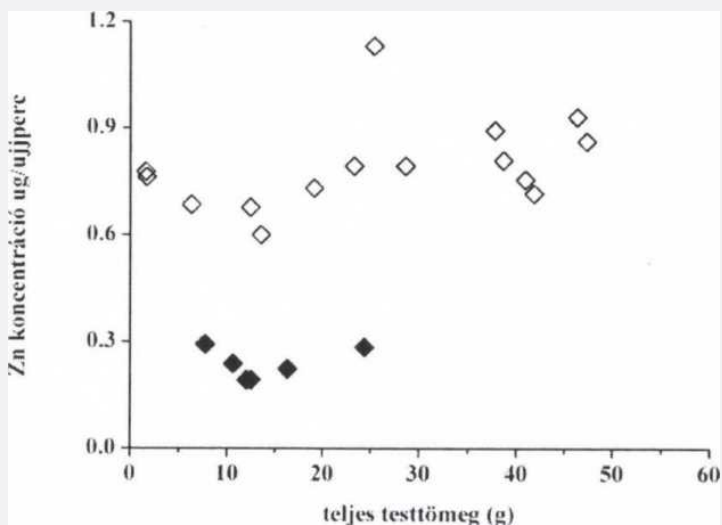


2. ábra. *Rana esculenta* c. különböző szerveiben mért száraz tömegre vonatkoztatott cink koncentráció átlaga és szórása. Jelölések: üres oszlop – Miskafoki Holt-Tisza, ferdén sávzott oszlop – Túr árterülete. B=bőr, CCs=combsont, CI=combizom, LCs=lábfejcsont, M=máj

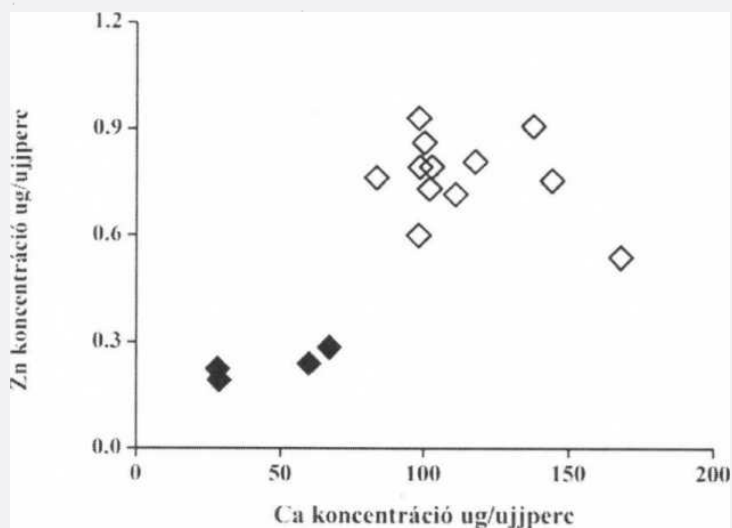
Az ujjpercek alapján történő elemzés tükrözi a két terület cink terhelésében meglévő különbséget, amit kovariancia-analízissel értékeltünk ($p < 0.05$, $F = 97,318$, $df = 19$, $p < 0.05$, $F = 37,424$, $df = 13$). Az ujjpercek, mint reprezentatív mintának az értékelése a teljes testtömeg függvényében (3. ábra), és a mért kalcium koncentráció függvényében (4. ábra) történt. Erre az értékelési módra azért volt szükség, mert az ujjpercek tömege kicsi volt (< 0.0005 g), ezért ez az értékelés megbízhatóbb, mintha száraz tömegre vonatkoztatjuk.

Értékelés

Vizsgálataink során az általunk kiválasztott két területről begyűjtött egyedek szervei között különbséget nem találtunk, korábbi vizsgálatok eredményeihez hasonlóan (Naab et al. 2001). A bőrben és izomban mért cink koncentrációkat összevetve korábbi vizsgálatokkal, hasonló eredményeket kaptunk (Bowness & Morton 1951, Puky & Oertel 1987). A csontra vonatkozó adatokat összehasonlítva korábbi (Loumbourdis 1998) vizsgálatok értékeivel, kisebb cink koncentrációt kaptunk. Esetünkben a kiválasztott fajkomplex egyedek védett kategóriába tartoznak, aminek következtében korlátozott mintaszámmal tudtunk dolgozni, amely a nem szignifikáns eredményt okozhatta, mivel a kis mintaszám megnöveli a statisztikai döntés bizonytalanságát.



3. ábra. *Rana esculenta* c. ujjperceiben mért cink koncentráció ($\mu\text{g}/\text{ujjperc}$) a teljes testtömeg függvényében. Jelölések: kitöltött szimbólum – Miskafoki Holt-Tisza, üres szimbólum – Túr árterülete.



4. ábra. *Rana esculenta* c. ujjperceinek cink koncentráció ($\mu\text{g}/\text{ujjperc}$) a mért kalcium koncentráció ($\mu\text{g}/\text{ujjperc}$) függvényében. Jelölések: kitöltött szimbólum – Miskafoki Holt-Tisza, üres szimbólum – Túr árterülete.

Az ujjperc levágás egy standard módszer az állatok egyedi jelölésére az ökológiai kutatásokban (Funk & et al. 2005). A levágandó ujjpercek kombinációival az egyedek azonosíthatók (May 2004). A módszernek többnyire negatív hatása nincs az állat további életére, viszont a minták kicsi mérete miatt a statisztikai különbségekből levonható következtetések nem mindig helytállóak (Parris & McCarthy 2001). Az ujjpercek cink koncentrációit a békák teljes testtömegének és az ujjpercben mért kalcium koncentráció függvényében fejeztük ki. Mindkét esetben a két terület cink terhelésében különbséget tapasztaltunk.

Számos tanulmány arra utal, hogy a kétéltűeket érintő negatív környezeti hatások okozhatnak végtagi fejlődési rendellenességeket, melyek csökkenthetik az egyedek túlélési esélyeit, ragadozói és menekülési képességeiket (Puky & Fodor 2002). Vizsgálataink során, a szervek kipreparálásakor szemmel látható szervi elváltozásokat nem tapasztaltunk. Korábbi vizsgálatokból arra lehet következtetni, hogy a különböző fejlődési stádiumok közül valószínűleg az embrió állapot a legérzékenyebb a nehézfém szennyezésekre (Herkovits et al. 1997). Ezen belül is a leginkább akkumulációra képes stádium a neurola állapot, a korai organogenezis folyamán (Herkovits & Perez-Coll 1993). Ökotoxikológiai vizsgálatok bizonyítják, hogy a legmérgezőbb fém békák esetében a kadmium, amely embriókban fejlődésben visszamaradott méretet, abnormális fejlődésű farkat, szemet, és csökkent mértékű pigmentáltságot okoz. Bioakkumuláció vizsgálatra a kifejlett egyedek teljesen alkalmasak. Számos tanulmány utal arra, hogy mind az embrionális (Beattie et al. 1992; Herkovits et al. 1997; Perez-Coll et al. 1990, 1996), mind a lárvális állapot (Burger & Snodgrass 1998; James & Little 2003) tekinthető bioindikációs vizsgálatokra alkalmas fejlődési stádiumnak a kétéltűek egyedfejlődése során.

Eredményeink arra utalnak, hogy a Túr folyó cink terhelése a kétéltűekre sem közvetve, sem közvetlenül nem jelent veszélyt. Módszerünk továbbfejlesztése, toxikológiai vizsgálatokkal kiegészítve a kétéltűek védelmét szolgáló természetvédelmi intézkedésekhez nyújthat segítséget.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönetünket fejezzük ki a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóságának, hogy vizsgálataink elvégzését területeiken lehetővé tették. Köszönettel tartozunk Dr. Puky Miklósnak a hazai és külföldi szakirodalom beszerzésében nyújtott segítségéért és értékes tanácsaiért.

Irodalomjegyzék

- Beattie, R. C., Tyler-Loves, R. & Baxter, M.J. (1992): The effect of pH, aluminium concentration and temperature of embryonic development of the European common frog, *Rana temporaria*. – *Zool. Lond.* **228**: 557–570.
- Békési, I., Boga, T. L., Csiszár, L., Czédli, J., Horváth, Cs., Klingl, B., Nagy, G., Papanek, L., Pálfi, I., Pecze, J., Sajben, A., Solymos, K. & Vörös, B. (2001): Magyarország holtágai. Közlekedési és Vízügyi Minisztérium, Budapest. pp. 106.
- Bowness, J. M. & Morton, R. A. (1951): Distribution of copper and zinc in the eyes of fresh-water fishes and frogs. Occurrence of metals in melanin fractions from eye tissues. – *Biochemical Journal.* **51**: 530–535.
- Braun, M., Posta, J. & Löki, A. (1996): Kis térfogatú minták automatizált impulzus mintabeviteli módszerének kidolgozása atomabszorpciós és ICP atomemissziós spektrométerekhez. – *XXXIX. Magyar Spektrokémiai Vándorgyűlés, Mosonmagyaróvár*, 71–74.
- Brown, J. R. & Chow, L. Y. (1977): Heavy metal concentrations in Ontario fish. – *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **17**: 190–195.
- Burger, J. & Snodgrass, J. (1998): Heavy metals in bullfrogs (*Rana catesbeiana*) tadpoles: effects of depuration before analysis. – *Environ. Toxicol. Chem.* **11**: 2203–2209.
- Coeurdassier, M., De Vauflery, A. & Badot, P. M. (2003): Bioconcentration of cadmium and toxic effects on life-history traits of pond snails (*Lymnaea palustris* and *Lymnaea stagnalis*) in laboratory bioassays. – *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **45**: 102–109.
- Dely, O. Gy. (1967): Kétéltűek. – *Fauna Hungariae*, **20**: 1–80.
- Dowdy, S. & Wearden, S. (1983): *Statistics for Research*. – West Virginia University pp. 363–380.
- Funk, W. C., Donnelly, M. A. & Lips, K. R. (2005): Alternative views of amphibian toe-clipping. – *Nature*. 433:193.
- Green, E. D. (2001): Toe-Clipping of frogs and toads. Amphibian Research and Monitoring Initiative. – www.nwhc.usgs.gov/research/amph_dc/sop_toeclip.html 2004.
- Herkovits, J. & Perez-Coll, C.S. (1993): Stage-dependent susceptibility of *Bufo arenarum* embryos to cadmium. – *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **50**: 608–611.
- Herkovits, J., Cardellini, P., Pavanati, C. & Perez-Coll, C. S. (1997): Susceptibility of early life stages of *Xenopus laevis* to cadmium. – *Environ. Toxicol. Chem.* **16**: 312–316.
- James, S. M. & Little, E. E. (2003): The effects of chronic cadmium exposure on american toad (*Bufo americanus*) tadpoles. – *Environ. Toxicol. Chem.* **22**: 377–380.
- Klerks, P. L. & Fraleigh P. C. (1997): Uptake to nickel and zinc by the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. – *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **32**: 191–197.
- Kocsis Gáborné (szerk.) (1996): Szervetlen mikroszennyezők okozta terhelések felmérése a Túr folyó magyarországi szakaszán és a Túr belvízrendszeren. A vízi élőlény együttesekben történő nehézfém akkumulációk vizsgálata, különös tekintettel a Szatmár-Bereg Tájvédelmi körzet térségére. Kutatási téma zárójelentése, Nyíregyháza, pp. 1–185.
- Loumbourdis, N. S. (1997): Heavy metal contamination in a lizard, *Agama stellio stellio*, compared in urban, high altitude and agricultural, low altitude areas of North Greece. – *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **58**: 945–952.

- May, R. M. (2004): Ethics and amphibians. – *Nature*. 431:404.
- Muysen, B. T. A. & Janssen, C. R. (2002): Accumulation and regulation of zinc *Daphnia magna*: links with homeostasis and toxicity. – *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 43: 492–496.
- Naab, F., Volcomirsky, M., Burlón, A., Caraballo, M. E., Debray, M., Kesque J. M., Kreiner, A. J., Ozafrán, M. J., Schuff, J. A., Stoliar, P., Vázquez, M. E., Davidson, J. & Fonovich de Schroeder, T. M. (2001): Metabolic alterations without metal accumulation in the ovary of adult *Bufo arenarum* females, observed after long-term exposure to Zn, followed by toxicity to embryos. – *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 41: 201–207.
- Parris, K. M. & McCarthy, M. A. (2001): Identifying effects of toe-clipping on anuran return rates: the importance of statistical power. – *Amphibia-Reptilia* 22: 275–289.
- Perez-Coll, C. S. & Herkovits, J. (1990): Stage-dependent susceptibility to lead in *Bufo arenarum* embryos. – *Env. Poll.* 63: 239–245.
- Perez-Coll, C. S. & Herkovits, J. (1996): Stage-dependent uptake of cadmium by *Bufo arenarum* embryos. – *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 56:663–669.
- Puky, M. & Oertel, N. (1987): Schwermetallakkumulation in froschen, die in mit donauwasser gespeisten fischeichen leben. – 26. Arbeitstagung der IAD, Passau/Deutschland, Wissenschaftliche Kurzreferate pp. 56–60.
- Puky, M. & Fodor, A. (2002): Occurrence of amphibian deformities along the Hungarian section of the river Danube, Tisza and Ipoly. – *Internat. Assoc. Danube Res.* 34: 845–852.
- Smit, C. E., Schouten, A. J., Van den Brink, P. J., Esbroek, M. L. P. & Posthuma L. (2002): Effects of zinc contamination on a natural Nematoda community in outdoor soil mesocosms. – *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 42: 205–216.
- Spurgeon, D. J. & Hopkin, S. P. (1999): Tolerance to zinc in populations of the earthworm *Lumbricus rubellus* from uncontaminated and metal-contaminated ecosystems. – *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37: 332–337.

Zinc monitoring on adults of *Rana esculenta* complex

¹ Edina Simon, ² Mihály Braun, ³ Krisztián Szabó, ¹ Péter Molnár, ¹ Béla Tóthmérész

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

² Department of Inorganic and Analytical Chemistry, University of Debrecen,
H-4010 Debrecen, P. O. Box 21, Hungary

³ Biological Research Center of Hungarian Academic Institute of Genetics,
H-6701 Szeged,
Temesvári Boulevard 62, Hungary

Abstract: Concentration of zinc was examined on adults of *Rana esculenta* complex. Frogs were caught from two locations: the Túr river and an oxbow lake, called Miskafoki Holt-Tisza. The Túr river in North-East Hungary was contaminated with heavy metals, especially zinc, resulted in by mining activities. Zinc concentration was measured in the skin, thigh-bone, thigh-muscle, foot-bone, liver and frogs' toes. There were no statistically significant difference in the zinc concentration in the skin, thigh-bone, thigh-muscle, foot-bone, and liver between the studied populations. The zinc concentration was significantly higher in the toes of the frogs in the Túr (mean \pm SD: Túr 0.8 ± 0.13 $\mu\text{g}/\text{toe}$, Miskafoki Holt-Tisza 0.24 ± 0.04 $\mu\text{g}/\text{toe}$). Our results suggest that the level of zinc concentration is probably not harmful to the frog populations.

Key-words: amphibians, zinc accumulation, Túr, Miskafoki Holt-Tisza

Vízimadarak potenciális táplálékbázisáról szikes vizekben

Andrikovics Sándor¹, Kiss Ottó¹, Kiss Béla² és Nagy Beáta¹

¹*Eszterházy Károly Főiskola, TTK, Állattani Tanszék,
3300, Eger, Leányka út 6.
e-mail: alltan@ektf.hu*

²*Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósága
4024 Debrecen Sumen u. 2.*

Összefoglaló: Az ezredfordulón, 2002-ben a HNP, a KNP és FHNP szikes vizeiben végeztünk gerinctelen makrofauna vizsgálatokat azzal a céllal, hogy felmérjük a parkok Európa szerzte méltán híres vízimadár populációk számára rendelkezésre álló táplálékinálatot. Kémiai adatainkból látható, hogy a vizek többsége az oligo-mezohalin sótartalom kategóriába tartozott. A szalinitás 0, 3-2, 2 között változott. A pH értékek ugyancsak magasak voltak. Az állatok közül a hemimetabol szervezeteket csak szórványosan találtuk a bentoszbán. A fehér szikesek fenékfaunája az újabb felméréseink szerint is rendkívül szegényesnek adódott. Az iszapban csak gyűjtésenként egy-két árva és törpeszúnyogot valamint gyűrűsférget találtunk. Az állat guildék mennyiségi viszonyaira itt csak a százas nagyságrend volt a jellemző. A bentossal szemben a metafiton szervezetek már nagy faj és egyedszámban találhatóak a szikesekben. A szikesekre jellemző halofil fajok a bogarak, árvaszúnyogok és a katonalegyek közül kerültek ki. Az eredeti célkitűzésünknek megfelelően a tegzeseket is vizsgáltuk, melyeknek mindössze 5 faja került elő. Hortobágyi és kiskunsági szikesekből eddig 14 árvaszúnyog fajt mutattunk ki, melyek közül a *Microchironomus tener* volt a leggyakoribb, amely a kontinentális sós és a tengerparti brakk vizek jellemző állata. A fertői elárasztott tavak szélirányos részénél (koncentrált táplálkozóhely) a hullámmáshoz kapcsolódó ökológiai tényezők hatnak kiemelkedően. Nevezetesen a hullámmás által újraszuszpendált üledékben koncentráldók szinte az egész tavi rovar biomassza, amit a madarak kitűnően hasznosítanak. Az árvaszúnyog lárvák gyűrű formában összecsavarodva együtt mozogtak a zaggyal, amit a szél turzásszerűen rakott le a parti részen. Ezekben a helyeken hatalmas állat biomassza gyűlt össze, míg a zavaros, fehér szikesek többi részén viszont szinte üres bentoszt találtunk.

Kulcs szavak: fehér szikesek, fekete szikesek, árvaszúnyogok, halofil fajok

Bevezetés és célkitűzés

A Kárpát-medence szikes tavai térben és időben eltérő módon alakultak ki, melyet a klimatikus, közet és talajtani, hidrológiai tényezők jellegzetes együtthatása hozott létre és a jelenkori emberi tevékenység is befolyásolt. A szárazzá vált területeken a nagy nátrium tartalmú felszínközei talajvizekből a szél és a folyóvízi tevékenység által létrehozott medrekben asztatikus, sekély pannon típusú tavak jöttek létre. Ezeket -a legnagyobbakat /Fertő és Velencei-tó/ nem számítva- a víztér-tipológia (Dévai 1976) a tócsák, szikes fertők, szikes mocsarak, és a szikes pocsolyák csoportjába sorolja. A szikós vizek jelentős mennyiségben Ca^{2+} ionokat is tartalmaznak, mely ion a vízben az agyagásványokkal stabil kolloidot hoz létre, amely az általunk jelenleg is vizsgált szikesek jellegzetes fehér színét és kis átlátszóságát okozza. Érdekes típusa a szikeseknek az átlátszatlan olajsűrű

fekete víz, amelyben a humuszkolloidokat feltehetőleg a vas ionok stabilizálják (Forró et al. 1994).

Szikes vizek – nagyobb kiterjedésű, hidrogén-karbonát és nátrium dominanciával jellemezhető vizek, míg a sziksós vizek – lefolyástalan kisebb állóvizek, melyek karbonát és nátrium túlsúllyal jellemezhetők.

A szikesedés folyamata során a talaj felső rétegének kationjait a nátrium cseréli ki. A nátriumhoz anionként karbonát, hidrogén-karbonát, klorid és szulfát kapcsolódik. Mind a szikes mind a sziksós kifejezés nátrium-karbonát = sziksó magyar nevéből ered.

Szoloncás talajokon létrejött vizekre általában a nagy sótartalom (0,2%) a jellemző ami, változatos kémiai összetételű lehet (pl. klorid, szulfát, karbonát, borát anion a nátrium kation mellett). Fontos jellemzőjük továbbá, hogy a kicserélhető nátrium kisebb, mint 15%. Ezek a vizek főleg a Duna-Tisza közén találhatók.

Szolonyec talajokon (oszlopos vagy diós szerkezetű B szinttel) létrejövő belföldi sós vizeinkre kisebb sótartalom (0,2%), (kicserélhető nátrium >15%) a jellemző.

Szikes vizek földrajzi eloszlása változatos, szinte minden kontinensen megtalálhatók. Míg a tengermelléki sós vizek NaCl típusúak addig a kontinensek belsejében változatos ion-összetételű sós vizek keletkezhetnek. A kontinentális szikes vizek főleg a száraz vagy időszakosan száraz területeken jönnek létre. (In: Löffler 1970, Dvihalj 1999).

A kémiai rendszer alapjellegét, ha alapjaiban nem is változtatja meg az asszimilációs-diszsimilációs folyamatok napszakos-évszakos eltérései, mégis a szikeseket e téren is jelentősen módosíthatják (Dvihalj 1970, 1999).

Ezek a vizek a kis vízmennyiség és a fokozott használat miatt igen sérülékenyek. Fennmaradásuk, pedig különösen alaptudományos, génmegőrzési és természetvédelmi szempontok miatt rendkívül fontos. Az újabb „ex lege” védetségük ellenére megismerésük és aktív védelmük egyre sürgetőbb feladata mind a kutatóknak mind a természetvédelem szakembereinek.

Míg a szikes vizek planktonjában rákok és kerekesszékf férgek tömegesek a kiszáradást rendszerint nyugalmi állapotban vészlik át (cf. Gulyás & Forró, 1999, Megyeri, 1975, Ponyi & Kertész 1967) addig a rovarok imágó alakjai elhagyják a vizet (Andrikovics & Murányi 2001). A zoobentoszt a fehér szikesekben csak néhány kevéssertéjű gyűrűsféreg (Oligochaeta), árvaszúnyog (Chironomida) és törpeszúnyog (Ceratopogonidae) faj képviseli, és ezekhez járulnak a metafiton szervezetek, melyek közül azonban halofil formák is ismeretesek. (Ferencz 1970, Kiss B. et al. 2001, Andrikovics & Murányi 2001, 2003). Az ugyancsak bentikus szervezetek közé tartozó puhatestűek közül magas, 9-10-es pH mellett mindössze az *Anisus spirorbis* (Linnaeus, 1758) él (Horváth A. 1950, Richnovszky 1970). A szikesek gerinces faunáját, benne a madarakat többen vizsgálták (pl. Beretzky 1955, Festetics 1970, Marian 1970 és Sterbetz 1970, újabban Boros 2001, 2003). Megállapításaik szerint a fehér szikesekből szinte teljesen hiányoznak a halak, viszont a fehér-fekete szikesek vízimadár faunája rendkívül gazdag (cf. Boros 2001 és sokan mások). A szikeseken a transporter, lebontásgyorsító és bioturbáló vízimadár guildcsoportok (Ifj. Oláh 2003) közül a beszállító anyagforgalmi folyamatokat végző vízimadarak tömegesek. A halfauna hiányával magyarázható, hogy a wetlandeken szokásos bottom-up szabályozás háttérbe szorul a top-down kaskád mellett (Boros et al. 2006a). A lebontásgyorsító és bioturbáló guildcsoport fajainak

táplálkozásában a bentosz szervezetek közül nagy valószínűséggel az árvaszúnyog lárvák (Chironomidae) a legjelentősebbek (Andrikovics-Murányi 2003, Andrikovics et al. 2006, Boros et al. 2006b).

Ennek alapján célul tűztük ki, hogy a szikesek bentikus gerinctelen makrofaunáját általában felmérjük, mely adatok a potenciális vízimadár táplálékkészlet megítélésében alapvető fontosságúak. A nehezen határozható árvaszúnyog lárvák faji ill. genus szintig való pontosítása is megtörtént.

A bentikus gerinctelen makrofauna több csoportja mennyiségi és minőségi tekintetben már ismert (Kiss B. et al. 2001), mi az ezekből a tanulmányokból hiányzó és a vízimadár táplálkozási guildek szempontjából potenciálisan rendelkezésre álló táplálékállatok (Chironomida és más Diptera csoportok, Trichoptera) felméréséről számolunk itt be.

Anyag és módszer

A gyűjtések a három nemzeti park területén lévő, összesen 14 szikes tóra terjedtek ki. A mérések és a gyűjtések 2002-ben május 11-én, 25-én, június 27-én, október 21-én és november 11-én történtek. A gyűjtéseket egy alkalommal pH, vezetőképesség, salinitás meghatározásokkal is kiegészítettük (Forró László mérései). Az üledékből 6 cm átmérőjű cső mintavételel vettük a bentoszmintákat. Alkalmanként, pedig a metafiton állatminták gyűjtése 0.85-ös lyukbőségű vízihálósával történt. 2002-ben, ősszel a FHNP területén, a Borsodi dűlőben, két alkalommal 20×20cm-es lezárható quadráttal kigyűjtöttük az összes bentosz szervezetet az iszaptól, ebből denzitást, nedves és száraztömeget határoztunk meg. A mintákból a szóban forgó szervezeteket-75%-os alkoholban való tartósítás után válogattuk, majd azonosítottuk. A Chironomidák határozását dr. Bíró Kálmán /Svájc/ végezte. A kérészeket, a szitakötőket és az egyéb makrofauna tagok determinálását Rozkošný (1980) munkájának felhasználásával magunk végeztük.

Eredmények és értékelésük

A tájékoztató vízkémiai eredményeket az 1. táblázat tartalmazza. A vizsgált vizek oligomesohalin kategóriába tartoztak. A szalinitás 0,4-2,2 g/l között változott és a pH értékek is magasak voltak.

Az összesen előkerült 14 árvaszúnyog faj mindegyike a Chironominae alcsaládba tartozott (2. táblázat). A *Camptochironomus tentans* Fabricius, 1805, a *Chironomus annularius* Meigen, 1818 tipikus halofil fajok. A *Chironomus dorsalis* (Spies & Sæteher 2004) pedig az időszakos, asztatikus vizek lakója. A *Polypedilum nubeculosum* (Meigen, 1804) növényzettel dúsan benőtt vizekben él. Sajnos a legtöbb egyed a pontosan nem azonosítható *Cryptotendipes* genuszba tartozott. Ez utóbbi taxon több ismert faja szintén sós vizekre jellemző. A fajok legnagyobb része a detritusz fogyasztó funkcionális táplálkozási guildbe sorolható.

1. táblázat. A vízkémiai mérések eredményei (Forró László mérései)

Név	Hőm. (°C)	pH	Vez.kép. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Szalinitás (g/l)
Páhi, Sárkány-tó	22,4	9,11	3560	1,8
Fülöpszállás, Partos-szék	23,3	8,97	3400	1,7
Pusztaszer, Büdös-szék	28,2	9,03	4210	2,2
Pusztaszer Fülöp-szék csatorna	28,7	9,25	3120	1,5
Pusztaszer, Fülöp-szék keréknyom	30,1	9,56	3710	1,9
Újfehértó Nagyvasas	19,7	9,33	2930	1,4
Páhi, Sárkány-tó	11,9	9,83	2030	0,9
Fülöpháza, Kondor-tó	13,4	9,39	1,44	0,4
Pusztaszer, Büdös-szék	13	9,08	2,45	1,1
Pusztaszer, Fülöp-szék	13,4	8,88	2,53	1,1
Bokros, Kis-sóstó	13,4	8,95	2,255	1,2

A szikesek karakterisztikus csigafaja az *Anisus spirorbis* (Linnaeus, 1758), amelynek szubfosszilis házai a $10000 \text{ i}/\text{m}^2$ -es nagyságrendet is meghaladhatták (3. táblázat). Élő állapotban azonban csak igen ritkán kerültek elő.

A vizsgált szikes tavak bentonikus rovargyűtéseit a Kelemenszék (KNP) és a Borsodi dűlő (FHNP) példáján a 2. táblázat mutatja. Ebből is kitűnik, hogy az érzékenyebb hemimetaból rovarrendek (Ephemeroptera, Plecoptera, Odonata) a fehér szikesek nyíltvízi bentoszában nem élnek. A Heteropterák a növények között, és a nyílt vízben mozognak.

A sekély kis sótartalmú, limnikus vizekhez képest ebben a vizsgálatosorozatban is a korábbiakkal mindenben megegyezően mind egyedszámban mind fajszámban feltűnően szegény fenékfaunát találtunk (Andrikovics 2001, Andrikovics & Murányi, 2003).

A tegzesek közül az *Ecnomus tenellus* (Rambur, 1842)-t, a *Limnophilus decipiens* (Kolenati, 1848), a *Leptocerus tineiformis* (Curtis, 1834)-t, a *Limnophilus rhombicus* (Linnaeus, 1758)-t és a *Tricholeiochiton fagesi* (Guinard, 1879)-t sikerült lárvaformában gyűjtenünk. A fehér szikesekben a csiborok közül a *Berosus spinosus* Steven, 1808, *Helophorus paraminutus* Angus, 1986 mellett jellegzetesek voltak a sólégy lárvák (*Ephydra riparia* Fallén, 1813) és a katonalegyek (*Stratiomys furcata* Fabricius, 1794).

2. táblázat. A Hortobágyi és a Kiskunsági Nemzeti Park szikeseiből kimutatott Chironomida lárvák

Gyűjtőhelyek Taxa	HNP				KNP									
	1	2	3	4	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Cricotopus sylvestris</i> (Fabricius, 1794)			
<i>Procladius choreus</i> (Meigen, 1804)										.				
<i>Camptochironomus tentans</i> Fabricius, 1805									.					.
<i>Microchironomus deribae</i> (Freeman, 1957)										.				
<i>Microchironomus tener</i> (Kieffer, 1918)														
<i>Cryptotendipes pallens</i> (Meigen, 1804)	.													
<i>Chironomus annularius</i> (Spies és Sætler, 2004)	.	.							.					
<i>Chironomus dorsalis</i> (Spies és Sætler, 2004)	.													
<i>Chironomus luridus</i> Strenzke, 1959			.											
<i>Chironomus plumosus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Chironomus riparius</i> Meigen, 1804	.	.												
<i>Polypedilum nubeculosum</i> (Meigen, 1804)											.			
<i>Polypedilum nubifer</i> (Skuse, 1889)														
<i>Synendotendipes impar</i> (Walker, 1856)														
Összes fajsám:	5	3	3	2	1	2	1	1	2	2	4	2	2	2

Jelmagyarázat: . = 1 gyűjtött egyed; • = 2-5 gyűjtött egyed; ● = 5 gyűjtött egyed felett; HNP gyűjtőhelyei (1: Fekete szék; 2: Bocskoros szék; 3: Új-Fehér tó; 4: Kis-Kaján) és a KNP gyűjtőhelyei (1: Böddi szék; 2: Fehér szék; 3: Sárkány tó; 4: Rádi tó; 5: Nagy szék; 6: Kelemen szék; Kondor tó; 8: Búdös szék; 9: Fülöp szék; 10: Kis szék)

3.táblázat. A bentikus gerinctelen makrofauna néhány mennyiségi jellemzői a KNP és a FHNP vízterületén

Taxon	Átlag, i/m ²	Minimum, i/m ²	Maximum, i/m ²	Szórás
Kelemen-szék (KNP)				
Berosus spinosus	88	–	708	195
Csigahéj	973	–	5662	1496
Borsodi-dülő (FHNP)				
Kis Chironomida	3975	–	9172	3954
Nagy Chironomida	2751	1529	4076	993
Ceratopogonidae	306	–	1529	684
Sigara lateralis	204	–	1019	456
Csigahéj	16815	–	83057	3703

Az üledék a fehér szikésekben sokszor kénhidrogén szagú és a saját méréseink szerint rendkívül reduktív. Ez látszik mind a KNP mind a Fertő melléki újonnan elárasztott szikéseken végzett felmérésekből. A Borsodi-dülő, Pap rét, Legény-tó és a Nyéki-szék (FHNP) üledék faunája fajszámban rendkívül szegény volt. Ezzel szemben megfigyeltük, hogy madarak által gyakran látogatott, szélirányban lévő parti részeken szabad szemmel is láthatóan intenzív bentikus életet találtunk. Itt a 20×20-as kvadrátokban több száz árvaszúnyog és törpeszúnyogot számoltunk. Ez az érték négyzetméterre vetítve 10–20 ezer rovarlárvát és tömegben is jelentős biomasszát ad (3. táblázat). A lárvákat a szél sodorja a felapított növényi törmelékkal a parti részre, ahol a récék és a partfutók bőséges táplálékforrást találnak. Ehhez csatlakoznak a pihenőhelyként számba jövő nyíltvízi részek. A szélirányban lévő partszegélyeken, a koncentrált madártáplálkozó helyeken a hullámszél által újraszuszpendált üledékben koncentrálnak szinte az egész tavi rovar biomassza, amit a madarak kitűnően hasznosítanak. Az árvaszúnyog lárvák gyűrű formában összezsugorodva együtt mozognak a zaggyal, amit a szél turzásszerűen rak le a parti részen. Ezek a helyeken hatalmas állat biomassza koncentrálnak, míg a zavaros, fehér szikések több területén részén viszont szinte üres bentost találunk. A sok elpusztult csigaház, ami szintén fontos ásványi anyag forrás lehet a madarak számára. Az allocton tápanyagforrások, a ki és bemeneteli utak (pl. madarak és holometabol rovarok) az egész rendszer szempontjából rendkívül jelentősek. A nektonban mozgó vízipoloska fajok kirepülésük révén ugyancsak sok szerves anyagot mozgathatnak meg. Ezek pontos mérése Az egyes vízi madár guildek táplálkozásbiológiai felmérése, a potenciális és tényleges táplálékvizsgálatok éppen a kiskunsági szikések valamint a Borsodi dülő (FHNP) példáján a közelmúltban történtek meg (Andrikovics et al.2006 és Boros et al. 2006b).

4.táblázat. A gerinctelen makrofauna biomassza adatai egy madártáplálkozó helyen a Borsodi dűlőben (FHNP)

Taxon	D (i/m ²)	B (g/m ²)	TB (g/20m ²)
Chironomida I.	725	9,86	197,2
Chironomida II.	12100	8,83	176,6
Ceratoponidae	3650	4,45	89,0
Összesen	16475	23,14	462,8

Jelmagyarázat: D=egyedszám/m²; B=nedves tömeg (g)/m²; TB=teljes biomassza g/20m²; A 20m²-nyi terület megfelel a szélzugos parti sáv kiterjedésének.

*

Köszönetnyilvánítás – A kutatás OTKA (T/038033 sz. pályázat) támogatásáért és az árvaszűnyog (Chironomida) lárvák faji szintű meghatározásáért, mely utóbbit dr. Bíró Kálmán végzett, a szerzők köszönetüket fejezik ki.

Irodalomjegyzék

- Andrikovics S. (2001): Újabb bentonikus (mezo- és makro) fauna vizsgálatok a Szabadszállás környéki szikes tavakon. – *Hidrol. Közl.* **81**: 311–313.
- Andrikovics S. & Murányi D (2003): Zoobentosz együttesekről a Szabadszállás-Fülöpszállás környéki fehér szikes vizekben. – *Természetvédelmi Közlemények* **10**: 251–271.
- Andrikovics S., Forró L., Örvössy N. and A. Pellingner (2006): Zooplankton-macrozoobenthos as the potential food resources for the aquatic bird feeding guilds in the reconstructed sodic habitats (Fertő-Hanság National Park, Hungary). – *Limnology and Waterbirds 2006 Eger Abstracts*: 40–41.
- Beretzk P. (1955): Újabb adatok a Szegedi-fehértó madárvilágához 1949-1953. – *Aquila*, **59–62**: 217–227.
- Boros E. (1999): A magyarországi szikes tavak és vizek ökológiai értékelése. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **9**: 13–80.
- Boros E. (2001): Vonuló parti madarak (Charadriiformes) speciális táplálékkínálata szikes vizekben. *Hidrol. Közl.* **81**: 332–334.
- Boros E.(2003): Vízimadár populációváltozások és környezeti okai a Kiskunsági Nemzeti Park szikes tavain és mocsarain (KNP II. sz. területének térségében). – *Természetvédelmi Közlemények* **10**: 289–312.
- Boros E., Andrikovics S., Kiss B. and L. Forró (2006a): Feeding ecology of migrating waders (Charadrii) at sodic-alkaline pans in the Carpathian Basin. – *Bird Study* **53**: 86–91.
- Boros E., Andrikovics, S., Forró L., Gere G. and L. Vörös (2006b): The role of aquatic birds in the regulation of trophic relationships of the continental sodic waters. – *Limnology*

- and waterbirds 2006 Eger Abstracts pp: 47–48.
- Dévai Gy. (1976): Javaslat a szárazföldi (kontinentális) vizek csoportosítására. – *Acta Biol. Debrecina* **13**: 147–161.
- Dvihally Zs. (1970): A kémiai és optikai változások dinamikája a magyar szikes vizekben. – *Hidrol. Tájékoztató* **10**: 130–132.
- Dvihally Zs. (1999): Hazai szikes vizeink kémiai jellege. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **9**: 281–292.
- Ferencz M. (1970): Zoobenthos vizsgálatok szikes vizeken. – *Hidrol. Tájékoztató*, **10**: 135–137.
- Ferencz M., (1977): Data on the Vertical Distribution of Zoobenthos in Saline „Lakes” and Rivers. – *Acta Biol. Szeged.*, pp. 108–116.
- Festetics A. (1970): A pannóniai szikes tócsák madártani problémái. – *Hidrol. Tájékoztató* **10**: 162–164.
- Forró L. (1987): *The Branchiopoda fauna of the Kiskunság National Park.* – In: Mahunka S.(szerk.). *The Fauna of the Kiskunság National Park. Vol. II.* 67–72. p.
- Forró L. (1989): Composition and seasonal changes of the microcrustacean fauna of sodic waters near Fülöpháza (Kiskunság National Park, Hungary). – *Miscnea zool. Hung.* **5**: 33–41.
- Forró, L., Andrikovics, S., Herceg, F., & Milinki, É. (1994): A tiszavasvári Göbolyös természetvédelmi értékei –érvek a védetté nyilvánítás mellett. – *Természetvédelmi Közlemények*, **3–4**: 113–121.
- Gulyás P. & Forró L. (1999): Az ágascsapú rákok (Cladocera) kishatározója 2. (bővített) kiadás. – *Vízi természet- és környezetvédelem* **9**: 1–237.
- Hammer, U. T. (1986): Saline lakes of the World. – Dr. W. Junk Publ. *The Hague*, pp. 602.
- Horváth A. (1950): A szegedi Fehértó Mollusca faunája. – *A Szegedi Tudományegyetem Biológiai Intézetének Évkönyve* **8**: 321–326.
- Kiss B., Lengyel Sz., Müller Z. Juhász P., Olajos P., Szállassy Noémi, Dévai Gy., & Grigorszky I. (2001): A Kiskunsági Nemzeti Park szikes vizeiben élő vízi makroszervezetek mennyiségi vizsgálata (Hirudinea, Gastropoda, Odonata és Heteroptera). – *Hidrol. Közl.* **81**: 385–388.
- Löffler, H. (1970): Alkáli tavak földrajzi eloszlása és keletkezése. – *Hidrol. Tájékoztató* **10**: 145–148.
- Megyeri J. (1975): A fülöpházi szikes tavak hidrozoológiai vizsgálata. – *Acta Acad. Paed. Szeged* **1975/II**: 53–72 p.
- Ifj. Oláh J. (2003): Vízimadár táplálkozási guildek. – *Magyar Vízivad Közlemények* **10**: 395–423.
- Ponyi J.& Kertész Gy. (1967): Über die Krebstiere (Crustacea) der Natrongewasser von Famos. – *Opusc. Zool. Budapest*, **7**, **1**: 175–183.
- Richnovszky A. (1970): Adatok az Alföld szikes vizeinek Mollusca faunájáról. – *Hidrol. Tájékoztató* **10**: 37–39.
- Rozkošný, R. /ed.(1980): *Klic vodnich larev hmyzu.* –Praha, pp. 521.
- Sterbetz I. (1970): A szikes vizek madártani problémái Magyarországon. – *Hidrol. Tájékoztató*, **10**: 141–142.

Potential food resources for aquatic birds in sodic waters

Andrikovics, S.¹, Kiss, O. ¹, Kiss, B.² és Nagy B.¹

¹*Eszterházy Károly Főiskola, TTK, Állattani Tanszék, H-3300, Eger, Leányka út 6.*

²*Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósága 4024 Debrecen Sumen u. 2.*

In 2002 we investigated the invertebrate macrofauna of sodic waters of HNP, KNP and FHNP, for the purpose to estimate the food supplies for the famous aquatic bird populations of these national parks. Chemical data showed that the majority of the waters belong to the oligo-mesohaline category, for their salinity changed between 0.4 and 2.2, and pH-values were high as well. Hemimetabolic benthic animals were only sporadically encountered, as also the newest investigations showed that the whole benthic fauna of sodic waters was very poor. The bottom was only populated by small number of Chironomids and Annelids. In contrast to benthos, metaphitic organisms were found in greater individual and species numbers in sodic waters. Characteristic sodic-halophilic creatures were beetles, non-biting midges and soldier flies. In black sodic waters two *Chaoborus* species have been found. Caddisflies were represented by only five species. On the windy side (which is a concentrated feeding place) of inundated sodic ponds of Lake Fertő, the main ecologic effect was exerted by the wave. The whole insect biomass was concentrated in the resuspended sediment, and this was well utilized by the birds. Chironomid larvae are twisted ring wise and move synchronously with the wind-borne slurry bay-bar. At these places, the animal biomass was highly concentrated, whereas other places of the turbid, white sodic waters were almost empty.

Key-words: white sodic water, black sodic water, non-biting midge

Bálványfa eltávolítási kísérlete a Fóti Somlyó hegyen

Szöllősi Tünde-Irén¹ és Tóth Mária²

¹ELTE-TTK Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
1117 Budapest Pázmány Péter sétány 1/a, e-mail: anthares@c2.hu

²ELTE-TTK Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék
1117 Budapest Pázmány Péter sétány 1/a, e-mail: toth.maria@gmail.com

Összefoglaló: Az inváziós, adventív bálványfa (*Ailanthus altissima*) országszerte növekvő problémát jelent, különösen, akkor ha értékes, védett társulásaink megőrzése a tét. A növény terjedésének megfékezése, állományainak kiirtása nagyon nehéz. Kísérleti területünk a Fóti Somlyó természetvédelmi terület, ahol az 1990-es évektől észlelték a bálványfa csoportos megjelenését. 2003-tól különböző kezelésekre adott válaszreakciókat kezdtünk el vizsgálni és egyben egy állomány teljes kiirtását tűztük ki célul. Az elővizsgálatok folyamán felmértük az állomány nagyságát, figyeltük növekedését, cönológiai felvételezéseket és emellett faunisztikai felméréseket is végeztünk. Későbbi vizsgálataink során a vegyszeres kezelés, valamint alternatív megoldásként felmerülő rendszeres, kizárólag mechanikus irtás hatékonyságát figyeltük 2005–tavaszától az egyetlen, 2004-ben tarrvágott területen a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság segítségével. Figyeltük a bálványfaállomány viselkedését, 8 db 2×2 m-es kijelölt kvadrátban. Átlagban 10 naponta feljegyeztük a sarjak megjelenését, növekedését a csak kivágott, illetve a vegyszerrel is kezelt állományrészekben. Irtás után a fajsám jelentősen megnőtt. Javarészt zavarástűrő gyomfajok jelentek meg. Észlelhető volt, azonban a terület társulásaira jellemző őshonos növények szórványos megjelenése is. Az összehasonlító elemzések (kétmintás t-próba) azt mutatják, hogy a területen a sarjak folyamatos, mechanikus irtásával is számottevő eredmény érhető el. A vegyszeres kezelés ugyan hatékonyabb, de kevésbé vegetációkímélő és hosszú-távú hatásai nem ismertek.

Kulcsszavak: bálványfa, *Ailanthus altissima*, özönnövény, élőhely-kezelés, fóti Somlyó-hegy

Bevezetés

A bálványfa (*Ailanthus altissima*) fóti Somlyón történő megjelenésére és terjedésére elsőként Fekete és Kovács (1982) utal. 1990-ben a Seregélyes által készített vegetáció-térképen már pontszerű előfordulásával találkozhatunk (Seregélyes 1990). 1997-ben Udvardy már nagyobb kiterjedésű állományokat jelölt meg (Udvardy 1997). A hegy szejelye mentén az utóbbi tizenöt évben a bálványfa terjeszkedése felgyorsult. Az északi oldal homokgyepében, mely egyike rendszeres faunisztikai mintavételezési helyeinknek, 2003-ban nagy óvatossággal, két kisebb állományban elkezdtük az irtást. A szakirodalmi közlések is alátámasztják, hogy a bálványfa rendkívül nehezen irtható, egyetlen sebezhető pontja a gyökérzete (Udvardy 2004). Ha gyakran éri sérülés, tartalékai kimerülnek és ez a növény pusztulásához vezet. Irtására különböző módszereket említ a szakirodalom, melyek fizikai, kémiai és biológiai jellegűek. A fizikai jellegű kezelés lehet szelektív, mint a manuális (sarj kihúzása, vágás, gyűrűzés, ásás) és kevésbé szelektív, mint a mechanikus (fakivágás, égetés) (Hoshovsky 2004). A kémiai általában vegyszerrel történő kezelést jelent: ez lehet kevésbé szelektív (levél és törzs permetezése) és szelektívebb (vágás és kenés, injektálás) (Erdős 2005). A biológiai védekezés különböző gombákat (Swearingen & Pannill 2004, Hoshovsky 2004), és a kelet-ázsiai őshonos

bálványfa pávaszem lepkét (*Samia cynthia*) (Udvardy 2004) említi, melyek hazai alkalmazásához még számos vizsgálat szükséges.

Hazánkban jelenleg is folynak kezelések bálványfa állományokon. Az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság a Tornanádaska és Bódvarákó térségében végzett kísérleti kezelése alapján a vegyszerhasználatot tartja az egyetlen hatékony megoldásnak (Virók 2004). A Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság a Tihanyi félszigeten Medallon Premium gyomirtószeres alkalmazása viszont nem oldotta meg a problémát a kezelt fáktól 10 cm-es távolságban megjelenő sarjak miatt, és a Keszthelyi-hegység tájegységének szélein többször végzett mechanikus irtása is kis eredménnyel zárult (Sonnevend 2004). A Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóság Szársomlyón történt bálványfairtása különböző vegyszerekkel sikeresnek bizonyult, de az újonnan sarjadó egyedek további kezelését találták szükségesnek (Márkus 2004). Jelenleg az ellentmondó eredmények azt sugallják, hogy egyetlen módszer sem eredményez tartós megoldást, kombinált és hosszú távú, kontrollált alkalmazás szükséges.

A Somlyó hegy az alföldperemi hegylánc tagja. Földrajzi helyzetéből adódóan átmenetet képez a középhegységi és alföldi vegetációtársulások között. A mozaikos terület természeti értékeinek felfedezése és védetté nyilvánítása a hegyet kutató lepkészeknek, botanikusoknak és geológusoknak köszönhető. 1953-tól természetvédelmi terület.

A Somlyó vegetációját a honfoglalástól kezdve mindig a területen élő, vagy vándorló, háborúskodó népek, gazdálkodó dinasztikák formálták. A legeltetés, kaszálás, vad- és erdőgazdálkodás lassították a szukcessziós folyamatokat és esetenként hozzájárultak az értékes társulások fennmaradásához. A fokozódó beépítések miatt, és a főtí Nagy-tavat tápláló források kiapadása és az azt követő, nem megfelelően átgondolt mesterséges vízutánpótlás a hegylábi vizes élőhelyek és a nagy kiterjedésű gyep megsemmisítéséhez vezetett. Akác, fekete fenyő, ostorfa telepítések történtek a hegylábi részekben, amik pufferezónaként szolgáltak.

A főtí Somlyó-hegyen 1996-ban kezdtünk el faunisztikai-természetvédelmi vizsgálatokat és az elmúlt kilenc év alatt a terep alapos megismerése-bejárása mellett új előfordulásokat mutattunk ki (A. Tóth 2000; Tóth et al. 2003). Munkánk során azonban szembesültünk a természetvédelmi problémákkal is, mint a terület gyorsuló degradációja, a turizmus és a vele járó zavaró hatások (égetés, szemetelés), a tiltott motokrosszoszás, özönnövények terjeszkedése. Az elmúlt években a WWF az őszi hónapokban szervezett igen hatékony galagonya irtó akciókat, a déli homokpusztagyep állapotának konzerválása, a szártalan csüdfű (*Astragalus excapus* L.) legerősebb állományainak megmentése érdekében. A területen azonban semmilyen más kezelés nem történt. A megszűnt legeltetés és kaszálás felgyorsította az értékes homokpuszta- és löszgyep degradációját, a tájidegen növényfajok agresszív terjedését. 2003-ban az egyik („A” jelű) bálványfaállományban 5 darab talajcspadát helyeztünk ki. Az itt talált bogár- és pókfauna szegényes fajszáma a környező gyep gazdag faunájával szemben további vizsgálatok tárgya.

Célkitűzéseink közé tartozik a későbbi vizsgálatokhoz felhasználható alapadatok képzése, a kezelt állományok aljnövényzetének monitorozása, a különböző kezelésekre összehasonlító vizsgálata. Ehhez kapcsolódóan a következő kérdésekre kerestük a választ: vajon hogyan történjenek a mintavételezések és mit felvételezzünk a folyamatok megértésé-

hez? A különböző kezelések hatására milyen spontán szukcessziós folyamatok történnek? A különböző kezelések (vegyszeres, mechanikai) mennyire hatásosak?

Anyag és módszer

A Somlyó-hegy északi oldalán elterülő homoki sztyepréten (*Astragalo austriacae-Festucetum sulcatae* Soó 1957) két egymástól 150 m-re levő bálványfa állomány („A”, „B”) található, ahol időrendben a következő összehasonlító és kezelésekkel összefüggő vizsgálatokat végeztünk:

2003 márciusában állománybecslést végeztünk. Az „A” állomány alapterülete 1200 m², egyedszáma 660, a „B” állomány alapterülete 800 m², egyedszáma 220 db. A két bálványfás eltérően sűrű szerkezetű (35-40 egyed/m², 25-30 egyed/m²) 20-30 és 2-3 éves egyedekből áll.

2003 tavaszán (április 25-június 10) vegyszeres kezelés előtti állapot felmérése céljából cönológiai felvételeket készítettünk az „A” és a „B” bálványfaállomány területén, valamint azon a homoki sztyepréten („GY”), amibe az állományok betelepültek. Az „A” és „B”-ben 10-10 db 2×2 m-es mintanegyzetet, a sztyepréten 15 db 2×2 m-es kvadrátot jelöltünk ki. A mintanegyzetekben talált fajokat százalékos borítás becsléssel jegyeztük fel.

2003. áprilisának végén a Duna-Ipoly Nemzeti Park engedélyével és segítségével az „A” és „B” állomány részleges (az állományok 10%-a) Medallonos (1:2 arányú víz és glifozát-ammónium hatóanyagú Medallon Premium keveréke) irtása történt meg a vágáslap lekenésével.

2003 decemberének elején az „A” állomány háromnegyedének Garlonos (1:2 arányú víz és triklopir hatóanyagú Garlon 4 E keveréke) irtását segítette a Nemzeti Park Igazgatóság a tuskók vágáslapjának lekenésével. A „B” állomány korábban Medallonnal kezelt tönkjeinek Garlonos átkenése is megtörtént.

2004 decemberének elején az „A” állomány maradék bálványfaegyedeit vágtuk ki, amik nem kaptak vegyszeres kezelést. Ugyanebben az időszakban a „B” állomány sarjait egy önkéntes távolította el kézzel.

2005-ben az „A” irtott területén nyolc mintanegyzetet jelöltünk ki, ebből négyet a vegyszerrel (Medallon, Garlon), négyet a csak irtottban. Majd átlag 10 naponta a két eltérően irtott állományrészben belül a négy-négy kvadrátból kettő-kettőben a folyamatosan termelődő sarjakat kézzel távolítottuk el. A fennmaradó kettő-kettő kvadrát kontrollként szolgált (itt nem történt sarjeltávolítás). Így összesen négyféle kvadrát állapotváltozásait követtük.

A másik „B”-vel jelölt állomány egy részén történt 2003-as tavaszi Medallonos beavatkozás hatásait figyeltük. Ennek érdekében 2004-ben a központi (feltehetően a legidősebb) fától négy különböző irányban (északtól 15°, 110°, 200°, 290°), transztek mentén jelöltünk ki 1×1-m-es kvadrátokat, egymást követő sorrendben, addig amíg bálványfasarjakat találtunk. Ilyen módon 15°-nál 24 db, 110°-nál 28 db, 200°-nál 37 db, 290°-nál 39 db mintanegyzet tűztünk ki. Ezekben a kvadrátokban 2004-ben 2005-ben is feljegyeztük a megjelent sarjak magasságát, darabszámát, valamint a növényzet összetételét, borítását.

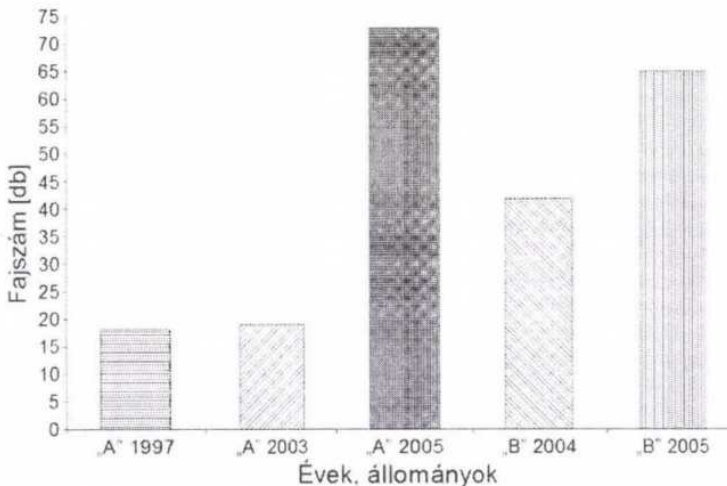
A kezeléseket két mintás t–próbával értékeltük ki. A három terület („A”, „B” és „GY”) cönológiai feldolgozása során természetvédelmi érték kategóriákat (TVK) (Simon 1988) és ökológiai mutatókat használtunk (pl. nitrogénigény (N_B)) (in Horváth et al. 1995).

Eredmények

A három terület („A”, „B”, homoki sztyeprét) TVK értékeinek természetességi-degradáltsági csoportosításából kapott eredmények azt mutatják, hogy a településhez közeli „A” állomány alatti növényzet 40%-al degradáltabb, mint a melegkedvelő tölgyes melletti „B” állomány alatt, amely csak kevéssé tér el a homoki sztyeprét természetességétől.

Az „A” terület N_B indikátorértékei a nitrogénjelző növények felszaporodását jelzik. A nagy mennyiségű avarlebomlás okozta nitrogéndúsulás hatására nitrofil, árnyéktűrő növények jelentek meg, mint a *Galium aparine* L., *Bromus sterilis* L., *Anthriscus cereifolium* (L.) Hoffm.. A „B” terület nitrogén-igény mintázata a homokpusztagyepéhez hasonló.

Az „A” terület cönológiai adatai a három vizsgálati év alatt jelentős változásokat mutatnak. Az „A” állomány aljnövényzetének az 1997-es (Udvardy 1997) és 2003-as 18-darabos fajszáma a 2005-ös évben 73-ra emelkedett (1. ábra). Természetességi értékei a kísérő fajok (*Ranunculus illyricus* L., *Teucrium chamaedrys* L., *Filipendula vulgaris* Mönch, *Melica transsilvanica* Schur, *Quercus cerris* L., *Qu. pubescens* Willd) növekedését, a gyomok (*Apera spica-venti* (L.) P.B., *Ambrosia artemisiifolia* L.) és zavarástűrők (*Hypericum perforatum* L., *Bromus mollis* L.) előretörését jelzik (2. ábra).

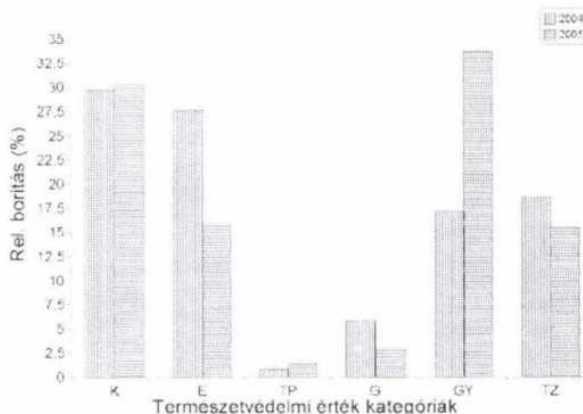


1. ábra. Az „A” és „B” állományok fajszám változása.

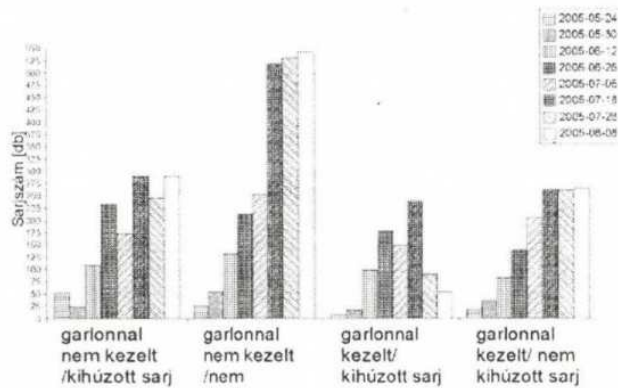


2. ábra. Az „A” állomány három év TVK értékeinek változása.

A „B” állomány vegetációjának 2004-es állapotához képest fajszám és borításnövekedés következett be (3.ábra). Olyan fajok is betörték, amik eddig nem voltak jelen (*Artemisia annua* L., *Tragus racemosus* (L.) All.). A kísérő fajok enyhe növekedést mutatnak (*Teucrium chamaedrys* L., *Koeleria cristata* (L.) Pers., *Melica transsilvanica* Schur), a zavarástűrők (*Botriochloa ischaemum* (L.) Keng, *Hypericum perforatum* L.) pedig csökkenőben vannak. A pionír növények (*Bromus tectorum* L., *Polygonum arenarium* W. et K.) is biztató emelkedést jeleznek. A társulásalkotó faj (*Festuca rupicola* Heuff.) aránya csökkent és a gyomok (*Agropyron repens* (L.)P. B., *Bromus sterilis* L.) is előretörték.

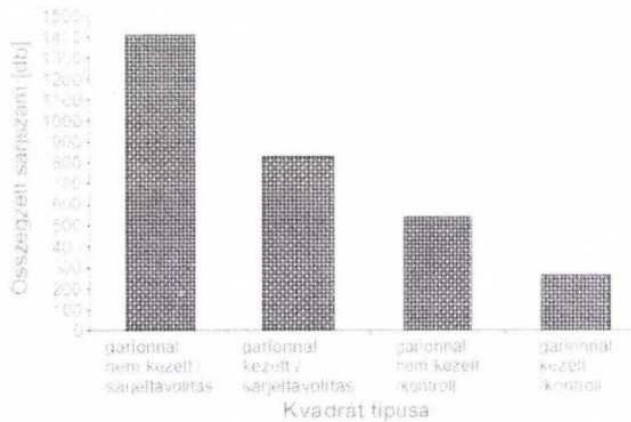


3. ábra. A „B” állomány két év TVK értékeinek változásai.



4. ábra. A négyféle kezelés sarjszám változásai.

A különböző kezelésekre adott válaszreakciók szignifikánsan eltérnek. A 4. ábrán a sarj-szám rohamosan emelkedik a Garlonnal nem kezelt, kontroll kvadrátokban. A Garlonnal kezelt, sarjirtott kvadrátban csökkent a leglátványosabban a sarjképzés július közepe után. Július közepétől, azonban mindegyik kezelésben elhanyagolhatóvá válik az új sarjak képzése. A 5. ábra azt mutatja, hogy a Garlonnal nem kezelt, sarjirtott kvadrátban nagyon magas a gyökerek sarjképzési teljesítménye a Garlonnal kezeltéhez képest.



5. ábra. A négyféle kvadrát összegzett sarjszáma.

Szignifikáns különbség adódott a Garlonnal kezelt és nem kezelt terület kihúzott sarjas kvadrátjai között. Itt a 0,05-ös szignifikanciaszinten a két mintás t próba: $t_{15}=4,09$ -nek adódott. A két területrész kontroll sarjas kvadrátjai között $t_{15}=3,57$ -nek. A Garlonnal kezelt terület kihúzott sarjas és nem kezelt, kontroll sarjas kvadrátjai között $t_{15}=3,66$ -nak, valamint a Garlonnal nem kezelt kihúzott és nem kihúzott sarjas kvadrátjai között $t_{15}=3,22$ -nek.

A „B” állomány kvadrátjaiban megjelenő sarjak száma és magassága hullámzó mintázatot mutat mind a négy irányban. A központi fától távolodva csillapodik a hullámzás. A 290°-nál 39 m-es 200°-nál pedig 37 m-es távolságig jelentek meg sarjak a homokpusztarét kiterjedésének irányában, 110°-nál csak 28 m-ig a melegkedvelő tölgyes határáig, valamint 15°-nál 24 m-ig az idős ezüstfa tövéig.

Értékelés

Az „A” és „B” állomány közötti különbséget a két állomány különböző táji környezetével és a gyeptermetesség fokával, az állományok eltérő szerkezetével, kiterjedésével valamint az emberi zavarás különböző mértékével magyarázható.

A két „A” és „B” jelű állomány ugyanabba a homoki sztyeprébe települt, de annak eltérő degradáltságú és emberi zavarásnak kitett foltjaiba. Az „A” jelű állomány a homokpusztagyep településhez közeli valamint utak (műút, földút) kereszteződésében fekvő részébe, a „B” állomány a gyeptermettel természetesebb állapotú felébe, a Somlyó hegy melegkedvelő tölgyesének (*Corno-Quercetum pubescentis* Jakucs & Zólyomi ex Máthé et Kovács 1962) közvetlen szomszédságába települt, így az erdő is hatással van vegetációjának összetételére. A bálványfa állományok szerkezete is eltérő. A „B” állomány természetessége közelíti a gyeptermethez. Bár a „B” közepén a bálványfák alatt szinte semmilyen aljnövényzet nem él néhány cserjén (*Celtis*, *Quercus*, *Ligustrum*) kívül, az állomány szélei viszont annál fajgazdagabbak, a közeli gyeptermet maradványának köszönhetően.

A nitrogénjelző növények felszaporodása az „A” területen a bálványfa átalakító (transzformer) hatásának egyik bizonyítéka. Az özőnfaj nagy mennyiségű avart termel, mely gyorsan bomlik, így szinte „túltrágyázza” a talajt.

Az „A” terület 2005-ös évi mintavételeiben megjelenő 73 faj azt sugallja, hogy a terület kezd felszabadulni a bálványfa allelopátiás és árnyékoló hatása alól. Bár nitrogénjelzők jelentek meg leginkább a felhalmozódott bálványfaavar nagy mennyiségének és gyors bomlásának köszönhetően, mégis tűnnek fel, olyan fajok is, amik a szomszédos homoki sztyeprét, valamint a közeli melegkedvelő tölgyes jellemző fajkészletébe tartoznak. Ez magyarázható a bálványfa allelopátiás hatásának csökkenésével és árnyékolásának megszűnésével, ami kedvez az értékesebb és jellemzőbb fajok megtelepedésének is.

2004-ben az „A” terület bálványfaállományának 30%-a még lábon álló egyedekből állt, melyek az állomány másik részének előző évi vegyszeres irtására erőteljes sarjadzással válaszoltak. Június közepére itt 1 m²-en átlagosan 60–70 cm-es, 30–40 db sarj képződött. A kezelt részen viszont nem találtam gyökérről sarjadt példányt.

2005-ben látványosan megemelkedett a gyökérsarjak száma a terület mindkét részén, bár szemmel láthatóan több sarj (10 m²-en itt május végén 710 db sarjat találtunk) keletke-

zett a terület vegyszerrel nem kezelt részén, mint a vegyszerrel kezelt részén (Itt 10 m²-en 128 db).

A 2005-ös kezelési típusok összehasonlításából a csak mechanikusan irtott kvadrátban rohamosan növő sarjszám arra int, hogy ez a módszer komoly veszélyeket rejt, ha a kezelést a továbbiakban abbahagyjuk. A vegyszer nélküli sarjirtott kvadrátban egy idő után beálló stagnálás arra utalhat, hogy kedvező eredmény csak hosszú idő után mutatkozik. Az egyezri vegyszeres kezelés a mintanégyzetekben szintén stagnáló sarjszám miatt 100%-os eredményt nem ad még a kevesebb képződött sarj ellenére sem. Erre Udvardy is felhívja a figyelmet (Udvardy 2004). Az idősebb faegyedek vegyszeres kezeléssel végzett irtása a sarjadzás hatásfokának visszaesését eredményezi csupán a csak kivágott egyedekéhez képest. A vegyszeres kezelést követő manuális sarjirtás már kedvezőbb eredményeket mutat és egy kíméletesebb módszert jelenthet.

A „B” terület sarjainak megjelenési mintázatán tapasztalható hullámzás jelenségének megértése a védekezési stratégia szempontjából fontos információ lehetne.

Kezelési javaslatok

A felnőtt bálványfaegyedek irtása során figyelembe kell vennünk az erőteljes újrasarjadzás tényét. A bálványfa természetvédelmi területeken is megtelepszik veszélyeztetve ritka fajok élőhelyeit. Ezért itt először számításba kell vennünk a nem kémiai jellegű beavatkozás lehetőségét (Szidonya et al. 2004). Ahol a talaj megengedi a sarjak kézzel történő kihúzását, ott természetvédelmi szempontból ez a módszer elfogadhatóbb. Egy degradáltabb területen, mint az „A” állomány, a vegyszer használata elengedhetetlenül szükséges, azonban a minél minimálisabb mértékű felhasználására kell törekednünk. Ez főleg azért fontos, mert mások tapasztalatai a környező vegetációnak a permetezés okozta sérüléséről tudósítanak (Erdős 2005). Ha egy kevésbé degradált területen kímélőbb, mégis hatékony kezelést akarunk alkalmazni, akkor az idősebb, elsősorban termő egyedek kivágásával és vágáslapjuk vegyszeres kezelésével kell kezdenünk összel, amikor a termelt szerves anyag leáramlik a raktározó gyökerekbe. Majd a később megjelenő sarjakat hetente, esetleg másfél hetente gyökereikkel együtt kell eltávolítani a terület szélétől a belseje felé haladva. A gyökereiken keresztül kapcsolatban levő egyedek egy idő után kifogynak gyökértartalékaikból (Swearingen & Pannill 2004, Udvardy 2004). Lehetőségeink 2003-ban a vágáslap kenését tették lehetővé, azonban az injektálás sokkal hatásosabb lenne. A nagy nyomáson történő vegyszer bejuttatása során ugyanis a hatóanyag gyorsabban halad, mint a növény válasza. Így a fa elpusztulhat mielőtt sarjakat növeszthetne (Udvardy 2004).

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönetünket fejezzük ki Dr. Kalapos Tibornak munkánk során nyújtott szakmai segítségért és irányításáért Dr. Udvardy Lászlónak a rendelkezésünkre bocsátott információkért, Dr. Ronkay Lászlónak (MTM Allattár) fordítási segítségért, Szabó Zsolt Péternek terepi, kiértékelési és szerkesztési segítségért, Doszpoly Gábor önkéntesnek áldozatos munkájáért, valamint az ELTE-s lelkes diáktársak segítségéért.

Irodalomjegyzék

- Erdős, L. (2005): *Bálványfairtás eredményességének vizsgálata a Szársomlyón* – Szegedi Tudományegyetem, Szeged (szakdolgozat)
- Fekete, G., & Kovács, M. (1982) . A főtí Somlyó vegetációja – *Bot. Közl.* **69**: 19–31
- Horváth, F., Dobolyi, K., Karas, L., Lőkös, L., Morschhauser, T. & Szerdahelyi, T. (1995): FLÓRA Adatbázis 1.2, Taxon-lista és attribútum-állomány. FLÓRA MTA ÖBKI–MTM Növénytára. 267 pp.
- Hoshovsky, M. C. (2004): Element Stewardship Abstract for *Ailanthus altissima* Inweeds. ucdavis.edu/esadocs/ailanti.htm/
- Kocsis, G. I. (2004): *A bálványfa elleni védekezési kísérlet védett területen* – Nyugat-Magyarországi Egyetem – Sopron (szakdolgozat)
- Márkus, A. (2004) *Inváziós növények elleni tevékenységek a nemzetipark-igazgatóságokban* 393. In Mihály B. & Botta Dukát Z. (szerk.): *Özönnövények*. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest
- Seregélyes, T. (1990): *A főtí Somlyó vegetációtérképe*, kézirat
- Simon, T. (1988): *A hazai edényes flóra természetvédelmi-érték besorolása*. – *Abstracta Botanica*, **12**: 1–23.
- Sonnevend, I. 2004 *Inváziós növények elleni tevékenységek a nemzetipark-igazgatóságokban* In Mihály B. & Botta Dukát Z. (szerk.): *Özönnövények*. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 390–391.
- Swearingen, J. M. & Pannill, Ph.. (2004): *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. www.nps.gov/plants/alien/fact/ailal1.htm
- Szidonya, I., Mihály, B. & Dancza I. (2004). *Az inváziós növények elleni védekezés elvi háttere*. In Mihály B. & Botta-Dukát Z. (szerk.): *Özönnövények*. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 123–129.
- Tóth, M. A. (2000): *A főtí Somlyó Négy arca*. TermészetBúvár. **55**(1): 20–23
- Tóth, M., Hufnagel, L. & Nagy, Cs. (2003): *Zoocönológiai monitoring a főtí Somlyó hegyen*. VI Magyar Ökológiai Kongresszus, Szent István Egyetem, Gödöllő
- Udvardy, L. (1997): *Fás szárú adventív növények Budapesten és környékén*. Kandidátusi értekezés. Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem
- Udvardy, L. (2004): *Bálványfa*. In Mihály B. & Botta Dukát Z. (szerk.) *Özönnövények*. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 143–160.
- Virók, V. (2004). *Inváziós növények elleni tevékenységek a nemzetipark-igazgatóságokban*. In Mihály, B. & Botta Dukát, Z. (szerk.): *Özönnövények*. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 387–389.

Controlling tree of heaven in the Fóti Somlyó Nature Conservation Area

T. Szöllősi¹ & M. Tóth²

¹Dept, Plant Taxonomy and Ecology Eötvös L. University H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/a, e-mail: anthares@c2.hu

²Dept, Animal Taxonomy and Ecology Eötvös L. University H-1117 Budapest Pázmány Péter sétány 1/a, e-mail: toth.maria@gmail.com

The introduced and invasive tree of heaven (*Ailanthus altissima*) appears as a serious problem for nature conservation, especially when invades into vulnerable and protected habitats of indigenous vegetation. The tree accumulates its reserves in the roots and the individuals of a colony have a chemical communication. Disturbance leads to intensive proliferation of the plant so the eradication of the colonies is very difficult. The study site is the Fóti Somlyó Nature Conservation Area. The first *Ailanthus* trees appeared here at the beginning of the 1980-s. Investigation of their responding reactions for the chemical and physical management was started in 2003. The major aims of the studies were the monitoring of the changes of the undergrowth and the analysis and comparison of the data obtained from a botanical and a nature conservation point of view. The treatment requires a careful planning because of the valuable, although partially degrading psammophilous steppe fragments at the edges of the sampling areas. The sprouts were eradicated partly by using chemicals (Medallon, Garlon), and partly by physical methods. Our results show that the most effective treatment consists of two consecutive steps, the use of a herbicide first, followed by continuous mechanical control. It is important to note that the disturbed colonies cannot be abandoned later because of their increasing sprout production.

Key-words: tree of heaven, *Ailanthus altissima*, invasive plant, nature protection, habitat management, fóti Somlyó Hill

Felhagyott vagy extenzíven művelt szántók kezelésének hatása a növény- és talajtani viszonyokra a Putnoki-dombságban

Vona, M.¹, Centeri, Cs.², Malatinszky, Á.² & Penksza, K.¹

¹SzIE, MKK, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Tájékológiai Tanszék
²SzIE, MKK, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.

Összefoglaló: A dolgozat Alsószuhán és Gömörszőlősön (szántó és visszatelepült gyep) végzett vizsgálatokat mutatja be. Tájgazdálkodási és talajtani, Alsószuháról emellett növénytani adatokat is közlünk. Alsószuhán a feltalaj foszfor tartalma jelentősen különbözik a szántott parcella lejtőjének alsó- (90 ppm) és felső harmadán (32 ppm). A különbség a felhagyott területeken is megmutatkozik, de ellenkező előjellel. Gömörszőlősön a korábbi intenzív gazdálkodásnak köszönhetően jelentős különbség van a LAH és LFH között, mindkét esetben a LAH-ának javára (szántón LAH/LFH=140/88 ppm, míg gyepen LAH/LFH=163/128 ppm). Különbséget mértünk az Arany-féle kötöttség (LAH/LFH=42/48–52) és a CaCO₃-tartalom esetén (2–3-szoros különbség a lejtő felső harmadának javára Gömörszőlősön) is a jelenleg is művelt és a 10 éve felhagyott területeken. Az értékek alapján látható, hogy a vegetáció jelentős hatással van a talajtulajdonságokra, elsősorban az erózióhoz köthető tápanyag és szervesanyag mozgására. A botanikai eredmények alapján a vizsgált területen megállapítható, hogy az 1990-ben felhagyott területek növényzete számos gyommal terhelt, zavart élőhely, a rendszeresen kaszált gyep fajokban gazdagabb volt. Az 1963-ban felhagyott területeken vizont már természetközeli növényzet alakul ki.

Kulcsszavak: extenzív gazdálkodás, felhagyott termőterület, cönológiai vizsgálat, talajtani vizsgálat, erózió, természeti érték, Putnoki-dombság

Bevezetés

Ma már viszonylag nagy bizonyossággal elmondhatjuk, hogy szinte nem találunk olyan területet hazánkban, amely soha nem volt bolygatva. Jellemző folyamat hazánkban is a felhagyott területek regenerálódása. A Putnoki-dombság is kiválóan alkalmas mintaterület ezen folyamatok vizsgálatára. Egyes pontjain jelenleg is folyik extenzív gazdálkodás, és rendelkezik különböző időben felhagyott szomszédos területekkel. Lehetőség van a felhagyott mezőgazdasági területek regenerálódását, erodálódásának irányát vizsgálni. A terület számos természet- és környezetvédelmi jellegű problémára ráirányítja figyelmünket (Malatinszky 2004, Mariott *et al.* 2002, Rupp *et al.* 2004, Centeri & Pataki 2005, Gournellos *et al.* 2004), de élőhelyek fragmentációjának kutatására is (Báldi 1996, 1998) alkalmas ad. A területen végzett tájtörténeti kutatások a jelenlegi tájhasználat, hasznosítási módok pontosabb megértése, nyomon követése érdekében is fontosak. Ennek megértését segítik a párhuzamosan végzett talajtani és botanikai vizsgálatok. A felhagyott és a művelésből kivont területekre is kaphatunk információkat. Ezzel adatokat szolgáltatunk arra vonatkozóan, hogy hogyan hat a tájra, illetve táji elemekre és a természeti értékek megmaradására az egykori művelt területek felhagyása, esetleg extenzív művelése (Duffkova 2002). Fon-

tos gazdasági kérdés is, hogy az eltérő időpontokban felhagyott szántóterületek tápanyag-gazdálkodása mennyiben tér el egymástól, valamint a kontroll talajszelvényben mértektől. A dombságban kaszált és kaszálás alól kivont rétek, felhagyott szőlők és gyümölcsösök mellett jelenleg művelt és felhagyott szántók is bőven előfordulnak.

Célkitűzéseink között szerepelt a különböző időpontban felhagyott, valamint a jelenleg is művelt szántók növényzetének és talajparamétereinek összehasonlítása. Megvizsgáltuk, hogy van-e különbség a ~10 és ~40 éve felhagyott szántók növényeinek fajösszetételében, valamint az alapvető talajparaméterek (szerves anyag, kötöttség, foszfor stb.) eloszlásában a lejtők felső és alsó harmada között. A másik kérdés, hogy a felhagyott, de eltérően kezelt területek vegetációja mennyire tükrözi a kezelés módját? A jelenlegi területkezelés az invazív-, a gyom- vagy a természetvédelem szempontjából értékes fajok megjelenését segíti-e? Milyen területkezelés javasolható felhagyott szántókon, amely a gazdálkodásnak és a természetvédelmi szempontból értékes növényfajok megjelenésének és megmaradásának is kedvez?

Anyag és módszer

Mintaterületeink Északkelet-Magyarországon a Putnoki-dombság kistájban (Marosi & Somogyi 1992) Alsószuha és Gömörszőlős települések külterületén találhatóak.

Kutatásainkhoz a korábbi történeti leírásokat, katonai térképeket, termelőségvetkezeti naplókat, légifotókat, és a területen élők és gazdálkodók elbeszéléseit, szóbeli közléseit használtuk fel.

A mintaterületek növényzetének jellemzésére cönológiai felvételeket készítettünk 2005. június 3–4-én (Alsószuhán) és szeptember 14-én (Gömörszőlősön) Braun-Blanquet (1964) módszerét követve 2×2 méteres mintanegyzeteket alkalmazva. Az egyes fajok borítási értékeit százalékban adtuk meg. Ha a faj a felvételtől hiányzik, 0 jelet kap. A fajnevek Simon (2000) nevezékét követik.

A terepi talajtani vizsgálatok során Pürckhauer-féle szűrőbottal (Finnern 1994) végeztünk mintavételezést, valamint teljes talajszelvényeket vizsgáltunk (Stefanovits 1992). A talajtani laboratóriumi vizsgálatokat Buzás (1988a, b) alapján végeztük el a következő talajparaméterekre: pH, CaCO₃ (=szénsavas mész), AL-K₂O (ppm), AL-P₂O₅ (ppm), szervesanyag-tartalom (%), K_A (Arany-féle kötöttség).

A lejtő felosztása (LAH, LKH, LFH) a Talajvédelmi Információs és Monitoring rendszer (TIM 1985) leírása alapján történt. A szántókon és felhagyott parcellákon a lejtő alsó és felső harmadán, valamint az inflexiós pontnál a lejtő középső harmadán végeztünk talajmintavételt, amelyekből az alsó és felső harmad adatait közöljük.

A vizsgálat a következő 5 területre terjedt ki: Alsószuha – a vizsgálat időpontjában szántó; Alsószuha – 10 éve felhagyott szántó, ma legelő (itt egy talajtani és két növénytani felmérés készült); Alsószuha – 1964 óta felhagyott szántó, ma kaszáló; Gömörszőlős – jelenleg extenzíven művelt (szántott), korábban intenzív gazdálkodás alatt; Gömörszőlős – jelenleg gyeplő.

1. táblázat. Cönológiai felvételek Alsószuhán (1990 óta rendszeresen és ritkán kaszált gyep)

Fajnév	Borítás mértéke (%)	
	Rendszeresen kaszált gyep	Ritkán
<i>Achillea collina</i>	5	0
<i>Agrimonia eupatoria</i>	1	10
<i>Anagallis arvensis</i>	1	1
<i>Artemisia vulgaris</i>	2	0
<i>Calamagrostis epigeios</i>	2	0
<i>Centaurea macroptilon</i>	15	0
<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>	1	0
<i>Cichorium intybus</i>	5	3
<i>Convolvulus arvensis</i>	1	3
<i>Coronilla varia</i>	3	0
<i>Dactylis glomerata</i>	2	0
<i>Daucus carota</i>	3	2
<i>Elymus repens</i>	0	40
<i>Hypericum perforatum</i>	1	0
<i>Inula britannica</i>	3	0
<i>Lathyrus tuberosus</i>	0	2
<i>Leontodon hispidus</i>	0	2
<i>Lotus corniculatus</i>	2	3
<i>Matricaria inodora</i>	0	2
<i>Medicago sativa</i>	5	0
<i>Plantago lanceolata</i>	3	0
<i>Plantago media</i>	5	0
<i>Poa angustifolia</i>	10	2
<i>Prunella vulgaris</i>	3	0
<i>Ranunculus polyanthemos</i>	2	0
<i>Setaria glauca</i>	5	5
<i>Stenactis annua</i>	0	3
<i>Taraxacum officinale</i>	5	5
<i>Tragopogon orientale</i>	2	0
<i>Trifolium pratense</i>	15	2
<i>Trifolium repens</i>	8	3
<i>Verbascum blattaria</i>	1	0

Alaptérképül Alsószuhán a 97–243 számú, míg Gömörszőlősen a 97-234 számú, M=1:10 000 méretarányú EOY térképlapot használtuk. Az alsószuhai mintavételek 30 méter széles és 80 méter hosszú, míg a gömörszőlősi mintavételek 30 méter széles és 160 méter hosszú parcellán történtek. Az erózió hatásának vizsgálata miatt volt hosszabb a lejtő Gömörszőlősen. Minden esetben a lejtő felső harmadának felső szélétől az alsó harmadának az alsó széléig végeztük a vizsgálatokat. Gömörszőlősen kisebb lejtőmeredekség mellett és nagyobb hosszon kialakult lejtőt vizsgáltunk.

A mintaterületeket tájtörténeti kutatásaink, valamint a terepi tapasztalataink alapján úgy választottunk ki, hogy vizsgálhassuk a célkitűzésekben megfogalmazott célokat. Olyan domboldalt választottunk, amely azonos kitétséggű és lejtőhosszúságú, és rajta egymás szomszédságában található nadrágszíj parcellák találhatóak. Így a területek talajtani, botanikai és gazdálkodási, területhasználati szempontból is összehasonlíthatóak.

Eredmények

Az alsószuhai mintaterületek botanikai felvételezésének eredményei

Az 1. táblázatban tanulmányozhatók a rendszeresen és a ritkán kaszált területen felvételezett növényfajok és azok borítási értékei (%).

A korábban szántott területen kukoricát, búzát és zabot termesztettek, később lucernás lett. Ez a vörösherevel (*Trifolium pratense*) felülvetett öreg lucernás rejti a legtöbb növényfajt. Ennek legvalószínűbb oka a rendszeres kaszálás lehet, ugyanis ennek hatására megnő a zavarástűrő (*Achillea collina*, *Daucus carota*, *Lotus corniculatus*) és a kísérfajok (*Centaurea macropylon*, *Chrysanthemum leucanthemum*, *Coronilla varia*) száma. A két-szikűek viszonylag nagy aránya közel stabil, kiegyensúlyozott gyepre utal.

Az 1. táblázatban láthatjuk azokat a fajokat, amelyeket a szomszédos, ritkán kaszált területen felvételeztünk. A területen itt is 1990-ben szűnt meg a szántóföldi művelés, azóta alkalmanként, rendszertelenül, nem minden évben kaszálták, jelenleg is gyomos a parcella. Az *Elymus repens* magas (40%) borítási értéke zavart állapotra utal és megerősíti a rendszeres kaszálás hiányának tényét. A korábbi gabonavetés felhagyása óta eltelt idő viszonylagos rövideége, vagyis a környező területekről való újránövényesedésre rendelkezésre álló idő rövideége, valamint a nem megfelelő gazdálkodás miatt, uralkodóak a gyomnövények. Az özönnövények ugyanakkor hiányoznak. Az összes fajszám is jóval kevesebb, mint az előző parcellán.

A két terület általános természetföldrajzi viszonyai megegyeznek, hasonló a lejtés, kitétség, talajtípus, mikroklíma stb.

Az 1963-ban felhagyott (azelőtt szántóként művelt), majd 1964–1990-ig (a termelőszövetkezet felbomlásáig) juhokkal legeltetett, jelenleg kezelés nélküli területen viszont már (2. táblázat) természetközeli állapotok uralkodnak.

2. táblázat. Cönológiai felvételek Alsószuhán (1964 óta kaszált gyep)

Fajnév	Borítás mértéke (%)
<i>Achillea collina</i>	2
<i>Agrimonia eupatoria</i>	10
<i>Agrostis stolonifera</i>	5
<i>Anagallis arvensis</i>	1
<i>Brachypodium pinnatum</i>	25
<i>Calamintha vulgaris</i>	1
<i>Cerastium vulgatum</i>	1
<i>Dorycnium germanicum</i>	5
<i>Equisetum arvense</i>	1
<i>Eryngium campestre</i>	2
<i>Festuca rupicola</i>	5
<i>Galium verum</i>	3
<i>Knautia arvensis</i>	2
<i>Hieracium umbellatum</i>	3
<i>Knautia arvensis</i>	2
<i>Leontodon hispidus</i>	4
<i>Linum catharticum</i>	2
<i>Lotus corniculatus</i>	2
<i>Ononis arvensis</i>	2
<i>Pimpinella saxifraga</i>	2
<i>Plantago media</i>	3
<i>Ranunculus polyanthemos</i>	2
<i>Setaria glauca</i>	3
<i>Thesium linophyllum</i>	2
<i>Trifolium pratense</i>	1

Vizsgálataink során ezen parcellán az 1990-ben szántó művelés alól felhagyott, és azóta ritkán kaszált gyepes parcelláénál több, míg a rendszeresen kaszált parcelláénál kevesebb fajt írtunk össze. A *Brachypodium pinnatum* dominanciája arra utal, hogy a felhagyás óta eltelt 42 év alatt a környező természetes vegetációs foltokból utánpótlódva másodlagos, viszonylag beállt, természetközeli állapotú félszáraz szálkaperjegyep alakult ki vadvirágfajokkal. A művelt területek gyomfajainak (*Anagallis arvensis*, *Equisetum arvense*,

Setaria glauca) aránya alacsony, és nem fordul elő özönnövény sem. A cönológiai felvételek a terület legelőmúltjára utalnak. A felhagyott parcellákat nagyrészt sztyepréti fajok borítják, és jelenleg kaszálóként funkcionálnak.

Az alsószuhai és gömörszőlősi mintaterületek alapvető talajtani tulajdonságai

Alsószuhán talajtani kontrollterületként a vizsgált lejtő fölötti platót tekintettük, itt kismértékű az erózió, hiszen <5% a lejtés. teljes talajszelvény-feltárást végeztünk. A területre jellemző talajtípus az agyagbemosódásos barna erdőtalaj. A laboratóriumi talajvizsgálati adatok alacsony fokú szervesanyag-utánpótlásra (sz. a.) utalnak, az „A szint” szervesanyag tartalma 1,87%, a B szintben már csak 0,58% szerves anyag található. Az A, B és C₁ szintek foszfor-tartalma nagyon alacsony, a mélységgel nő: A szint=48 ppm, B szint=54 ppm, C₁ szint=62 ppm. A talaj színe arra utal, hogy a talajművelő eszköz az alsó szintek felsőkkel való keveredését okozta. Az „A-szint” agyagos vályog, a „B-szint” agyag, a „C₁ szint” pedig nehéz agyag fizikai féleségű.

Gömörszőlősen talajtani kontrollterületként a lejtő felső, kevésbé erodált részét vettük alapul. A vizsgálatok rámutattak, hogy a lejtő kisebb meredekségétől függetlenül ez a platóhelyzetű mintater is erős eróziótól szenvedett az elmúlt években, de nem volt a közelben kevésbé bolygatott terület, így ezt tekintettük kontrollnak (erősen erodált barna erdőtalaj). A felső, szervesanyagban még viszonylag gazdag (Sz. a. = 1,57%) szintet kevert szintként írtuk le. Az alapkőzetet 30 cm-en belül megtaláltuk. Az eredeti „A” genetikus talajszint jelentős mértékben keveredett az alapkőzettel, amely színén (sárgás-sárgásbarna) és nagy CaCO₃-tartalmán (24%) is megmutatkozott. A felső, 30 cm-es szinten belül 62 ppm, míg az alapkőzetben (30-50 cm) 37 ppm foszfort mértünk. Káliumot ezzel szemben nagy mennyiségben találtunk, az AC szintben 253 ppm, az alapkőzetben (C szint) 147 ppm volt.

3. táblázat. A vizsgált alsószuhai és gömörszőlősi területek feltalajának laboratóriumi adatai

Felszínborítás	Lejtő	pH _{KCl}	pH _{H₂O}	CaCO ₃ (%)	K _A	AL-P ₂ O ₅ (ppm)	AL-K ₂ O (ppm)	Sz. a. (%)
Alsószuha (szántó)	LFH	5,4	6,5	0,0	44	32,4	162,7	2,6
	LAH	6,0	6,7	0,0	38	90,1	184,4	3,3
Alsószuha (1990)	LFH	5,3	6,3	0,0	40	28,7	141,9	3,0
	LAH	5,3	6,2	0,0	36	20,9	118,7	2,4
Alsószuha (1963)	LFH	6,5	6,9	0,0	48	66,6	166,2	2,5
	LAH	5,7	6,4	0,0	48	19,6	188,0	2,9
Gömörszőlős (szántó)	LFH	6,7	7,8	21,3	56	140,8	464,0	2,3
	LAH	6,8	7,8	7,8	50	166,4	558,6	3,2
Gömörszőlős (gyep)	LFH	6,7	7,3	19,3	58	110,1	483,0	3,9
	LAH	6,6	7,2	9,7	58	181,6	532,2	4,5

LFH=lejtő felső harmada, LAH=lejtő alsó harmada, K_A=Arany-féle kötöttség, Sz.a.=szerves anyag, AL=ammónium-laktát

Az alsószuhai és gömörözőlői mintaterületek lejtőharmadainak talajtani adatai

A jelenleg is művelés alatt álló alsószuhai területek alapvető laboratóriumi jellemzőit összehasonlítottuk az 1990-ben és az 1963-ban felhagyottakéival. Ugyanezt az összehasonlítást tettük a gömörözőlői szántó és gyep esetében. Az adatokat együttesen ábrázoljuk a 3. táblázatban.

A vizsgált talajtani tulajdonságok különböztek a különböző gazdálkodási módok és lejtőharmadok alatt.

Az 1990-ben felhagyott, azóta kaszált alsószuhai területen a lejtő felső harmadáról származó mintákban 38%-kal több (29 ppm) foszfor volt, mint a lejtő alsó harmadáról származó mintákban (21 ppm). Az 1963-ban felhagyott, majd 1964–1990-ig juhokkal legeltetett, most kezelés nélküli alsószuhai területen a lejtő felső harmadán a talaj foszfortartalma több mint háromszorosa (67 ppm) a lejtő alsó harmadán vizsgált talajénak (20 ppm). Az alsószuhai szántón a lejtő felső harmadán kisebb (32 ppm), míg az alsó harmadán nagyobb mennyiségű (90 ppm) foszfor található.

Érdekesség az alsószuhai mintaterületek különböző lejtőharmadai között fennálló különbség az Arany-féle kötöttségi szám (A_k) szempontjából. Az 1963-ban felhagyott területen legnagyobb a kötöttség (legalább agyag ($A_k \geq 52$)), míg a lejtőharmadok közötti különbség kisebb (LAH/LFH = 52/54 (agyag)). A többi területen mindkét esetben jelentős különbség van a kötöttségben a lejtőharmadok között (szántó – LAH=42 (vályog), LFH=48 (agyagos vályog), 1990-től gyep – LAH=42 (vályog), LFH=52 (agyag)).

Alsószuhán a talajok szervesanyagban viszonylag gazdagok. Mindenhol 2 % fölötti értéket mértünk, bár a kontroll területen ennél kisebbet.

Értékelés

A gabonatermesztés alól 1990-ben felhagyott terület rendszeres kaszálásának köszönhetően nagyszámú növényfaj találja meg életfeltételeit. A hasonló fekvésű és gazdálkodástörténetű, azonban nem rendszeresen kaszált parcellán agresszív gyomfajok kerültek túlsúlyba. Az 1963-ban felhagyott, majd 1990-ig legeltetett parcellán elegendő idő telt el az újragyepesedéshez, és egy természetközeli állapotú, másodlagos sztyeprét alakult ki. Az özőnnövények mindhárom vizsgált területről hiányoznak, amely fontos értékmérő a terület természetvédelmi értéke szempontjából. Vizsgálatainkból kitűnik, hogy a felhagyott térszínek kezelése során a kaszálásnak kedvező hatása van, a természetközeli gyepek kialakulásának irányába, ritka fajokban gazdaggá válik. Hasonló (egykor degradált szántó) területek kezelésére javasolható a kaszálás, mint természetvédelmi célú kezelés.

Egyes talajtani tulajdonságok lehetőséget adnak a felszint borító növényzet értékelésére a tápanyagleomosódás, azaz az erózió intenzitása szempontjából. Az egyik ilyen a talaj kötöttsége. Az alsószuhai, 1963-ban felhagyott területen a talajok kötöttebbek. A kötöttebb talajok erodálhatósága kisebb, mint a kevésbé kötötteké. Részben ennek is köszönhető a tápanyagleomosódás kisebb mértéke ezen a területen. A másik két alsószuhai mintaterület talajai kevésbé kötöttek, nagyobb mennyiségű tápanyagot találunk az alsó lejtőharmadokban a felső harmadokhoz viszonyítva.

A növénymentes felszínre jutó csapadék a homokszemcséket nagyobb mennyiségben szállítja (ez köszönhető a kisebb talajszemcsék jobb tapadásának), amit a lejtő alsó harmadán lerak, így a lejtőn különbség alakulhat ki az Arany-féle kötöttségben is (3. táblázat, K_A). Ezek a különbségek a természetes vegetáció alatt nem annyira kifejtettek (ld. az 1963-ban felhagyott területen végzett méréseket).

Az erózió hatása szemmel is jól látható az intenzív talajbolygatással jellemezhető alsószuhai és gömöraszólyosi szántón és – a jelenlegi tápanyagadatok alapján egykor feltételezhetően műtrágyázott – gömöraszólyosi szántón és gyepon. Az alsószuhai szántón találtunk nagyobb különbséget a lejtő felső és alsó harmada között a talaj foszfortartalmában, az alsó harmad javára, annak ellenére, hogy itt kisebb mennyiséget mértünk (67 ppm alatt), mint Gömöraszólyosön (140 ppm fölött). Az alsószuhai, 100 ppm alatti foszfortartalom nagyon alacsony, a műtrágyázás hiányára utal. A Gömöraszólyosön mért kisebb különbség annak köszönhető, hogy ott egykor jelentős mértékű talajerő utánpótlás történt, a lejtőn egyenletesen juttattak ki tápanyagot (szerves vagy műtrágyát) a lejtő mindhárom harmadára. Ezzel szemben Alsószuhán nem folyik tápanyag-utánpótlás, a tápanyag-eloszlásban mutatkozó különbségek nem a műtrágyaszórás egyenletességéből vagy egyenletlenségéből, hanem kizárólag természetes és antropogén hatásra kialakuló erózióknak köszönhetőek. A kapás művelés jelentősen befolyásolja a tápanyagmozgást. Ezen lejtő alsó harmadán közel háromszor annyi foszfor található, mint a felső harmadon. Alsószuhán a foszformennyiségek, a szántó kivételével, a lejtő felső harmadán nagyobbak. A foszfor a talajszemcsékhez kötődve könnyen elmozdul, és az erózió segítségével a lejtő alsóbb részén felhalmozódhat.

A lejtőn a humuszanyagok az erózió segítségével képesek elmozdulni. Három alsószuhai területből kettőn a lejtő alsó harmada felé nő a humusztartalom. A szántó művelés alól felhagyott, azóta természetközeli területeken sem volt azonban olyan mértékű a humuszszódás az elmúlt 30 év során, hogy a szántó felsőbb részein a humusz-tartalom elérje a lejtő alsó harmadának humusz % értékeit.

Gömöraszólyosön a foszfor, a kálium és a szerves anyag tartalom is nagyobb volt a lejtők alsó harmadán a felső harmadhoz viszonyítva, míg a CaCO_3 -tartalom éppen fordítva alakult: a lejtő felső harmadán a gyeperes esetben kétszer, a szántón pedig háromszor akkora értéket mértünk, amely mindkét esetben jelentős erózióra utal. A művelés, a defláció és az erózió hatására olyan mértékben kevert, áthalmazott és bolygatott a lejtő felső harmada, hogy az alapkőzetből jelentős mértékű CaCO_3 került a felső talajszintbe. Alsószuhán ezt az értéket nem tudtuk vizsgálni, mert a felső talajszintben nem volt kimutatható mészes.

Összefoglalva megállapíthatjuk, hogy a ~10 és ~40 éve felhagyott szántókon van különbség az alapvető talajparaméterek (szerves anyag, kötöttség, foszfor stb.) eloszlásában a lejtők felső és alsó harmada között. A különbség legjelentősebb a jelenleg is művelt szántókon, a lejtő alsó harmadán tápanyag-felhalmozódással lehet számolni, míg az extenzív gyepterületen nincs nagymértékű különbség a lejtő alsó harmada javára. A felhagyott, de eltérően kezelt területek vegetációja jól tükrözi a kezelés módját. A gyakori kaszálás mellett nagyobb fajgazdagság alakult ki, ugyanakkor felhagyott szántón 10 év nem elegendő a gyommentes, természetközeli gyeperes kialakulásához. Fontos tény, hogy invazív növények egyik területen sem jelentek meg. A gyakori kaszálás a természetvédelem szempontjából értékes fajok megjelenését segítette.

Irodalomjegyzék

- Barczy, A., Centeri, Cs., Pataki, R., Szász, P., Fejes, I. & Csihar, L. (2003): „Sárvíz” ökofolyosó térhasználati alap-programja. – Sárvíz Térségfejlesztő Egyesület, Székesfehérvár, 147 pp.
- Báldi, A. (1996): Élőhelyek fragmentálódásának hatása állatközösségekre. – *Természetvédelmi Közlemények* 3–4: 103–112.
- Báldi, A. (1998): A konzervációbiológia meghatározása publikált cikkek elemzése alapján és javaslatok hazai kutatásokra. – *Természetvédelmi Közlemények* 7: 5–17.
- Braun-Blanquet, J. (1964): *Pflanzensoziologie* 3. Wien, 865. pp.
- Buzás, I. (szerk.) (1998a): *Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszertan I.* INDA 4231 Kiadó, Bp. p. 357
- Buzás, I. (szerk.) (1998b): *Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszertan II.* INDA 4231 Kiadó, Bp. p. 357
- Centeri, Cs. & Pataki, R. (2005): *Soil erodibility measurements on the slopes of the Tihany Peninsula, Hungary.* In: A. Faz Cano, R. Ortiz Silla & A. R. Mermut (eds). *Advances in GeoEcology* 36, 149–154. pp.
- Duffkova, R. (2002): The effect of rainfall and extensive use of grasslands on water regime. – *Rost. Vyroba* 48(3): 89–95.
- Finnern, H. (ed.) (1994): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. 4. verbesserte und erweiterte Auflage. Hannover, 392 pp.
- Gournellos, Th., Evelpidou, N. & Vassilopoulos, A. (2004): Developing an Erosion risk map using soft computing methods (case study at Sifnos island). – *Kluwer Academic Publishers, Natural Hazards* 31(1) 39–61.
- Malatinszky, Á. (2004): Botanikai értékek és tájgazdálkodási formák kapcsolata a Putnoki-dombságban. – *Tájökológiai Lapok* 2(1), 65–76.
- Marosi S. & Somogyi S. (szerk.) (1990): *Magyarország kistájainak katasztere II.* MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest
- Rupp, H., Meissner, R. & Leinweber, P. (2004): Effects of extensive land use and re-wetting on diffuse phosphorus pollution in fen areas – results from a case study in the Dromling catchment, Germany. – *J. Plant Nutr. Soil Sc.* 167(4): 408–416.
- Simon T. 2000: *A magyarországi edényes flóra határozója.* Tankönyvkiadó, Budapest, p. 976
- TIM (1985): *Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer módszertana.* Budapest.

Effects of handling on botanical and pedological state of abandoned or extensively cultivated arable lands in the Putnok Hills

M. Vona¹, Cs. Centeri², Á. Malatinszky² & K. Penksza¹

¹*Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences,
Institute of Environmental and Landscape Management, Department of Landscape Ecology*

²*Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences,
Institute of Environmental and Landscape Management, Department of Nature Conservation
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., Hungary*

Abstract: The article introduces the investigation done in Alsószuha and Gömörszőlős (arable land and renewed meadow). Landscape management and pedological, and – in addition – in Alsószuha botanical data is shown. We found differences in the P_2O_5 -content of the topsoil, on the lower (90 ppm) and upper (32 ppm) part of the slope on the cultivated land in Alsószuha. The difference was found on the abandoned lands, too. On the Upper Slope Tierce (UST) of the land abandoned in 1963 it was 66 ppm, on the Lower Slope Tierce (LST) 19 ppm; on the UST of the land abandoned in 1990 it was 28 ppm, on the LST 20 ppm. In Gömörszőlős there are remarkable differences between the slope tierces (always favor the lower part), thanks for the former intensive cultivation ($LST_{arable}=140$ ppm, $UST_{arable}=88$ ppm, $LST_{meadow}=163$, $UST_{meadow}=128$ ppm). Values prove the vegetation to have an important effect on soil properties. Based on the botanical results it can be stated on the examined area that the vegetation of the area abandoned in 1990 is disturbed and affected by weed species, the parcel mowed frequently includes more plants species. On the land abandoned in 1963 close to natural state vegetation evolved.

Key-words: extensive farming, abandoned farmland, coenological investigation, pedological investigation, erosion, nature values, Putnok Hills

Szárazföldi ászkarák (Isopoda: Oniscidea) együttesek egyedszám változásai egy dániai urbanizációs grádiens mentén

Vilisics Ferenc^{1*}, Hornung Erzsébet¹, Elek Zoltán^{1,2}, Lövei Gábor²

¹Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar, Zoológiai Intézet, Ökológiai Tanszék, Budapest

²Department of Integrated Pest Management, University of Aarhus,
Flakkebjerg Research Centre, DK-4200 Slagelse, Denmark

*Cím: SZIE ÁOTK, Biológiai Intézet, Ökológiai tanszék,

1077 Budapest, Rottenbiller u. 50. fax: 06-1-4784232 e-mail: Vilisics.Ferenc@aotk.szie.hu

Összefoglaló: Szárazföldi ászkarák együtteseket (Isopoda: Oniscidea) tanulmányoztunk egy urbanizációs grádiens mentén 2004-ben a dániai Sorø mellett, a Globenet-protokoll szerint. Jelen tanulmányunkban négy mintavételi periódust értékeltünk. Három hipotézist vizsgáltunk: (a) a fajdiverzitás a zavarás növekvő mértékével csökken; (b) a fajdiverzitás a közepesen zavart területen a legnagyobb; (c) a zavartabb területeken megjelennek kozmopolita és/vagy behurcolt fajok. A természetes – városszéli és városi élőhelyek fajösszetétele megegyezett: *Porcellio scaber*, *Oniscus asellus*, *Philoscia muscorum*, *Armadillidium vulgare*, *Trachelipus rathkii*, *Ligidium hypnorum*. Az urbanizáció hatása nem a fajok minőségi összetételében, hanem azok egyedszám eltéréseiben tükröződött. Az egyes fajok élőhelytípusonkénti gyakorisága – a *P. muscorum* kivételével – szignifikánsan különbözött egymástól.

Kulcsszavak: szárazföldi ászkarák, Isopoda, urbanizációs zavarási grádiens, fajszám, egyedszám, diverzitás

Bevezetés

A városok terjeszkedése világszerte egyre nagyobb méreteket ölt. Becslések szerint (Vandruuff *et al.* 1995) napjainkra a Föld teljes népességének 60%-a város lakó, és 2025-re ez az arány a fejlett ipari országok esetében 80% –ra is nőhet (Douglas 1992). A lakosság növekedésével együtt nő a beépített területek aránya is, amelynek hatására a természetes élőhelyek átalakulnak, esetleg a városi peremterületeken izolált fragmentumok formájában fennmaradnak. A beépítettség rohamos növekedése és az ezzel járó fokozott természet-átalakítás miatt fontos vizsgálnunk az emberi zavarás élővilágra tett hatását annak érdekében, hogy kísérletet tehessünk a faji sokféleség megőrzésére.

Mindehhez először látnunk kell a város, mint ökoszisztéma általános jellemzőit: (a) magas népsűrűség, (b) magas beépítettség, üzleti, ipari és lakóövezetek formájában, (c) a természetes élőhelyek jelentős megváltozása, leromlása, pusztulása, (d) a környező területeknél magasabb hőmérséklet, városi „heat island” hatás (Lo & Quattrochi 2003, Wienert & Kuttler 2005), (e) az élővilág átalakulása: exotikus, invazív és generalista növény- és állatfajok megjelenése és térnyerése (Alaruiikka *et al.* 2002).

Az ember által okozott hatások, a városiasodással járó változások növelhetik az élőhelyek sokféleségét, amely a magasabb faji diverzitásban is megmutatkozhat, szemben a

kevésbé zavart, természetes habitatokkal, noha a fajszám önmagában nem utal az élőhelyek minőségére (Eversham *et al.* 1996). Az új élőhelyeket általában kozmopolita és trópusi, szubtrópusi fajok kolonizálják, klímaövtől és esetenként a kontinenstől is függő mértékben (Niemelä *et al.* 2000; Zapparoli 1997).

A világ összes nagyvárosára jellemző, hogy a természetes refugiumoktól a városmagig haladva egy olyan urbanizációs grádiens alakul ki, amely természetes/természetközeli, az elővárosi/városperemi, és a városi kategóriákat foglalja magába (Niemelä *et al.* 2000, 2002). Ezek mentén jól vizsgálhatók az urbanizáció hatásai a helyi életközösségekre. Az elmúlt évtizedben hasonló vizsgálatok tárgyai voltak a növények (Guntenspergen & Levenson 1997), madarak (Parsons *et al.* 2000, hüllők (Germaine & Wakeling 2001), és több ízeltlábú csoport (pl. Zapparoli 1997, Alarukka *et al.* 2002, Niemelä *et al.* 2002, Ishitani *et al.* 2003, Weller & Ganzhorn 2004).

Egy nagyobb kutatási projekt (Danglobe) részeként arra a kérdésre kerestük a választ, hogy melyek az urbanizáció hatásai a szárazföldi ászkarákok (Isopoda, Oniscidea) biodiverzitására a dániai Sorø városban, és annak környékén. A város mérete és lakóinak száma elmarad a nagyvárosokétól amelyek az urbanizációs vizsgálatok elsődleges célpontjai. Sorø-ben az urbanizáció vélhetően az erdő-fragmentációban, a beépítettségben és a park kezelésében mutatkozik meg erőteljesebben, míg a „hősziget” (heat island) hatás vélhetően – pl. a parkot övező tó puffer-hatása miatt – nem lehet jelentős.

Alapkérdésünk az volt, hogy miként alakulnak a taxon fajgazdagság, egyedszám- és diverzitás viszonyai az urbanizáció fokának függvényében? Vizsgálataink aktualitását az adja, hogy csak kevés adattal rendelkezünk (Magura *et al.* 2006), különösen Dániából, mivel itt az elmúlt negyven évben nem végeztek vizsgálatokat ászkarákokon. Ugyanakkor a taxon funkcionális szempontból is nagy jelentőségű a talajlakó makrolebontó közösség összetételében.

Az európai mérsékelt és hideg klímájú városi élőhelyek ászkaegyüttesei sok más gerinctelen csoporthoz viszonyítva általában fajszegények, mert legtöbbször ugyanazok az euriók és/vagy szünantróp fajok [pl. *Armadillidium vulgare* (Latreille, 1804), *Porcellionides pruinosus* (Brandt, 1833), *Porcellio scaber* Latreille, 1804 képezik az alapfaunát (Gruner 1966).

A sorø-i ászkarák együttesek vizsgálatok a következő, Globenet vizsgálatok összefüggésében más taxonra (pl. futóbogarak, (Magura *et al.* 2004, Elek & Lövei 2005) feltett hipotéziseket teszteltük: (a) a diverzitás a közepes mértékű zavarásnak kitett területen a legnagyobb [„Intermediate Disturbance Hypothesis” (Connell 1978)]; (b) a diverzitás a nagyobb zavarás irányába csökken, [„Increasing Disturbance Hypothesis” (Gray 1989)]; (c) a zavartabb élőhelyek (szuburbán, urbán) szegények szűk tűrésű specialistákban, de gazdagabbak tágtűrűsű és behurcolt fajokban.

Módszerek

A vizsgálati terület és a mintavételi módszer

A 6996 fő (2003) lakosú Sorø városa a dániai Nyugat-Zealand megyében található. A várost intenzív művelésű mezőgazdasági területek övezik és az eredetileg folytonos vegetáció (bükkös) csak izolált fragmentumokban maradt fenn. A vizsgált erdőfolt, amely egyben Dánia utolsó nagyobb egységben megmaradt lombhullató erdeje, Sorø városától 1,5 km-re található. Az erdei élőhely az erősen záródó lombkoronaszinttel és gyér cserje, illetve gypesszinttel jellemezhető.

A szuburbán terület Sorø kertvárosi övezetében, egy bükkös erdőfoltban található. A terület jellegében jelentősen eltér az erdőtől: családi házak, egy temető, aszfaltozott és aszfaltozatlan utak és árkok találhatók itt. A gypesszint fejlett, és az egykori erdőre csak néhány út menti idős bükk emlékeztet.

Az Urbán mintavételi területnek egy parkot választottunk a Sorø Akademi területén, amely szintén egykori bükkös erdő helyén található. A parkosítás következtében a természetes vegetációt jórészt gondozott gyepek és egzotikus fák, cserjék váltották fel. A parkot részben egy tó határolja.

A mintavételezést 2004. áprilisától 2004. októberéig a Globenet protokollnak megfelelően (Niemelä *et al.* 2000) végeztük: összesen 120 (3×40) talajcsapdát helyeztünk le három eltérő zavartságú területen, amelyeken belül egyenként négy mintavételi helyet jelöltünk ki. Az egyes mintavételi területeken 10-10 talajcsapdát alkalmaztunk 2×5-ös vonalban. A foltok min. 50 m-re, az egyes csapdák min. 10 m-re voltak egymástól. A csapdák ürítése kéthetente történt. Jelen közleményben négy gyűjtési periódus (május 6–21.; július 2–19.; augusztus 16–30.; szeptember 23. – október 11.) anyaga alapján kapott eredményeket értékeljük. Ezen időpontok jól reprezentálják az ászkák fő aktivitási periódusait (pl. Farkas 1998).

Adatelemzés

A diverzitások számításához Simpson, Shannon-Wiener és Berger-Parker indexeket használtuk (Magurran 2003). A Simpson és a Berger-Parker indexek értékét leginkább a legnagyobb abundanciájú faj befolyásolja, míg a Shannon-Wiener index inkább ritka fajokra érzékenyebb (Magurran 2003). A hierarchikus klaszter analízis a NuCoSa programcsomaggal (Tóthmérész 1993) készült, egyszerű lánc (single linkage) módszerrel, Czekanowsky – Czekanowsky – Bray-Curtis távolságfüggvényt használva. A 12 csapdacsoport adatait hierarchikus ANOVA módszerrel elemeztük, hogy megállapíthassuk az általunk felállított három fajcsoport elterjedésében és gyakoriságában megmutatkozó különbségeket. Post-hoc tesztként Fisher – LSD (legkisebb szignifikáns különbség próba) tesztet alkalmaztunk, $p < 0.001$ szignifikancia szinten. A számításokat a Statistica 7.0 programcsomaggal végeztük (Statsoft 2004).

Eredmények

Fajösszetétel

Gyűjtéseink során hét ászkafajt találtunk a soro-i urbanizációs grádiens mentén (1. táblázat). Ezek közül a területen egyeléssel gyűjtött, gyakori *Trichoniscus pusillus* Brandt, 1833 fajt nem vontuk be az elemzésbe, mivel ez a faj méreténél és életmódjánál fogva talajcsapda gyűjtéssel ritkán mutatható ki. A többi, felszínen mozgó ászkafaj fogási számai (30 904) jóval meghaladják a hasonló protokoll alapján kapott eredményeket (Magura *et al.* 2006). Az élőhelyek ászkaegyütteseinek fajösszetételében nem találtunk különbséget.

Abundancia

Az ászkafajok abundanciája (1. táblázat) a természetes bükkösben volt a legalacsonyabb (3077), amely egy nagyságrenddel kisebb a szuburbán (11719) és a városi (16108) élőhelyekénél. A legnagyobb gyakorisággal fogott faj a *Porcellio scaber* (az összes fogás 39%-a) volt, amelyet az *Oniscus asellus* (34%), és *Philoscia muscorum* (21%) követett. Az egyes fajok egyedszámaiban, a *P. muscorum* kivételével, szignifikáns különbség mutatkozott az élőhelytípusok között.

A gyakoriságok alapján a fajok három csoportra oszthatók:

1. Domináns fajok, amelyek nagy egyedszámban a zavartabb (urbán, szuburbán) élőhelyeken élnek (*P. scaber*, *O. asellus*);

2. Gyakori fajok: amelyek elterjedését lokális skálán az élőhelyek zavartsági foka jelentősen nem befolyásolja (*P. muscorum*);

3. Kis egyedszámú fajok: *L. hypnorum*, *T. rathkii*, *A. vulgare*, melyek előfordulását – az adott éghajlati viszonyok mellett – vélhetően elsősorban mikro-élőhelyi szinten ható, esetleg mintavételi tényezők befolyásolják.

A fenti csoportosítás alapján elvégzett hierarchikus ANOVA elemzés eredményeiből (2. táblázat) látható, hogy a domináns, és a gyakori fajok a zavartabb élőhelyek irányába mutatnak preferenciát, míg a kis egyedszámú fajok elsősorban az átmeneti zónát kedvelik.

1. táblázat. Ászkarakok (Isopoda, Oniscidea) fajszaám, összegyedszám és diverzitás értékei a három élőhelytípusban, a dániai Sorø városban és környékén, 2004-ben.

	<i>Élőhelyek</i>		
	városi park	szuburbán erdőfolt	természetes erdő
Fajszaám	6	6	6
Egyedszám	16108	11719	3077
Shannon-Wiener	1.104	1.261	0.736
Simpson	0.371	0.334	0.566
Berger-Parker	0.482	0.412	0.743

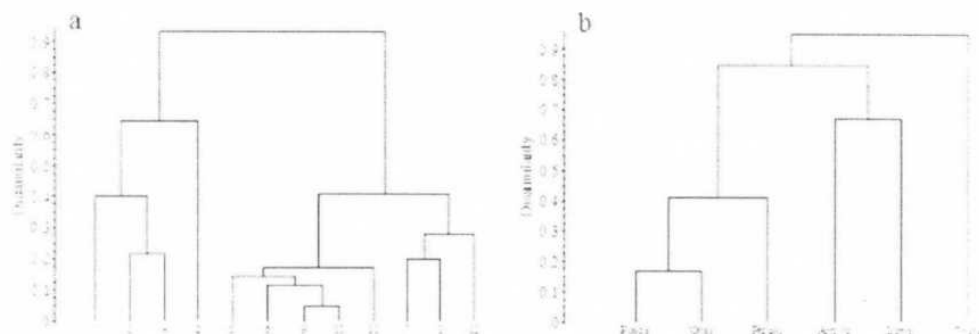
2. táblázat. A három gyakorisági kategóriához tartozó fajcsoport összehasonlítása az egyedszámok és az elterjedés (élőhelyek) alapján (hierarchikus ANOVA)

	<i>df</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>Fisher-LSD-test</i>
domináns					
Grádiens	2	882392.6	7.62	<0.01	Erdő < Szuburbán = Urbán
Csapdahelyek	9	115797.8	4.37973	.000069	
Hiba	108	26439.50			
gyakori					
Grádiens	2	31345.81	10.44	<0.001	Erdő < Szuburbán = Urbán
Csapdahelyek	9	3001.89	4.02205	.000184	
Hiba	108	746.3593			
alacsony egyedszámú					
Grádiens	2	8352.108	16.25	<0.001	Szuburbán > Erdő = Urbán
Csapdahelyek	9	513.750	3.53669	.000708	
Hiba	108	145.2630			

A hierarchikus klaszter analízis alapján (1/a. ábra) nincs elkülönülés az urbán és szuburbán csapdacsoportok ászkaegyüttesek összetételében, míg a természetes élőhely ebből a szempontból elkülönül. Az egyes fajok mintavételi helyek (10-es csapdacsoportok) szerinti elterjedésének összehasonlítása során (1/b ábra) azok különíthetők el egy csoportként, amelyek elterjedése a legszélesebb: minden mintahely minden 10-es csapdacsoportjában jelen vannak (*P. scaber*, *O. asellus*, *P. muscorum*). Ettől elválnak azon fajok (*A. vulgare*, *L. hypnorum*, *T. rathkii*) amelyek jelenléte aggregáltabb, valamely urbanizációs kategóriához köthető: a *L. hypnorum* elsősorban a szuburbán élőhelyeken, míg a *T. rathkii* a városi parkban volt gyakori.

Diverzitás

Az élőhelyek ászkarák együtteseinek diverzitása mindhárom index alapján jelentősen különbözött. A „közepes zavarás hipotézist” a Shannon-Wiener diverzitás számítás eredménye támogatja, míg a „növekedő zavarás hipotézis” nem igazolódott. A (c) hipotézis, miszerint a zavartabb élőhelyek gazdagabbak kozmopolita és behurcolt fajokban, csak részben igazolódott, mert a kozmopolita *A. vulgare* és *P. scaber* egyedeinek 95%, illetve 99%-a a zavartabb élőhelyekről került elő, de behurcolt ászkafajt nem sikerült kimutatnunk a területről.



1. ábra. A három vizsgált élőhely hasonlósága az Isopoda együttesek összetétele alapján (a) és az ászkafajok hasonlósága az egyes élőhelyeken mutatott egyedszámok alapján (b), a dániai Sorø városban és környékén, 2004-ben. Jelmagyarázat: (a): 1–4: természetes erdő; 5–8: szuburbán élőhely; 9–12: városi park, (b): Posca: *Porcellio scaber*; Onas: *Oniscus asellus*; Pmus: *Philoscia muscorum*; Armvu: *Armadillidium vulgare*; Lhyp: *Ligidium hypnorum*; Trara: *Trachelipus rathkii*.

Megvitatás

Több, gerincteleneken elvégzett hasonló vizsgálat eredményével (pl. Niemelä *et al.* 2002, Venn *et al.* 2002, Gaublomme *et al.* 2006, Sadler *et al.* 2006) ellentétben nem találtunk eltérést a vizsgált három élőhelyi kategória ászka együtteseinek összetételében. A dániai vizsgálat azt igazolta, hogy az emberi zavarás hatása az élőhelytípusok szintjén a domináns fajok egyedszám különbségeiben, és nem az ászkaegyüttesek összetételében nyilvánul meg. A három elkülöníthető csoportból az első a domináns fajoké. Ezek a fajok Dániában őshonosak, és Észak-Európában széles körben elterjedtek (Gruner 1966, Meinertz 1964). Meinertz (1950) kiemeli, hogy a *P. scaber* Dániában elsősorban a zavartabb, és a szárazabb élőhelyeken, míg az *O. asellus* elsősorban a lombhullató erdőkben, és kisebb arányban a lakott területeken fordul elő. Vizsgálataink alapján e két domináns faj jelentős egyedszáma a zavart területeken összefügghet a bükköstől különböző, nagyobb mozaikossággal és változatosabb táplálékkínálattal. A második csoportot (gyakori fajok) egyedül a *P. muscorum* alkotja, amelyet Meinertz (1950) Dániában a természetes területek őshonos fajaként említ. Ez a faj gyűjtéseink során mindhárom élőhelyi kategóriában előfordult, ráadásul hasonló gyakorisággal. Ezek alapján vélhetjük, hogy az általunk vizsgált skálán egyik élőhely típus irányába sincs kimutatható preferenciája. A harmadik csoportba sorolt, alacsony egyedszámú fajok (*L. hypnorum*, *T. rathkii*, *A. vulgare*) előfordulása és abundanciája a zavartabb élőhelyeken a legmagasabb, azon belül is kiemelkedő a szuburbán zónában. Ezek a fajok kis egyedszámuk alapján kerültek egy csoportba, és éppen emiatt nem vonhatunk le

egyértelmű következtetéseket az urbanizációra adott válaszukról. A futóbogarakon leírt (Tóthmérész & Magura 2005) habitat affinitási indexek új lehetőséget adnak arra nézve, hogy megállapíthassuk az ászka együttesek ökológiai karakterét, ám még a Sorø-ben kimutatott viszonylag kis számú fajnak sem tudunk egyértelmű affinitási értékeket adni a több mint 40 éves dániai, és az ezekkel egyidős dél-skandináv adatok alapján.

A hierarchikus klaszter analízis eredményei alapján azt a következtetést vonhatjuk le, hogy az ászkarákók szempontjából az urbán és szuburbán területek élőhelyek hasonlóak voltak. Mindazonáltal a kis egyedszámú („ritka”) fajok jelenléte felhívja a figyelmet arra, hogy az általunk vizsgált skála (rural-szuburbán-urbán grádiens) mellett az adott élőhely mikro-mozaiakosságából fakadó különbségekkel is számolnunk kell. Erre jó példa *L. hypnorum*, amelynek adatai a vizsgálati területünkön a szuburbán területhez köthetők, de az irodalmi adatok (Meinertz 1964) alapján a faj elterjedése erősen kötődik az állandóan vizes élőhelyekhez, még a humid klímájú Dánián belül is (Meinertz 1950, Gruner 1966). Miután a szuburbán csapdahelyek közelében vizesárok húzódik, feltehető, hogy az *L. hypnorum* élőhely választását is ez, semmint a terület zavartsági foka határozta meg. Ez a tény több korábbi tanulmány (Savard *et al.* 2000, Weller & Ganzhorn 2004) tapasztalatait támasztja alá, miszerint a megfelelő, esetünkben az eddigieknél sokkal finomabb skálán szükséges a kapott eredményeket értelmezni.

Hipotézisünkkel ellentétben a sorø-i vizsgálatok nem mutattak ki olyan fajokat, amelyek a melegebb égtájról behurcolva sikeresen kolonizálták volna a hűvösebb klímájú, északi város élőhelyeit. Ennek bizonyára biogeográfiai okai vannak, hiszen a vizsgált terület földrajzilag és makroklímájában is távol esik a Mediterráneumtól és a Közel-Kelettől, amelyek az endemizmusok alapján az Oniscidea taxon fontos fajképződési centrumjának tekinthetők (Pl. Sfenthourakis & Giokas 1998). Görögországban csupán az *Armadillidium* genus fajaiból 55 ismert (Schmalfuss 2000), ezzel szemben a Németalföldön és Skandináviában az eddig kimutatott ászkafajok száma csak az üvegházi, behurcolt fajokkal együtt haladja meg a harmincat (Meinertz 1950, Wouters *et al.* 2000, Berg & Wijnhoven 1998). A közbeső területek városi élőhelyeiről, például Magyarországról (Korsós *et al.* 2002, Farkas 2005, Vilisics 2005) vagy Csehországból (Flasarová 1968, 1995) már vannak feljegyzések mediterrán fajok megtelepedéséről. Ezek alapján feltételezhető, hogy Európában az urbanizált területek behurcolt mediterrán fajainak aránya a mérsékelt éghajlatú területeken nagyobb, míg az északi országokban már csak az üvegházakra korlátozódik. Mindezen feltevéseket módosíthatja az a tény, hogy a vizsgált város mérete meg sem közelíti az általában vizsgált városokét (pl. Hamburg, Helsinki), és kis városokra vonatkozó előzetes tapasztalatok híján mi nagyvárosi viszonyokra alkalmazott hipotéziseket teszteltünk. Sorø-ben a bevezetésben ismertetett főbb urbanizációs hatások közül a város méreténél fogva a természetes élőhelyek jelentős megváltozása, leromlása, pusztulása, illetve a magas beépítettség vehető figyelembe.

Összefoglalóan elmondhatjuk, hogy az Isopoda fajok válasza az urbanizációs folyamatokra, urbán és szuburbán területeken egyaránt, a jelentősen növekvő abundanciában jelentkezett, tehát az urbanizáció hatásai még a viszonylag kis számú lakosság mellett, és az adott vizsgálati területen egy fajszegény állatsoporton is kimutathatóak voltak.

A gyűjtések során előkerült hat faj mindegyike régről ismert Dániában (Meinertz 1934).

Elterjedésük a régió többi országát is érinti, ezért feltételezhető, hogy ebben a klímaöbven a németalföldi és a skandináv országok hasonló méretű városaiban az urbanizációs folyamatok hasonlóan hatnak az ászkarák együttesekre.

*

Köszönetnyilvánítás – Segítségükért köszönetet mondunk a Sorø Akademi Stiftelse-nek, és a Dán Mezőgazdaságtudományi Kutatóintézetnek; anyagi támogatást az OTKA T 043508, a Danish International School for Biodiversity Studies (ISOBIS) és a Magyar Ösztöndíj Bizottság (Eötvös ösztöndíj, Elek Z) biztosítottak.

Irodalomjegyzék

- Alaruikka, D., Kotze D. J., Matveinen K. & Niemelä J. (2002): Carabid beetle assemblages along a forested urban-rural gradient in southern Finland. – *J. Insect Conserv.* **6**: 195–206.
- Berg M. P. & Wijnhoven H. (1998): Landpissebedden. – *Wetenschappelijke Mededelingen KNNV* **221**: 1–80.
- Connell, J. H. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. – *Science* **199**: 1302–1310.
- Douglas, I. (1992): The case for urban ecology. – *Urban Nat. Mag.* **1**: 15–17.
- Elek, Z. & Lövei G. L. (2005): Ground beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages along an urbanisation gradient near Sorø, Zealand, Denmark. – *Entomologiske Meddelelser* **73**: 17–23.
- Eversham B. C., Roy D. B., Telfer, M. G. (1996): Urban industrial and other manmade sites as analogues of natural habitats for Carabidae. – *Ann. Zool. Fenn.* **33**: 149–156.
- Farkas, S. (1998) Population dynamics, spatial distribution, and sex ratio of *Trachelipus rathkei* Brandt (Isopoda: Oniscidea) in a wetland forest by the Drava River. – *Isr. J. Zool.* **44**: 323–331.
- Farkas, S. (2005): Data to the knowledge of the terrestrial isopod (Isopoda: Oniscidea) fauna of Baranya county (Hungary: South Transdanubia). – *Acta Agraria Kaposváriensis* **9**: 67–86.
- Flasarová, M. (1968): *Buddelundiella cataractae* Verhoeff, 1930, in der Tschechoslowakei (Isopoda, Oniscoidea). – *Crustaceana* **11**: 33–44.
- Flasarová, M. (1995): Die Isopoden Nordwestböhmens (Crustacea: Isopoda: Asellota et Oniscidea). – *Acta Scientiarum naturalium* (Brno) **29**: 1–156.
- Germaine S. S. & Wakeling, B. F. (2001): Lizard species and habitat occupation along an urban gradient in Tucson, Arizona, USA. – *Biol. Cons.* **97**: 229–237.
- Gray, J. S. (1989): Effects of environmental stress on species rich assemblages. – *Biol. J. Linn. Soc.* **37**: 19–32.

- Gaublomme, E., Dhuyvetter, H., Verdyck, P. & Desender, K. (2005): Effects of urbanisation on carabid beetles in old beech forests. – In: Lövei, G. L. & Toft, S. (eds.): *European Carabidology 2003. Proceedings of the 11th European Carabidologists' Meeting. DIAS Report, Flakkebjerg*, pp. 111–123.
- Gruner, H. E. (1966): *Krebstiere oder Crustacea. V. Isopoda*. – In: Dahl, F. (szerk): *Die Tierwelt Deutschlands, Teil 53, 2. Lieferung*. Gustav Fischer Verlag, Jena, pp. 151–380.
- Guntenspergen, G. R. & Levenson, J. B. (1997): Understory plant species composition in remnant stands along an urban-rural land use gradient. – *Urban Ecosyst.* **1**: 155–169.
- Ishitani, M., Kotze, D. J. & Niemelä, J. (2003): Changes in carabid beetle assemblages across an urban-rural gradient in Japan. – *Ecography* **26**: 481–489.
- Korsós, Z., Hornung, E., Szlávecz, K. & Kontschán, J. (2002): Isopoda and Diplopoda of urban habitats: new data to the fauna of Budapest. – *Annl. hist.-nat. natn. hung.* **94**: 193–208.
- Lo, C. P. & Quattrochi, D. A. (2003): Land-use and land-cover change, urban heat island phenomenon, and health implications: A remote sensing approach. – *Photogramm. Eng. Rem. S.* **69(9)**: 1053–1063
- Magura, T., Tóthmérész, B., Molnár, T. (2004): Changes in carabid beetle assemblages along an urbanisation gradient in the city of Debrecen, Hungary. – *Landscape Ecol.* **19**: 747–759.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Molnár, T. (2005): Species richness of carabids along a forested urban-rural gradient in eastern Hungary. – In: Lövei, G. L. & Toft, S. (eds.): *European Carabidology 2003. Proceedings of the 11th European Carabidologists' Meeting. DIAS Report, Flakkebjerg*, pp. 209–217.
- Magura T., Tóthmérész, B. Hornung, E. (2006): Az urbanizáció hatása talajfelszíni izeltlá-búakra. – *Magyar Tudomány*, pp. 705–708.
- Magurran, A. E. 2003. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science, Oxford, pp. 260.
- Meinertz, T. (1934): Die Landisopoden Dänemarks. II. Die Onisciden. – *Zoologische Jahrbücher, Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere* **66**: 211–284.
- Meinertz, T. (1950): The distribution of the terrestrial isopods in Denmark and some remarks on their distribution in the neighbouring countries. – *Videnskabelige Meddelelser fra dansk naturhistorisk Forening* **112**: 165–223.
- Meinertz, T., (1964): The distribution of the terrestrial isopods in Denmark up to 1963. – *Videnskabelige Meddelelser fra dansk naturhistorisk Forening* **126**: 465–496.
- Niemelä, J., Kotze, D. J., Ashworth, A., Brandmayr, P., Desender, K., New, T., Penev, L., Samways, M., & Spence, J. (2000): The search for common anthropogenic impacts on biodiversity: a global network. – *J. Insect Conserv.* **4**: 3–9.
- Niemelä, J., Kotze, D. J., Venn, S., Penev, L., Stoyanov, I., Spence, J., Hartley, D. & Montes de Oca, E. (2002): Carabid beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) across urban-rural gradients: an international comparison. – *Landscape Ecol.* **17**: 387–401.
- Parsons, H., French, K. & Major, R. E. (2000): The influence of remnant bushland on the composition of suburban bird assemblages in Australia. – *Landscape Urban Plan.* **66**: 43–56.

- Sadler, J. P., Small, E. C., Fiszpan, H., Telfer, M. G. & Niemelä, J. (2006): Investigating environmental variation and landscape characteristics of an urban-rural gradient using woodland carabid assemblages. – *J. Biogeogr.*, **33**: 1126–1138.
- Savard J.-P.L., Clergeau, P. & Mennechez, G. (2000): Biodiversity concepts and urbaneco-systems. – *Landscape Urban Plan.* **48**: 131–142.
- Schmalzfuss, H. (2000): Distributional patterns in the Greek species of the terrestrial isopod genus *Armadillidium* Brandt, 1833. – *Belgian Journal of Zoology* **130**: 77–82.
- Sfenthourakis, S. & Giokas, S. (1998): A biogeographical analysis of Greek Oniscidean endemism. – *Isr. J. Zool.* **44**: 273–282.
- Statsoft 2004: The small book. Statsoft Inc., Tulsa, OK, USA.
- Tóthmérész, B. 1993: NuCoSa 1.0.: Number cruncher for community studies and other ecological applications. – *Abstracta Botanica* **17**(1–2): 283–287.
- Tóthmérész, B. & Magura, T. (2005): Affinity indices for environmental assessment using carabids. In: Lövei, G. L. & Toft, S. (eds.): *European Carabidology 2003. – Proceedings of the 11th European Carabidologists' Meeting. DIAS Report, Flakkebjerg*, pp. 345–352.
- Vandruuff, L. W., Leedy, D. L., & Stearns, F. W. (1995): Urban wildlife and human well-being. – In: Sukopp, H., Numata, M. & Huber, A (szerk.): *Urban Ecology as the Basis of Urban Planning*. SPB Academic Publishing, Hága, Hollandia, pp. 203–211.
- Venn, S. J., Kotze, D. J. & Niemelä, J. (2003): Urbanization effects on carabid diversity in boreal forests. – *Eur. J. Entomol.* **100**: 73–80.
- Vilisics, F. (2005): Új fajok és ritkaságok Magyarország terestrisi ászkafaunájában (Isopoda, Oniscidea). Összefoglaló cikk, IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium, Budapest, pp. 479–485.
- Weller, B. & Ganzhorn, J. U. (2004): Carabid beetle community composition, body size, and fluctuating asymmetry along an urban-rural gradient. – *Basic Appl. Ecol.* **5**: 193–201.
- Wienert, U. & Kuttler, W. (2005): The dependence of the urban heat island intensity on latitude – A statistical approach. – *Meteorologische Zeitschrift* **14** (5): 677–686
- Wouters, K., Tavernier, J. & Meurisse, L. (2000): Distribution and bibliography of the terrestrial Isopoda of Belgium. – *Bulletin de l'Institut royal des Sciences naturelles de Belgique* **70**: 193–205.
- Zapparoli, M. (1997): Urban development and insect biodiversity of the Rome area, Italy. – *Landscape Urban Plan.* **38**: 77–86.

Abundance changes in terrestrial isopod assemblages along an urban-rural gradient in Denmark

Ferenc Vilisics¹, Erzsébet Hornung¹, Zoltán Elek^{1,2}, Gábor Lövei²

¹*Szent István University, Faculty of Veterinary Science, Department of Zoology*

²*Department of Integrated Pest Management, Danish Institute of Agricultural Sciences, Flakkebjerg Research Centre, Slagelse, Denmark*

We studied the species composition and abundance relations in isopod assemblages along an urbanisation gradient in Sorø, Denmark. We assumed a positive response for the increasing disturbance hypothesis or the intermediate disturbance hypothesis. We also predicted that cosmopolitan and exotic species gain dominance in the urban sites. Our results gave mixed support to these predictions. Species richness and species composition were the same along the gradient, but the abundance values were significantly higher in urban and suburban sites than in the forest. Hierarchical clustering separated the rural woodlice assemblage but the isopod assemblages of suburban and urban sites did not separate to distinct groups.

Key-words: terrestrial isopods, Isopoda, urbanisation disturbance gradient, species richness, abundance, diversity

Környezetkímélő növényvédelem hatása futóbogár-együttesek (Coleoptera: Carabidae) fajösszetételére és biodiverzitására

Kutasi Csaba¹, Markó Viktor²

¹Bakonyi Természettudományi Múzeum

8420 Zirc, Rákóczi tér 1. e-mail: entomologia@bakonymuseum.koznet.hu

²Budapesti Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Kar, Rovartani Tanszék

1118 Budapest, Ménesi u. 44. e-mail: viktor.marko@uni-corvinus.hu

Összefoglaló: Talajfelszíni futóbogár-együttesek védelmének lehetőségeit vizsgáltuk egy széles hatásspektrumú inszekticidekkel kezelt (hagyományos), egy főként szelektív inszekticidekkel kezelt (integrált), és egy művelés alól kivont (felhagyott) almaültetvényben, három éven keresztül, Újfehértón. A talajcsapdákkal összesen 65 futóbogár faj 2 272 egyedét gyűjtöttük. A gyakori fajok csökkenő sorrendben a következők voltak: *Harpalus distinguendus*, *Amara anthobia*, *Calathus erratus*, *Harpalus rufipes*, *Harpalus tardus*. Az üzemi ültetvények futóbogár együtteseinek összetételükben elkülönülnek a felhagyott ültetvénytől. Az üzemi ültetvényeken belül, az integrált növényvédelmi kezelés hatására fajgazdagabb és diverzebb futóbogár-együttesek alakultak ki, mint a széles hatásspektrumú inszekticidekkel kezelt ültetvényben. Ugyanakkor, minthogy a domináns faj, a *H. distinguendus* kompenzálta a nagyobb inszekticid terhelést, az egyedsűrűségben nem tapasztaltunk eltérést.

Kulcsszavak: Futóbogár, almaültetvény, integrált növényvédelem, inszekticid, *Harpalus distinguendus*

Bevezetés

A futóbogarak általában a talajszinten kialakult koleoptera-együttesek meghatározó csoportját alkotják. A fajok nagyobb része ragadozó, ezért a kártevők szabályozásában is fontos szerepet játszanak, de emellett mint bioindikátorok is jelentősek. Az élőhely minőségét befolyásoló antropogén hatásokra érzékenyen reagálnak, ezért gyakran használják őket a környezetszennyezés kimutatására, az élőhelyek természetvédelmi szempontú osztályozására (Huber et al. 1987, Maurer 1974, Lövei, Sunderland 1996). A biodiverzitás indikátorai-ként szintén jól használhatók, valamint számos védett és vörös könyves faj akad közöttük (Merkl, Kovács 1997, Varga et al. 1990).

A hazai almaültetvényekben is nagy számban fordulnak elő (Kutasi et al. 2001, Markó & Kádár 2005, Mészáros et al. 1984). A nagy egyedszám mellett fajgazdagságuk is jelentős, a magyarországi almaültetvényekben a hazai futóbogár fauna 40 %-a megtalálható (Kutasi et al. 2004). Gyümölcsültetvényekben a csökkentett szerterhelés hatását a futóbogár-együttesekre többen vizsgálták (Epstein et al. 2001, Markó & Kádár 2005, Paoletti et al. 1996, Pearsall & Walde 1995).

Hazánkban eddig csak Kecskemétről közöltek ilyen vizsgálatokat (Markó & Kádár 2005). Célunk volt, egy másik hazai régióban (Újfehértó) megfigyelni a környezetkímélő növényvédelmi technológia futóbogarakra kifejtett hatásait, miközben egy művelés alól kivont, és egy hagyományos kezelésű ültetvényben is végeztünk gyűjtéseket. Célunk volt a

különböző kezelések hatására kialakult futóbogár-együttesek fajgazdagságának, abundanciájának és diverzitásának vizsgálata, valamint az együttesek dominancia és fajösszetételének összehasonlítása.

Anyag és módszer

Három éven keresztül (1999–2001) vizsgáltuk különböző művelésmódok hatását almaültetvények futóbogár-együtteseire, Újfehértón. Kutatásainkat három területen végeztük: egy hagyományosan, széles hatásspektrumú inszekticidekkel kezelt, egy környezetkímélő, integrált növényvédelemben részesített, főként szelektív inszekticidekkel kezelt és egy művelés alól kivont, felhagyott ültetvényben.

Mindhárom ültetvény homoktalajra lett telepítve és környezetük is hasonló volt, főleg hagyományos kezelésben részesített gyümölcsösök, távolabb gabona (rozs, zab és árpa) kultúrák vették körül őket. A hagyományos kezelésű ültetvény 7 hektáron terült el, 1985-ben telepítették, az almafák 7×4-es kötésben helyezkedtek el. Az integrált kezelésű ültetvény 8 hektáros volt, az almafákat 1992-ben, 5×2-es kötésbe ültették. A felhagyott ültetvény 0,4 hektáron terült el, 1970-ben telepítették, a gyümölcsfák 7×4-es kötésben helyezkedtek el, gypesztíntjét és az ültetvény közvetlen környezetét magas kórós gyomtársulás borította. A hagyományos és az integrált kezelésű ültetvényben a következő fajták fordultak elő: Jonathan, Starking és Golden Delicious. A felhagyott ültetvényben a Jonathan és a Starking fajtákat tudtuk azonosítani. Az integrált kezelésű ültetvényben csepegtető öntözést alkalmaztak, a másik két területen mesterséges vízpótlás nem volt. A művelt ültetvények sorközéiben mechanikai gyomszabályozást végeztek. A hagyományos kezelésű ültetvényben szerves foszforsav-észterekkel és piretroidokkal évente 15 – 16 alkalommal védekeztek a kártevők ellen. Az integrált ültetvényben környezetkímélő peszticideket használtak, bár alkalmaztak az integrált termesztésben korlátozottan használható, némileg toxikusabb, sárga jelzésű szereket is. A vizsgálatok megkezdésekor az integrált kezelésű ültetvény, már 4-5 éve kisebb szerterhelésben részesült, mint a hagyományos ültetvény. A felhagyott ültetvényt a vizsgálatok megkezdésekor már 5 éve nem művelték.

A gyűjtéseket talajcsapdákkal végeztük. Ezek 8 cm átmérőjű műanyag poharak voltak, melyeket az ültetvény belsejében a fasorokba, egymástól legkevesebb 5 méterre helyeztünk le. A csapdák etilénlikol 30 %-os vizes oldatát tartalmazták, a csapadék és a kiszáradás ellen minden csapdát alumínium tetővel láttunk el, amely a csapda fölé 5–10 cm-re került. Minden ültetvényben 6 talajcsapda üzemelt, a mintákat három éven keresztül (1999–2001) április hó utolsó dekádjától október hó végéig kétheti gyakorisággal vettük.

A futóbogár-együttesek ökológiai mutatói közül kiszámoltuk az évenkénti és kezelésenkénti egyenletességet, a Berger-Parker dominancia-index értékeit, a Shannon-diverzitást és a fajkicserélődést az egymást követő évek között. Kétszemponos, robusztus ANOVA (Welch teszt és Johansen teszt) eljárással vizsgáltuk az eltérő művelési módok (felhagyott, integrált, hagyományos) és az eltérő évek hatását a futóbogár-együttesekre.

Ültetvényenként és évenként vizsgáltuk a futóbogár együttesek faj- és egyedszámának, valamint a domináns fajok egyedszámának csapdánkénti alakulását. Ezen értékek összeha-

sonlítását, az elméleti szórások (O'Brien próba és Levene próba), majd az elméleti átlagok egyenlőségének (varianciaanalízis, illetve Welch, James és Brown-Forsythe próba) tesztelésével végeztük. Amennyiben az elméleti átlagok szignifikánsan különböztek, az egyes mintákat páronként Tukey-Kramer eljárással hasonlítottuk össze. A statisztikai értékelést Ministat 3.2 programmal végeztük (Vargha, Czigler 1999), melynél az alapadatok tízes alapú logaritmusával számoltunk, ezzel csökkentve a szórást.

A különböző kezelések mellett kialakuló futóbogár-együttesek hasonlóságának vizsgálatára a főkoordináta módszert (PCoA, single-link) használtuk (Syntax 2000 számítógépes programcsomag, Podani 1993). Szimilaritási függvényként a Horn, illetve a Jaccard hasonlósági indexeket alkalmaztuk (Krebs 1989).

A diverzitásrendezést (Tóthmérész 1996, 1997) a Rényi-diverzitásmutató alkalmazásával, a Divord 1.09-es programcsomag segítségével végeztük. Az egyes α paraméterekhez tartozó eltérő diverzitási értékeket t-próbával hasonlítottuk össze.

Eredmények

A három év alatt talajcsapdákkal összesen 65 futóbogár faj 2 272 egyedét gyűjtöttük. A leggyakoribb faj a *Harpalus distinguendus* (Duftschmid, 1812) volt 45%-os dominanciával, melyet a *Harpalus rufipes* (De Geer, 1774) követett. Az egymást követő években a felhagyott ültetvényben a *Calathus erratus* (C. R. Sahlberg, 1827), az *Amara anthobia* A. Villa et J.B. Villa, 1833, és a *Harpalus tardus* (Panzer, 1797), az integrált kezelésű ültetvényben a *H. rufipes* és a *H. distinguendus*, a hagyományos kezelésű ültetvény mindhárom évében pedig a *H. distinguendus* volt a domináns faj (1. táblázat).

Mindhárom évben a legtöbb fajt a felhagyott ültetvényben fogtuk, a Berger-Parker dominancia-index értéke pedig a hagyományos ültetvényben volt a legnagyobb (1. táblázat). A csapdánkenti fajszám a felhagyott ültetvényben volt a legnagyobb, szignifikáns módon nem tért el ($p > 0,1$) az integrált módon kezelt ültetvényben megfigyeltelettől, azonban mindkét ültetvény futóbogár-együttese szignifikánsan ($p < 0,01$) fajgazdagabb volt, mint a hagyományos kezelésű ültetvény együttese. A csapdánkenti egyedszám az integrált ültetvényben a felhagyott ültetvényhez hasonlóan nagy volt ($p > 0,1$) és szignifikánsan ($p < 0,05$) eltért a kisebb értékeket mutató hagyományos ültetvényétől.

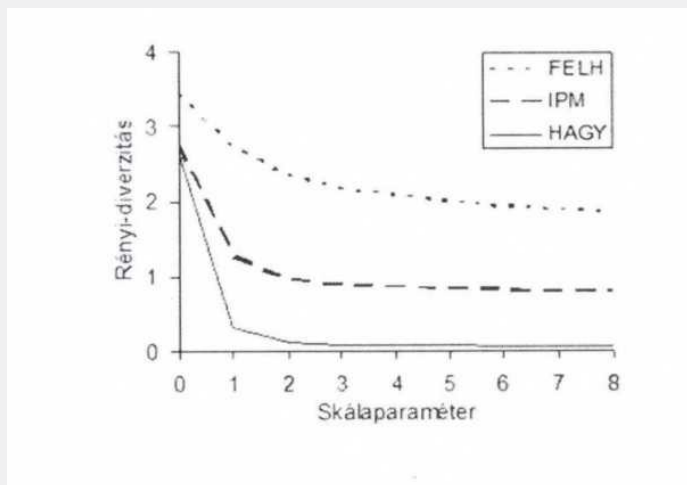
Az 1. táblázatban látható, hogy a felhagyott ültetvényben legnagyobb a fajszám, és az 1999-es évtől eltekintve, a Shannon-diverzitás és az egyenletesség. 1999-ben a diverzitás és az egyenletesség az integrált módon kezelt ültetvényben volt a legnagyobb.

A Rényi-diverzitás értéke az integrált kezelésű ültetvényben, mindhárom évben, minden skálaparaméternél szignifikánsan nagyobb volt, mint a hagyományos kezelésű ültetvényben. 2000-ben (1. táblázat, 1. ábra) és 2001-ben felhagyott ültetvény futóbogár-együttesének diverzitása volt minden skálaparaméternél szignifikánsan nagyobb a másik két ültetvényben megfigyelteknél. 1999-ben viszont a hagyományos és a felhagyott ültetvény diverzitása nem különbözött, és szignifikánsan kisebb volt, mint az integrált kezelésű ültetvény diverzitása (1. táblázat).

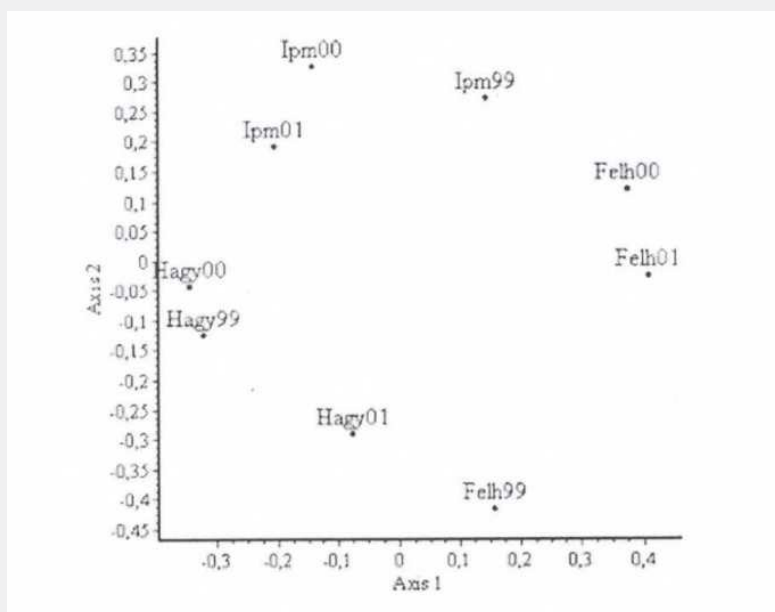
1. táblázat. Futóbogár-együttesek domináns fajai (%) és közösségszerkezeti mutatói évenként és kezelésként, almaültetvény, Újfehértó 1999-2001, a kezelések kódjai: FELH: felhagyott, IPM: integrált, HAGY: hagyományos)

Fajok	1999			2000			2001		
	FELH	IPM	HAGY	FELH	IPM	HAGY	FELH	IPM	HAGY
<i>Amara anthobia</i>	–	–	–	19	–	–	4,9	0,5	–
<i>Calathus erratus</i>	60	–	6,6	0,5	–	0,4	0,7	–	1,5
<i>Harpalus distinguendus</i>	–	28	61	1	49,4	95	1,4	26,8	48,8
<i>Harpalus rufipes</i>	1,8	32	15,1	12,7	37,1	1,5	13,3	44	34,6
<i>Harpalus tardus</i>	–	13,4	–	8	0,7	–	14	2,3	–
Egyedszám	162	97	106	189	415	522	143	387	254
Fajszám/6csapda	15	14	14	31	16	14	25	21	16
Fajszám/csapda	6	5,67	4,67	11,5	7,5	4,67	9,5	10	5,83
Shannon–diverzitás	1,48	1,92	1,43	2,73	1,27	0,32	2,43	1,75	1,38
Egyenletesség	0,54	0,72	0,54	0,78	0,46	0,12	0,75	0,57	0,5
Berger-Parker dom. index	0,6	0,32	0,61	0,19	0,49	0,95	0,14	0,27	0,49
Rényi diverzitás $\alpha = 2$	0,93	1,57	0,89	2,36	0,95	0,1	1,88	1,29	1,01
Rényi diverzitás $\alpha = 5$	0,63	1,32	0,61	1,99	0,83	0,07	1,41	1,01	0,85
Rényi diverzitás $\alpha = 8$	0,57	1,26	0,56	1,86	0,79	0,06	1,29	0,94	0,81
Fajkicserélődés	–	–	–	0,74	0,46	0,36	0,4	0,35	0,52

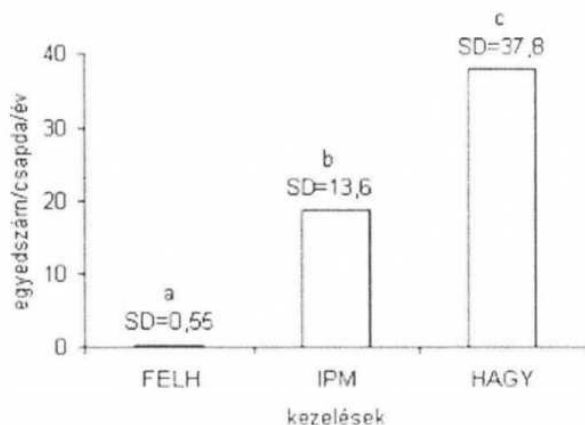
A együttesek fajösszetételének elemzése alapján (Jaccard-index) megállapítottuk, hogy mindhárom ültetvény futóbogár-együttese karakteresen eltér egymástól (2. ábra). A dominancia-viszonyok alapján (Horn-index) a felhagyott ültetvény együttese különül el erőteljesen a hagyományos és az integrált módon kezelt ültetvény futóbogár-együttesétől. Az egyedszámok 10-es alapú logaritmusával számolva a hagyományos és integrált blokk elválása is még kifejezettebb. Az ordináció eredményeihez hasonló eredményekre jutottunk a hierarchikus osztályozás (Jaccard-index, Horn-index) során is.



1. ábra. Futóbogár-együttesek Rényi-diverzitása kezelésenként 2000-ben. Jelmagyarázat: FELH: felhagyott, IPM: integrált, HAGY: hagyományos



2. ábra. Futóbogár-együttesek hasonlósága blokkonként és évenként Jaccard-indexszel. Jelmagyarázat: Hagy-hagyományos, Ipm-integrált, Felh-felhagyott ültetvény, 99–1999, 00–2000, 01–2001



3. ábra. A *Harpalus distinguendus* kezelésenkénti egyedszáma (eltérő betűk: $p < 0,01$). Jel-magyarázat: HAGY-hagyományos, IPM-integrált, FELH- felhagyott ültetvény, SD= tapasztalati szórás

A domináns fajok közül nagyobb számban a *H. rufipes*, a *H. distinguendus* és a *C. erratus* fajok fordultak elő, ezért ezeknek a fajoknak a csapdánkénti átlagos egyedszámait vizsgáltuk kezelésenként. A *C. erratus* szignifikánsan kötődött a felhagyott ültetvényhez ($p < 0,05$), a *H. rufipes* pedig a másik két ültetvényhez hasonlítva, az integrált módon kezelt ültetvényben fordult elő szignifikánsan nagyobb egyedszámban ($p < 0,01$). A *H. distinguendus* aktivitás-abundanciája, a nagyobb inszekticid terhelés ellenére, a hagyományos ültetvényben volt a legnagyobb, átlagos egyedszáma az integrált parcellától a felhagyott ültetvényig fokozatosan csökkent (3. ábra).

Megvitatás

Szemben Paoletti és munkatársainak (1996), valamint Markó és Kádár (2005) eredményeivel, vizsgálatainkban az integrált kezelésű ültetvényben nem nőtt a futóbogarak egyedsűrűsége. Fajonként elemezve az éves egyedszámokat azonban megállapíthatjuk, hogy egyetlen faj, a *H. distinguendus* egyedszáma nőtt jelentősen a hagyományos ültetvényben. A többi faj egyedeit összesítve, hasonlóan a Markó és Kádár (2005) vizsgálataihoz, az egyedszámok csökkenését tapasztaltuk a hagyományos kezelésekre hatására, az integrált ültetvényhez hasonlítva. Ezt a megállapítást erősíti, hogy az egy csapdára vetített fajsám is jelentősen kisebb volt a széles hatásspektrumú inszekticidek esetén, azaz kevesebb faj aktivitás-abundanciája érte el az észlelési küszöböt a hagyományos kezelésű ültetvényben. A fajsámra vonatkozóan eredményeink egybeeszenek Markó és Kádár (2005) eredményeivel.

Vizsgálatunkban a Shannon-diverzitás értéke mindig nagyobb volt az integrált kezelés, mint a hagyományos kezelés esetén. A Rényi-diverzitás vizsgálata hasonló eredményhez vezetett. Ezzel szemben Pearsall és Walde (1995) hasonló diverzitást talált a hagyományos és biológiai módon kezelt ültetvény esetén, míg Markó és Kádár (2005) vizsgálataiban a nagyobb inszekticid terhelés a nagyobb növényborítású mikrohabitatokban növelte, míg a kisebb borítású élőhelyeken csökkentette a diverzitást.

A futóbogár-együttesek mind a dominancia-viszonyok szempontjából, mind a fajösszetétel szempontjából elkülönültek. A fajösszetétel esetén a különbség elsősorban a fajszámok közötti eltérésből adódott, míg a dominancia-viszonyok esetén azok átrendeződéséről beszélhetünk, azaz egyes fajok eltérően reagáltak a különböző inszekticid terhelésre. Vizsgálatunkban a *H. distinguendus* egyedszáma a hagyományos növényvédelmű ültetvényben nagyobb volt, mint az integrált kezelésű ültetvényben, azaz ez a faj túlkompenzálta a nagyobb inszekticid terhelést. Hasonló tendenciát tapasztalt, a szegélyekről betelepülő több futóbogár faj esetén (*Harpalus serripes*, *H. tardus*, *Calathus erratus*, *H. rufipes*) Markó és Kádár (2005).

Összességében megállapíthattuk, hogy az üzemi ültetvények futóbogár-együttesei karakteresen eltértek a művelés alól kivont ültetvény együttesétől. A környezetkímélő, integrált növényvédelmi kezelés hatására fajgazdagabb és diverzebb futóbogár együttes alakult ki, mint a széles hatásspektrumú inszekticidekkel kezelt (hagyományos) ültetvényben. Az egyedszámok (aktivitás-abundanciák) esetén eltérő eredményeket kaptunk, mivel egyes fajok, a kezeléseik utáni gyors betelepüléssel kompenzálhatják, illetve túlkompenzálhatják a nagyobb szerterhelést. Ennek eredményeként az integrált kezelésű ültetvény futóbogár-együttesei, mind fajösszetételük, mind dominancia-viszonyaik szempontjából elkülönültek a hagyományos növényvédelemben részesített ültetvénytől.

Irodalomjegyzék

- Epstein, D. L., Zack, R. S., Brunner, J. F., Gut, L. & Brown, J. J. (2001): Ground beetle activity in apple orchards under reduced pesticide management regimes. – *Biological Control*, **21** (2): 97–104.
- Huber, C., Marggi, W., & Hänggi, A. (1987): Bewertung von Feuchtgebieten des Berner Seelandes anhand der Laufkäferfaunen (*Coleoptera*, *Carabidae*). – *Jahrb. Naturhist. Mus. Bern*, **9**: 125–142.
- Kutasi, Cs., Balog, A. & Markó, V. (2001): Ground dwelling *Coleoptera* fauna of commercial apple orchards. – *Integrated Fruit Production. IOBC/wprs Bulletin*, **24**: 215–219.
- Kutasi, Cs., Markó, V. & Balog, A. (2004): Species composition of carabid (*Coleoptera: Carabidae*) communities in apple and pear orchards in Hungary. – *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica*, **39** (1-3): 71–89.
- Krebs, C. J. (1989): *Ecological methodology*. – Harper & Row, Publishers, New York, 250 pp.
- Lövei, G. L. & Sunderland, K. D. (1996): Ecology and behavior of ground beetles (*Coleoptera: Carabidae*). – *Annu. Rev. Entomol.*, **41**: 231–256.

- Markó, V. & Kádár, F. (2005): Effect of different insecticide disturbance levels and weed patterns on the carabid beetle assemblages. – *Acta Phytopatologica et Entomologica Hungarica*, **40**: 111–143.
- Maurer, R. (1974): Die Vielfalt der Käfer- und Spinnenfauna des Wiesenbodens im Einflussbereich von Verkehrsimmissionen. – *Oecologia*, **14**: 327–351.
- Merkel O. és Kovács T. (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer VI. Bogarak*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 43. pp.
- Mészáros, Z. (szerk.), Ádám, L., Balázs, K., Benedek, I., Csikai, Cs., Draskovits, D. Á., Kozár, F., Lövei, G., Mahunka, S., Meszleny, A., Mihályi, K., Nagy, L., Oláh, B., Papp, J., Papp, L., Polgár, L., Radwan, Z., Rácz, V., Ronkay, L., Solymosi, P., Soós, Á., Szabó, S., Szabóky, CS., Szalay-Marzsó, L., Szarukán, I., Szelényi, G., Szentkirályi, F., Sziráki, Gy., Szőke, L. & Török, L. (1984): Results of faunistical and floristical studies in Hungarian apple orchards (Apple Ecosystem Research No. 26). – *Acta Phytopathologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, **19** (1–2): 91–176.
- Paoletti, M. G., Sommaggio, D., Bressan, M. & Celano, V. (1996): Can sustainable agricultural practices affect biodiversity in agricultural landscapes? A case study concerning orchards in Italy. – *Acta Jutlandica*, **71** (2): 241–254.
- Pearsall, I. A. & Walde, S. J. (1995): A comparison of epigaeic coleoptera assemblages in organic, conventional, and abandoned orchards in Nova Scotia, Canada. – *The Canadian Entomologist*, **127**: 641–658.
- Podani, J. (1993): SYN-TAX 5.0: Computer programs for multivariate data analysis in ecology and systematics. – *Abstracta Botanica*, **17**: 289–302.
- Tóthmérész, B. (1996): *Nucosa. Programcsomag botanikai, zoológiai és ökológiai vizsgálatokhoz*. – Scientia kiadó, Budapest, 84 pp.
- Tóthmérész, B. (1997): *Diverzitási rendezések*. – Scientia kiadó, Budapest, 98 pp.
- Varga, Z., Kaszab, Z. & Papp, J. (1990): Rovarok. Insecta. – In: Rakonczay, Z. (szerk.): *Vörös Könyv*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 178–262.
- Vargha, A. és Czigler, B. (1999). *A MiniStat statisztikai programcsomag: 3.2 verzió*. – Pólya Kiadó, Budapest

Effect of environmentally safe plant protection methods on the biodiversity and species composition of apple orchard carabid (*Coleoptera: Carabidae*) assemblages

Csaba Kutasi¹, Viktor Markó²

¹Bakonyi Természettudományi Múzeum

²Budapesti Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Kar, Rovartani Tanszék

The possibility of protection of orchard carabids was investigated in apple orchards treated with broad spectrum insecticides (conventional orchard), treated mainly with selective insecticides (IPM) and in an abandoned orchard, in 1999-2001, at Újfehértó, Hungary. A total of 2272 individuals comprising 65 species were collected by pitfall trapping. The most common species in decreasing order were: *Harpalus distinguendus*, *Amara anthobia*, *Calathus erratus*, *Harpalus rufipes*, *Harpalus tardus*. The composition of carabid assemblages in the commercial orchards separated well from the abandoned orchard. The less intense insecticide pressure in the IPM orchard has resulted greater species richness and diversity compared to the conventional orchard. However, as the dominant species (*H. distinguendus*) was able to compensate for the higher insecticide disturbance, the activity-abundance of carabid assemblages was not different between the IPM and the conventional orchard.

Key-words: ground beetle, apple orchard, integrated plant protection, insecticide, *Harpalus distinguendus*

Különböző intenzitással kezelt szántóföldek madár és növény fajszerkezetének és abundanciájának összehasonlítása

Kovács Anikó^{1,2,3}, Batáry Péter² és Báldi András³

¹SZIE Állatorvostudományi Kar, Zoológiai Intézet,

1072 Budapest Rottenbiller u. 50., e-mail: kovacsanko@freemail.hu

²Magyar Természettudományi Múzeum, Állattár, 1083 Budapest Ludovika tér 2.

³MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport, 1083 Budapest Ludovika tér 2.

Összefoglaló: A mezőgazdaság által túlzott mennyiségben használt kemikáliák sok esetben a környezet drasztikus változásához, számos faj visszaszorulásához vezettek. Kutatásunk célja felmérni, miként befolyásolja a különböző mértékű vegyszer- (gyomirtó, rovar- és gombaölőszer) és műtrágyahasználat a szántóföldek élővilágát. A vizsgálat őszi vetésű gabonaföldeken, Kunszentmiklós térségében folyt, 2005 tavaszán. Kérdőíves felmérés alapján a vizsgált gabonaföldeket a művelés intenzitása szerint hét kategóriába osztottuk be. Az intenzitás, mint kombinált mérőszám a felhasznált műtrágyák mennyisége és a vegyszerezések száma alapján lett meghatározva. Madarak, növények, izeltlábúak és a talaj szintjén végeztünk felmérést illetve mintavételt. Megfigyeléseink szerint a madarak egyedszáma, illetve a növények fajszerkezete szignifikáns csökkenő tendenciát mutat a kezelés intenzitásának növekedésével. Növények esetében szelektív hatás volt kimutatható.

Kulcsszavak: mezőgazdaság, műtrágya, gombaölőszer, gyomirtó, rovarölőszer, talaj

Bevezetés

Európában mind a földtörténeti események (jégkorszakok), mind az emberi tevékenység hatására nagy kiterjedésű nyílt területek alakultak ki. Ezek a területeken élő fajok adaptálódtak ehhez a környezethez, viszonylag gazdag élővilágot kialakítva (Batáry *et al.* ebben a kötetben, Sutherland 2002). Sorsuk viszont a mezőgazdasági gyakorlattól, a nyílt területek kezelésétől függ. A felhasznált vegyszer és műtrágyák mennyisége, a táblák kiterjedése és szerkezete nagyban befolyásolja létüket (Benton *et al.* 2003). A vizsgált hatások tekintetében Európa egyes részei eltérnek. Nyugati felében, a fejlettebb országokban már korábban intenzívebbé vált a kezelés, és túltermelést értek el. Ennek viszont az élővilágra komoly negatív hatásai voltak (Benton *et al.* 2002). Ezzel szemben Közép- és Kelet-Európában a nagyüzemi gazdálkodás során ugyan szintén elég intenzív volt a termelés, a rendszerváltás után azonban ez nagymértékben visszaesett (Verhulst *et al.* 2004). Feltehetően ennek a kevésbé intenzív gazdálkodásnak köszönhetően ezen térségek még ma is sokkal gazdagabb flórának és faunának adnak otthont, mint nyugati szomszédaik (Gregory *et al.* 2005, Verhulst *et al.* 2004). Az utóbbi csoportba sorolható Magyarország is, ahol viszont a nemrég létrejött európai uniós csatlakozás aggodalomra adhat okot. Az EU tagállamaiban a nagymértékű intenzifikáció mellett már útnak indultak agrár-környezetvédelmi programok, melyekben csak korlátozott mértékű kemikália használata engedélyezett, ezek hatása viszont kevésbé ismert (Kleijn & Sutherland 2003). Megjelent egy új irányzat is, az organikus gazdálkodás, melynek lényege a vegyszerhasználat nélküli, vagy azt nagymértékben

korlátozó növénytermesztés és állattartás. Célja főként az egészségesebb emberi táplálkozás elősegítése. Több esetben kimutatták már pozitív hatásait az élővilágra (Hole *et al.* 2005). Azonban az még kevésbé ismert, hogy milyen hatása lesz most hazánkban a csatlakozással járó változásoknak.

A mezőgazdaság okozta hatások felmérése céljából 2003-ban elindították az EASY (Evaluating current European Agri-environment Schemes to quantify and improve nature conservation efforts in agricultural landscapes) néven rövidített, EU által támogatott programot, melynek tagjai egységes protokoll szerint végezték vizsgálataikat hat országban, köztük Magyarországon (<http://www.dow.wau.nl/natcons/NP/EASY/>). Kutatásunk célja ezen projekt részeként felmérni, miként befolyásolja a különböző mértékű vegyszer- és műtrágyahasználat a madarak és növények fajgazdagságát és abundanciáját a kiskunsági őszi vetésű gabonaföldeken.

A vegyszerek élővilágra gyakorolt negatív hatása többrétű (Hunyadi *et al.* 2000). Egyfelől beszélhetünk közvetlen hatásokról, például növények esetében egy gyomirtózás, mely gabonaföldeken általában szelektív, elsősorban kétszikűekre ható szerekkel történik. A tavaszi kezelések részben a magbankot, részben a már élő növényeket károsítják (Hunyadi *et al.* 2000). Hasonlóan közvetlen hatásról beszélhetünk ízeltlábúak esetében is, ahol a rovarölők alkalmazása bizonyos esetekben szintén szelektív, például méheket kímélő technológiával zajlik. Gabonaföldeken komoly problémát jelenthet a vörösnnyakú árpabogár (*Lema melanopus*, Linnaeus 1758), illetve annak lárvája, mely ellen szintén inszekticidekkel lépnek fel (Hunyadi *et al.* 2000). Közvetett hatások jelentkeznek a táplálkozási láncban fellépő esetleges problémák által, így például a táplálékhiány, a növényi részek illetve magvak mennyiségének csökkenése, vagy a vegyszerek bioakkumulációja által a magasabb trofikus szintek képviselőinek szervezetében (Taylor *et al.* 2006). Fontos kiemelni azonban, hogy a kemikáliák mellett számos egyéb tényező is befolyásolja a szántóföldek közösségeit. Szerepe lehet például a táblák méretének, a terület heterogenitásának, a nem művelt területek arányának is (Clough *et al.* 2005).

Vizsgálatunk célja több kérdés tesztelése. Így például kérdésünk, hogy nagyobb fajgazdagság és abundancia várható-e egy kemikáliáknak kevésbé kitett területen, mint egy intenzíven művelt parcellán? Van-e különbség a táblák széle és a belső területek között faj- és egyedszámok tekintetében? Mekkora mértékű szegélyhatás várható? Hogyan hat a tájszerkezet, esetleg erősebb hatású-e az élővilágra, mint maga a kezelés?

Vizsgálati terület és módszerek

Vizsgálatainkat a Kiskunsági Nemzeti Parkban, Kunszentmiklós, Böszörcpuszta, Kunpezsér, Kiskunlacháza és Apaj környékén végeztük, összesen 18 gabonátáblán. Kérdőíves felmérést végeztünk a gazdálkodók körében, melyben rákérdeztünk az általuk művelt területek helyére, méretére, a felhasznált szerves- és műtrágya mennyiségére, valamint a gombaölő, rovarölő és gyomirtószerek mennyiségére. E felmérés alapján képet kaptunk a térség gazdálkodóinak mezőgazdasági gyakorlatáról. Ezen adatok alapján hét különbözőképpen művelt területtípust választottunk ki, típusonként lehetőleg 3-3 őszi búza- (egy esetben őszi árpa)

táblán végezve a mintavételt (az organikusan kezelt földtípusból csak egy 70 hektáros tábla állt rendelkezésre, valamint egy másik esetben 3 helyett csak két területet találtunk). A hét típust a kezelési intenzitásnak megfelelően sorba rendeztük a felhasznált rovar- és gombaölő szerek, gyomirtó, és a kiszórt trágyák nitrogéntartalma szerint (euklideszi távolságbecslés). Így a teljesen organikus kezeléssel intenzitáshoz viszonyítva egy rangsor felállítására nyílt lehetőség. Első helyre az organikusan (vegyszerek és műtrágya nélkül) kezelt típus került, míg a hetedik a legintenzívebben művelt típus lett. A táblanagyságok viszonylag széles skálán, 9 hektártól 180 hektárig változtak, de többségük átlagosan 30-70 hektár méretű volt.

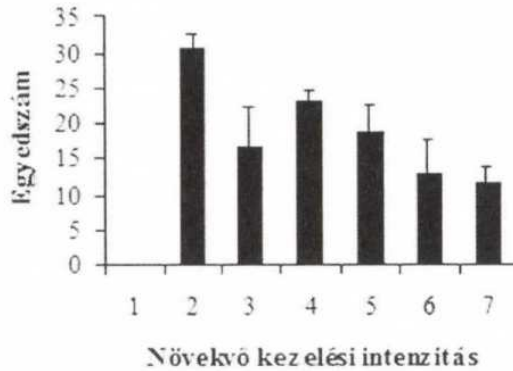
A mintavétel több taxonból történt. Relatív abundanciabecslést végeztünk madaraknál pontszámlálással, 100 méter sugarú körökben, körönként 2*5 percet eltöltve, és minden átrepülő, illetve a körben tartózkodó madarat feljegyezve (Báldi *et al.* 1997, Szép & Nagy 2002). Intenzitásonként 12-15 kört helyeztünk a kijelölt területekre. A számlálást két alkalommal, április és május végén végeztük el. Az eltérő számú pontok miatt 10 hektárra standardizáltuk a faj- és egyedszámokra vonatkozó adatokat.

Minden területen két, egy a tábla szélén, és egy 50 méterrel beljebb fekvő, 95 méter hosszú transzektet jelöltünk ki. Transzektenként 10 db 5×1 méteres kvadrátban végeztünk botanikai felvételezést, valamint ugyanitt került sor talaj-mintavételezésre is (részletes mintavételi protokollt ld. Báldi *et al.* ebben a kötetben). A talajmintavételt három alkalommal ismételtük meg (május, június, augusztus). Mintát vettünk minden kvadrátból, 0–20 cm mélységből, majd a transzektenként egyesített mintákból az első alkalommal a nitrát- és ammóniumionok mennyisége, az össznitrogén tartalom, valamint a kálium, kalcium és foszfor mennyisége került meghatározásra az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézetében. A júniusi és augusztusi mintákban csak a nitrogéntartalmú ionokat mérték. A botanikai felvételezésre egy alkalommal, június végén került sor. A kvadrátokban található növényfajok mellett feljegyeztük még az átlagos össz faj- és az átlagos gyomborítást. Gyomnak tekintettünk mindent, amit nem vetettek az adott táblába.

Az izeltlábúak mintavételét kétféle csapdázási módszerrel végeztük. A talaj felszínén mozgó futóbogarak, pókok, száz- és ezerlábúak, valamint ászkák gyűjtésére talajcsapdákat, repülő rovarok, főként méhek, legyek és bogarak gyűjtésére vízzel töltött sárga vödör csapdákat helyeztünk ki. Az aratást követően a gazdákat újból felkerestük, és felvettük a terméshozamra vonatkozó adatokat. Ezen termésátlagokat korreláltatva a felhasznált műtrágyák mennyiségével, illetve a vegyszerezések számával, képet kaphatunk a termelési hatékonyság mértékéről.

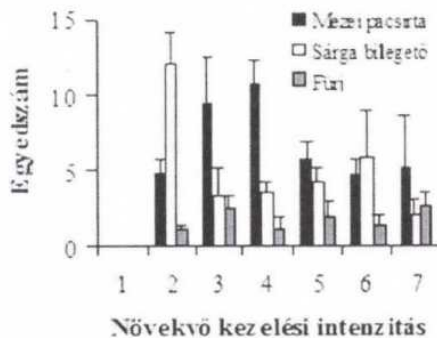
Eredmények

Madarak esetében az egyes intenzitási kategóriát kihagytuk az elemzésből, mivel nem állt megfelelő nagyságú terület rendelkezésre elegendő számú pont kijelölésére. Azon fajokat vettük figyelembe az elemzések során, melyek a vizsgált szántóföldeken élnek, vagy pedig táplálkozási kapcsolat köti őket oda. Ezen kritériumok alapján összesen 28 madárfajjal számolhattunk. A három leggyakoribbnak a mezei pacsirta (37%, *Alauda arvensis*, Linnaeus 1758), a sárga billegető (27%, *Motacilla flava*, Linnaeus 1758) és a fürj (9%, *Coturnix*



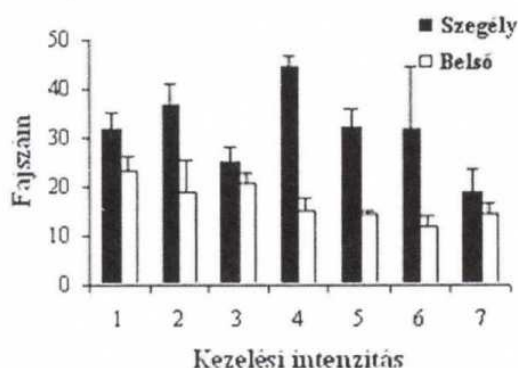
1. ábra. Madarak 10 hektárra standardizált összegyedszámának alakulása a kezelési intenzitás függvényében (átlag és SE)

coturnix, Linnaeus 1758) bizonyult. A fajszámok esetében nem tudtuk kimutatni a kezelés hatását (ANOVA: $F=1,261$; $p=0,4$), az egyedszámnál viszont grafikus ábrázolás szerint egy csökkenő tendencia figyelhető meg a kezelés intenzitásának növekedésével, (Kruskal-Wallis teszt, Chi-négyzet= 11,161; $p=0,048$; $N=84$) (1. ábra). Külön vizsgálva a három leggyakoribb faj eloszlását, a mezei pacsirta eloszlása a kezelés függvényében nem mutat különösebb összefüggést (Spearman korreláció: $r=-0,102$; $p=0,374$; $N=84$), a sárga billegetőnél szignifikáns (Spearman korreláció, $r=-0,379$; $p=0,001$; $N=84$), míg a fűz esetében marginálisan szignifikáns korreláció mutatható ki (Spearman korreláció: $r=0,179$; $p=0,117$; $N=84$) (2. ábra).



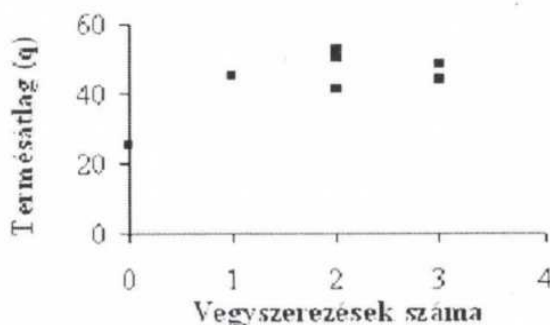
2. ábra. A három leggyakoribb madárfaj egyedszámának alakulása a kezelési intenzitás függvényében.

Növények esetében összesen 158 fajt detektáltunk. Külön vizsgáltuk a búzatábla szélén és belsejében lévő vegetációt. Mind a fajszám (t-teszt: $t=5,515$; $p=0,001$; $N=42$) (3. ábra), mind a gyomborítás (t-teszt: $t=3,484$; $p=0,001$; $N=42$) tekintetében a szélén szignifikánsan több növényt találtunk. Az intenzitási gradiens szerint vizsgálva az adatokat, a kezelés és a fajszámok között szignifikánsan negatív korrelációt kaptunk (Spearman korreláció: $r=-0,346$; $p=0,025$; $N=42$).



3. ábra. A táblák szélén és belsején mért növényfajszámok alakulása a kezelési intenzitás függvényében.

A vegyszerezések száma és a kapott termésátlagok közötti összefüggés alapján a túlzott vegyszerezésnek már nincs hatása a termésátlagra (Spearman korreláció: $r=0,337$; $P=0,460$; $N=7$) (4. ábra). Hasonló eredményre jutottunk a műtrágyázás tekintetében is. Növekvő műtrágya-felhasználás egy bizonyos szintig növelte a termésátlagot, de a trend itt is telítődés jellegű (Spearman korreláció: $r=0,393$; $p=0,383$; $N=7$). Érdekes talán mérlegelni, hogy megéri-e a túlzott mértékű kemikáliehasználat, ha sok plusz költséget jelent a gazdálkodók számára, az élővilág szintjén pedig jelentős károkat eredményezhet.



4. ábra. A termésátlag alakulása a növényvédőszer alkalmazás függvényében.

Értékelés

Több vizsgálat jutott már arra a következtetésre, hogy a kevesebb kemikáliával kezelt mezőgazdasági területek élővilága gazdagabb az intenzíven művelteknél (Christensen *et al.* 1996, Lokemoen & Beiser 1997). Az általunk kapott eddigi eredmények növények esetében jól alátámasztják mindezt. Madarak esetében az összegyedszám szintén ennek megfelelően alakult, míg a fajszám esetében nem sikerült kimutatni a kezelés hatását. Több tanulmányban is leírták már a mezei pacsirta abundanciája és a vegetáció lokális léptékű heterogenitása közti pozitív kapcsolatot (Browne *et al.* 2000, Chamberlain *et al.* 1999). Az intenzívebb kategóriákban kapott kisebb egyedszám feltehetően az intenzívebb kezelés miatt homogénebb (csökkenő gyomborítás) szántóföldi növényzetre vezethető vissza. Növények esetében a búzatáblák szélén szignifikánsan több fajt találtunk, mely rámutat a szegély fontosságára egy diverz közösség kialakításában (Kiss *et al.* 1997). A kezelési intenzitás növekedése szignifikánsan negatív hatást gyakorol a fajszám alakulására.

Még folyamatban van a gyűjtött ízeltlábúak identifikációja, így arról eredményeink még nincsenek. Elkezdtük a területek ortofotóinak digitalizálását, ami alapján elvégezhető lesz a tájszerkezeti elemzés, mellyel a területek heterogenitásáról, a szomszédos területek szerkezetéről szeretnénk képet kapni. Feltételezzük, hogy ez is komoly hatással van a szántóföldek élővilágára, mint ahogy azt már több vizsgálat is igazolta (Browne *et al.* 2000, Chamberlain *et al.* 1999). Elképzelhető, hogy nem a faj- és egyedszámokban várható a legnagyobb különbség, hanem a kezelési intenzitás inkább a szaporodási sikerre van nagyobb hatással. Ezt például ízeltlábúak szintjén lehet majd vizsgálni a juvenilis alakok száma alapján.

Vizsgálataink remélhetőleg segítenek majd egy arany középút megtalálásában, melyben sem az ember, sem a természet elemeinek szempontjai nem sérülnek majd, és hozzájárulnak a tudományos alapok lefektetéséhez a természetbarát kezelés kidolgozásához.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönet illeti mindazokat, akik bármilyen módon segítették munkánkat. Így a Kiskunsági Nemzeti Parkot, Farkas Jenő és Nagy István természetvédelmi öröket, a gazdálkodókat, a botanikai felvételezésben nyújtott segítségért Barina Zoltánt és Pifkó Dánielt, a talajelemzésekért Tóth Tibort és Koncz Józsefet, valamint a terepi munkában nyújtott segítségért Horváth Balázst és Kancsal Bélát. A munkát az EASY (QLK5-CT-2002-01495) program, a cikk megírását az Faunagenezis (NKFP 3B023-04) tette lehetővé. Báldi András-t a Bolyai János Kutatói Ösztöndíj támogatta.

Irodalomjegyzék

- Batáry, P., Báldi, A. & Erdős, S. Helyi és tájszerkezeti hatások alföldi gyepek madárközösségeire. *Természetvédelmi Közlemények* in press.
- Báldi, A., Moskát, C. & Szép, T. (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. IX. Madarak.* – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 80 pp.

- Báldi, A., Batáry, P., Erdős, S., Kisbenedek, T., Orci, K. M., Orosz, A., Podlussány, A., Rédei, D., Rédei, T., Rozner, I., Sárospataki, M., Szél, G. & Szűts, T. Legelés intenzitásának hatása alföldi gyepek biodiverzitására. *Természetvédelmi Közlemények* in press.
- Benton, T. G., Bryant, D. M., Cole, L. & Crick, H. Q. P. (2002): Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. – *J. Appl. Ecol.* **39**: 673–687.
- Benton, T. G., Vickery, J. A. & Wilson, J. D. (2003): Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? – *Trends Ecol. Evol.* **18**: 182–188.
- Browne, S., Vickery, J. & Chamberlain, D. (2000): Densities and population estimates of breeding skylarks *Alauda arvensis* in Britain in 1997. – *Bird Study* **47**: 52–65.
- Chamberlain, D. E., Wilson, A. M., Browne, S. J. & Vickery, J. A. (1999): Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. – *J. Appl. Ecol.* **36**: 856–870.
- Christensen, K. D., Jacobsen, E. M. & Nohr, H. (1996): A comparative study of bird faunas in conventionally and organically farmed areas. – *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* **90**: 21–28.
- Clough, Y., Kruess, A., Kleijn, D. & Tsharntke, T. (2005): Spider diversity in cereal fields: comparing factors at local, landscape and regional scales. – *J. Biogeogr.* **32**: 2007–2014.
- Gregory, R. D., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A. W. G., Noble, D. G., Foppen, R. P. B. & Gibbons, D. W. (2005): Developing indicators for European birds. *Philos. T. Roy. Soc. B.* **360**: 269–288.
- Hole, D. G., Perkins, A. J., Wilson, J. D., Alexander, I. H., Grice, P. V. & Evans, A. D. (2005): Does organic farming benefit biodiversity? – *Biol. Conserv.* **122**: 113–130.
- Hunyadi, K., Béres, I. & Kazinczi, G. (szerk) (2000): *Gyomnövények, gyomirtás, gyombiológia*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest
- Kiss, J., Penksza, K., Tóth, F. & Kádár, F. (1997): Evaluation of fields and field margins in nature production capacity with special regard to plant protection. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **63**: 227–232.
- Kleijn, D. & Sutherland, W. J. (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? – *J. Appl. Ecol.* **40**: 947–969.
- Lokemoen, J. T. & Beiser, J. A. (1997): Bird use and nesting in conventional, minimum-tillage, and organic cropland. – *J. Wildlife Manage.* **61**: 644–655.
- Sutherland, J. W. (2002): Openness in management. – *Nature* **418**: 834–835.
- Szép, T. & Nagy, K. (2002): *Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999–2000*. – MME BirdLife Hungary, Budapest, 10 pp.
- Taylor, R. L., Maxwell, B. D. & Boik, R. J. (2006): Indirect effects of herbicides on bird food resources and beneficial arthropods. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **116**: 157–164.
- Verhulst, J., Báldi, A. & Kleijn, D. (2004): Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **104**: 465–473.

Comparison of bird and plant species richness and abundance of croplands cultivated with different methods

Anikó Kovács^{1,2,3}, Péter Batáry² and András Báldi³

¹SZIE Állatorvostudományi Kar, Zoológiai Intézet, 1072 Budapest Rottenbiller u. 50.

²Magyar Természettudományi Múzeum, Állattár, 1083 Budapest Ludovika tér 2.

³MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport, 1083 Budapest Ludovika tér 2.

Abstract: Chemicals used by agriculture in excessive amount caused drastic changes of environment and decrease of population of many species. The aim of our study was to assess the influence of agricultural intensity (fertiliser, fungicide, herbicide and insecticide use) on biodiversity of winter-sown cereal fields in Central-Hungary in 2005. The studied cereal fields were divided into seven categories according to intensity of cultivation based on questionnaires. The intensity was determined based on the amount of fertiliser use and the number of pesticide use. We censused breeding birds, sampled arthropods, conducted botanical survey and analysed soil samples. According to our results, bird abundance and plant species richness decreased with increasing intensity of cultivation. There is a high edge effect by plants, we found significant higher richness and abundance in the edge transect, than in the interior.

Key-words: agriculture, fertiliser, fungicide, herbicide, insecticide, soil

A hazai puhatestűek (Mollusca) élőhely- és fajmegőrzési prioritásai

¹*Sólymos Péter, ²Fehér Zoltán és ³Varga András

¹SZIE-ÁOTK Ökológiai Tanszék, Budapest, 1077 Budapest, Rottenbiller u. 50.

²Magyar Természettudományi Múzeum, 1088 Budapest, Baross u. 13.

³Mátra Múzeum, 3200 Gyöngyös, Kossuth u. 40.

*Kapcsolattartó szerző: SZIE-ÁOTK Ökológiai Tanszék, 1077 Budapest, Rottenbiller u. 50.,
tel.: +36-1-478-4254, fax: +36-1-478-4232, e-mail: solymos.peter@aotk.szie.hu

Összefoglaló: A puhatestű fajok elterjedése és az országhatár, nemzeti park igazgatóságok (NPI) határainak viszonyát vizsgálva fajonként és területenként megállapítottuk a természetvédelmi felelősség mértékét. A *Bythiospeum oshanovae*, *B. hungaricum*, *Sadleriana pannonica*, *Theodoxus prevostianus* és *Kovacsia kovacsi* fajok globális védelmében hazánk felelőssége elsődleges, ezek természetvédelmi helyzete (*B. hungaricum* kivételével) nem megnyugtató. Európai Uniói szinten a nálunk erős állományokkal rendelkező *Helix lutescens* védelme fontos. Országos szinten a ritka *Gyraulus riparius*, *G. rosmaessleri* és *Faustina illyrica* fajok élőhelyi és faji védelme egyaránt megoldatlan. A puhatestű fauna egésze szempontjából a Bükk, Duna-Ipoly és Fertő-Hanság NPI felelőssége a legnagyobb, a rangsorban utolsóelőtti Kőrös-Maros NPI területén értékes fajok (*K. kovacsi*, *H. lutescens*, *Drobia banatica*) fordulnak elő.

Kulcsszavak: elterjedési adatok, faunisztika, Magyarország, nemzeti parkok, rangsorolás, védett fajok

Bevezetés

A hazai puhatestű fauna kutatottsága a hazai gerinctelen állatsoportok között kiemelkedő, Magyarország területének 80%-áról rendelkezünk elterjedési adatokkal (Pintér & Suara 2004). A jó térbeli lefedettségű adatok alapján lehetővé vált a fajok ritkaságának természetvédelmi szempontú értékelése (Szabó 1994, Sólymos 2004, in press; Fehér *et al.* 2006), valamint a fajgazdagság és a fajok ritkasága alapján az ország malakológiai forró pontjainak azonosítása (Sólymos & Fehér 2005).

A természetvédelemre fordítható források – így a természeti értékek és védett területek kezelését végző területileg illetékes nemzeti park igazgatóságok (NPI) forrásai is – korlátozottak. Ezért a hazai puhatestű fauna védelme szempontjából a következő fontos lépés minden NPI esetén meghatározni a puhatestű fauna védelmével kapcsolatos prioritásokat, illetve az egyes fajok védelméhez kapcsolódó felelősség mértékét.

Célunk az volt, hogy a rendelkezésre álló adatok figyelembe vételével olyan ajánlásokat fogalmazzunk meg, amelyek a természetvédelem hivatásos szakemberei számára megkönnyítik a puhatestűekkel (egyéni fajokkal és faj-együttesekkel) kapcsolatos döntések meghozatalát.

Anyag és módszerek

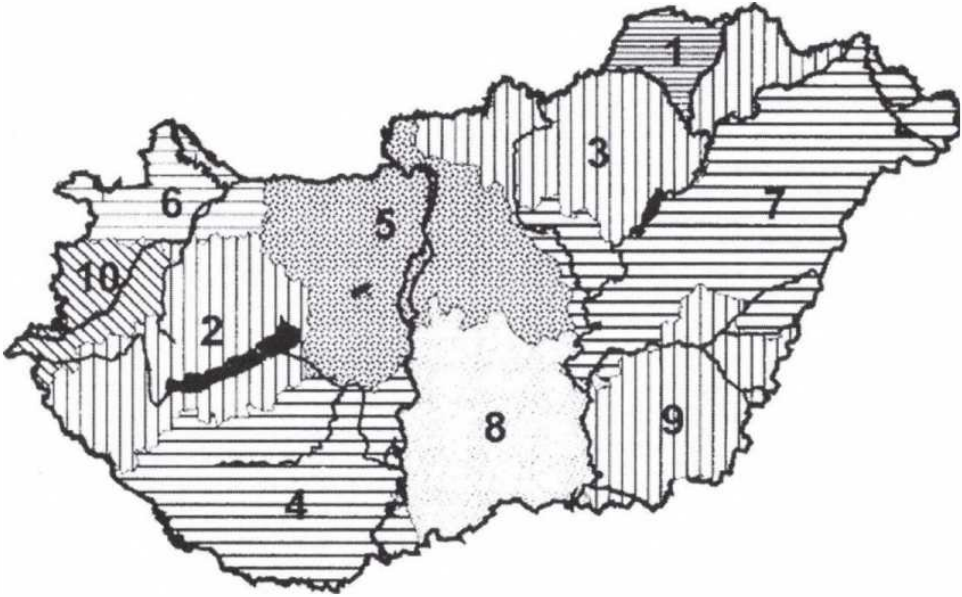
A fajokhoz kapcsolódó felelősség („stewardship responsibility”) fogalmát Dunn *et al.* (1999) értelmezésében használjuk. A felelősség a fajok elterjedése és valamely közigazgatási határ (országhatár, illetékességi terület határa) egymáshoz való viszonyával függ össze. Minél nagyobb hányada esik egy faj elterjedési területének az országhatáron és adott NPI határain belülre a globális elterjedéséhez viszonyítva, annál nagyobb a felelősség mértéke. A fajokhoz kapcsolódó felelősséget Dunn *et al.* (1999) rendszerétől eltérő pontozással, emellett leíró módon értékeltük az alábbi szempontok figyelembe vételével.

Az egyes NPI-oknak a fajok védelméhez kapcsolódó felelősségét három különböző térbeli léptéken – globális, EU szintű és országos – vizsgáltuk. Az egyes fajok globális elterjedését és gyakoriságát Soós (1943), Kerney *et al.* (1983), Lisicky (1991), Falkner *et al.* (2001), Glöer (2002), Araujo (2004), Bank (2004) és Wiktor (2004) munkái alapján, a finomabb léptékű hazai elterjedést és gyakoriságot Pintér & Suara (2004) valamint a budapesti Magyar Természettudományi Múzeum és a gyöngyösi Mátra Múzeum részben publikáltan gyűjteményi katalógusai alapján határoztuk meg.

A globális és az EU szintű felelősséget a fajok hazai állományainak és a globális illetve az EU területén belüli állományainak aránya alapján becsültük. Ezekben az esetekben nem használtunk pontozást, hanem a fajokkal kapcsolatos felelősséget leíró módon jellemeztük.

Az országos felelősség fajokra vonatkoztatott meghatározásakor azt vizsgáltuk, hogy mekkora az egyes fajok NPI-ok illetékességi területén (1. ábra) élő állományainak a teljes hazai állományhoz viszonyított aránya. Ehhez az EU Faj- és Élőhelyvédelmi Irányelvének 2003 óta hatályos függelékeiben szereplő ún. Annex-es (Európa Tanács 1992), a védett (KÖM 2001) és a Mollusca ritkasági index (MRI; Sólymos 2004, Fehér *et al.* 2006) alapján ritka fajokat vettük figyelembe (a ritka fajok körét a kvartilis definíció szerint határoztuk meg; Gaston 1994). A vizsgálatból két védett fajt – *Helix pomatia* és *Alopiia livida* – kihagytunk. A *Helix pomatia* országszerte elterjedt, ez alapján a NPI-ok felelőssége nem mutat különbséget, valamint védettségét az állományok túlgyűjtésének megakadályozása és nem élőhelyeinek leromlása és a faj ritkasága indokolja. Az *Alopiia livida* hazánkban nem őshonos (Szekeres 1976), így természetvédelmi értéke megkérdőjelezhető (Patten & Erickson 2001).

A vizsgálatba bevont fajokhoz minden egyes NPI-ra vonatkozóan egy súlyfaktort („regionalitási pontszám”) rendeltünk, az alábbi módon: 3 pont ha az adott faj előfordulása az adott NPI területén kizárólagos, 2 pont ha előfordulása ott súlypontos, 1 pont ha előfordulása nem súlypontos, és 0 pont ha nem fordul elő.



1. ábra. A Nemzeti Park Igazgatóságok illetékességi területei. 1: Aggteleki, 2: Balaton-felvidéki, 3: Bükk, 4: Duna-Dráva, 5: Duna-Ipoly, 6: Fertő-Hanság, 7: Hortobágyi, 8: Kiskun-sági, 9: Körös-Maros, 10: Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság.

Az egyes NPI-ok puhatestű faunával kapcsolatos országos természetvédelmi felelősségét a vizsgált fajok regionalitási pontszámainak összege adta meg. A NPI-ok területi (az egész faunára vonatkoztatott) felelősségének értékelésekor az egyes fajokra külön-külön meghatározott EU-s és globális felelősséggel, illetve a fajok ritkaságával nem súlyoztunk. Ezek a tényezők ugyanis erősen korrelálnak egymással és a regionalitási pontszámokkal, ezért figyelembe vételük nem ad lényegileg eltérő eredményt. A kétfajta (fajokra és területekre vonatkoztatott) felelősség viszonyát az ajánlások megfogalmazásakor fejtjük ki.

A fajnevek írásmódjakor a Fauna Europaea (Araujo 2004, Bank 2004) nevezéktant követjük, az ettől való eltéréseket az 1. táblázat lábjegyzeteiben indokoltuk.

1. táblázat. A természetvédelmi szempontból jelentős hazai puhatestű fajok regionalitási pontszámai Nemzeti Park Igazgatóságoként.

Faj ^a	MRI ^b	Nemzeti Park Igazgatóságok ^c									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Annex-es fajok											
<i>Theodoxus transversalis</i>	8	2	–	–	1	1	1	2	1	–	2
<i>Theodoxus prevostianus</i> (= <i>T. praevoztianus</i>)	10	–	–	3	–	–	–	–	–	–	–
<i>Bythiospeum hungaricum</i> (= <i>Paladilhia hungarica</i> , = <i>Lartetia hungarica</i>)	11	–	–	–	3	–	–	–	–	–	–
<i>Sadleriana panonica</i> ^d	9	2	–	2	–	–	–	–	–	–	–
<i>Anisus vorticulus</i>	5	–	2	1	1	1	1	1	1	1	–
<i>Vertigo moulinsiana</i>	5	1	2	2	1	1	1	1	–	–	1
<i>Vertigo angustior</i>	4	1	1	1	1	1	1	1	1	–	1
<i>Kovacsia kovacsi</i> (= <i>Hygromia kovacsi</i>)	10	–	–	–	–	–	–	–	–	3	–
<i>Drobacia banatica</i> (= <i>Helicigona banatica</i> , = <i>Chilostoma banaticum</i>)	7	–	–	–	–	–	–	2	–	2	–
<i>Unio crassus</i>	5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Védett fajok											
<i>Theodoxus danubialis</i>	7	–	2	–	1	2	2	–	1	–	–
<i>Fagotia esperi</i> ^e	6	–	–	–	1	2	2	–	1	–	–
<i>Fagotia daudebartii</i> (= <i>Fagotia acicularis</i> , = <i>Esperiana daudebartii</i>) ^{e,f}											
<i>Fagotia daudebartii daudebartii</i> (= <i>Fagotia acicularis</i> var. <i>audebartii</i>)	9	–	–	3	–	–	–	–	–	–	–
<i>Fagotia daudebartii acicularis</i> (= <i>Fagotia acicularis</i> <i>acicularis</i>)	6	–	2	2	2	2	2	–	–	–	–
<i>Amphimelania holandrii</i>	8	–	2	–	2	–	–	–	–	–	–

<i>Pomatias rivularis</i> (= <i>Pomatias rivulare</i>)	7	-	-	-	3	-	-	?	-	-	-
<i>Pomatias elegans</i>	6	-	2	-	2	-	-	-	-	-	2
<i>Borysthenia naticina</i> (= <i>Valvata naticina</i>)	6	-	1	1	1	2	-	-	1	1	-
<i>Orcula dolium</i>	5	1	1	1	1	1	-	-	-	-	-
<i>Pagodulina pagodula</i>	7	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-
<i>Spelaeodiscus triarius</i>	8	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ena montana</i>	6	-	-	2	-	2	2	-	-	-	2
<i>Cochlodina orthostoma</i>	6	2	-	2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cochlodina cerata</i>	7	2	-	2	-	1	-	-	-	-	-
<i>Ruthenica filigrana</i>	6	2	-	2	-	1	-	?	-	-	-
<i>Vestia gulo</i>	7	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vestia turgida</i>	7	2	-	2	-	1	-	-	-	-	-
<i>Discus ruderatus</i>	7	-	-	2	-	2	-	-	-	-	-
<i>Cellariopsis deubeli</i> (= <i>Oxychilus orientalis</i>)	8	1	-	2	-	1	-	-	-	-	-
<i>Mediterranea depressa</i>	6	2	1	2	-	2	1	-	-	-	1
<i>Oligolimax annularis</i> (= <i>Phenacolimax annularis</i> , = <i>Gallandia annularis</i>)	8	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bielzia coerulans</i>	7	1	-	2	-	-	-	1	-	-	-
<i>Perforatella bidentata</i>	5	-	1	1	1	-	-	1	-	-	1
<i>Perforatella dibothrion</i>	8	-	-	2	-	-	-	2	-	-	-
<i>Monachoides vicinus</i> (= <i>Perforatella vicina</i>)	7	2	-	2	-	-	-	2	-	-	-
<i>Lozekia transsylvanica</i> (= <i>Hygromia transsylvanica</i>)	7	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-
<i>Petasina unidentata</i>	5	1	-	2	1	2	2	-	-	-	-
<i>Trichia striolata</i>	7	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-
<i>Trichia lubomirskii</i>	9	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-
<i>Isognomostoma isognomostomos</i>	6	2	-	2	?	1	1	-	-	-	1
<i>Cepaea nemoralis</i>	5	-	1	-	1	1	1	-	-	-	1

<i>Cepaea hortensis</i>	5	–	1	–	1	1	1	–	(1)	(1)	1
<i>Helix lutescens</i>	6	2	–	2	–	–	–	2	–	2	–
<i>Pseudanodonta complanata</i>	6	–	2	1	1	2	1	2	1	2	–
Nem védett ritka fajok											
<i>Platyla banatica</i> (= <i>Acicula banatica</i>)	8	–	–	–	3	–	–	–	–	–	–
<i>Bythiospeum oshanovae</i> (= <i>Paladilhia oshanovae</i>)	11	–	–	–	–	–	3	–	–	–	–
<i>Bythinella austriaca</i>	6	–	–	2	–	2	–	–	–	–	–
? <i>Bythinella austriaca hungarica</i> ^g	11	–	–	–	–	3	–	–	–	–	–
<i>Valvata macrostoma</i>	6	–	1	1	1	2	1	1	1	1	1
<i>Planorbis carinatus</i>	6	–	1	–	1	2	2	–	1	–	1
<i>Anisus leucostoma</i>	6	–	–	2	–	1	1	1	–	–	1
<i>Gyraulus laevis</i>	6	–	2	1	1	2	1	1	1	1	–
<i>Gyraulus riparius</i>	7	–	[1]	–	–	[1]	2	–	–	–	–
<i>Gyraulus rosmaessleri</i>	7	3	–	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Truncatellina costulata</i>	9	–	–	3	–	–	–	–	–	–	–
<i>Vertigo substriata</i>	7	–	–	2	–	1	–	–	–	–	–
<i>Cochlodina fimbriata</i>	8	–	–	–	–	–	3	–	–	–	–
<i>Pseudofusus varians</i>	7	–	–	–	–	–	–	–	–	–	3
<i>Macrogastra densestriata</i>	8	–	–	–	–	–	3	–	–	–	–
<i>Macrogastra borealis bielzi</i> (= <i>Macrogastra latestriata</i>)	7	2	–	2	–	1	–	–	–	–	–
<i>Clausilia cruciata</i>	7	–	–	2	–	–	–	–	–	–	2
<i>Clausilia rugosa parvula</i> (= <i>Clausilia parvula</i>)	7	–	2	–	–	–	–	–	–	–	1
<i>Balea stabilis</i>	8	–	–	2	–	–	–	2	–	–	–
<i>Bulgarica cana</i>	7	2	1	2	–	–	–	–	–	–	–
<i>Bulgarica vetusta</i>	7	–	2	1	–	–	–	–	–	–	–
<i>Aegopinella nitens</i>	7	–	–	–	–	–	3	–	–	–	–
<i>Petasina bakowskii</i> (= <i>Trichia bakowskii</i>)	9	–	–	3	–	–	–	–	–	–	–
<i>Faustina illyrica</i> (<i>Helicogona planospira</i>) ^h	8	–	–	–	3	–	–	–	–	–	–

<i>Faustina faustina</i> (<i>Helicigona faustina</i>)	7	2	–	2	–	–	–	–	–	–	
<i>Sphaerium solidum</i> ¹	7	–	–	–	–	3	–	–	–	–	
<i>Sphaerium rivicola</i>	6	–	1	1	1	2	1	1	1	1	
<i>Pisidium pseudosphaerium</i>	6	–	2	1	1	–	1	1	–	–	
<i>Pisidium tenuilineatum</i>	7	–	3	–	–	–	–	–	–	–	
Felelősség pontszámok											
Összes faj		36	38	89	37	52	46	25	13	16	24
Annex-es fajok		7	6	10	8	5	5	8	4	7	5
Annex-es és védett fajok		27	22	62	26	32	25	18	9	13	14
Nem védett ritka fajok		9	16	27	11	20	21	7	4	3	10

¹A fajok a védeltségi státuszuk alapján csoportosítva, azon belül pedig rendszertani sorrendben következnek. A fajnevek írásmódja általánosan a Fauna Europaea nomenklatúrát (Araujo 2004, Bank 2004) követi, az attól való eltéréseket lábjegyzetben jelezzük, zárójelben a hazai szakirodalomban elterjedt, az Európai Unió Faj- és Élőhelyvédelmi Irányelve (Európa Tanács 1992) 2003 óta hatályos II. és IV. függelékében szereplő (Annex-es fajok), valamint a védett állatfajokat felsoroló 13/2001. (V. 9.) KÖM rendeletben (KÖM 2001) megadott szinonim nevek szerepelnek. A ritka fajok körét a ritkasági pontszámok (MRI) alapján a kvartilis definíció (Gaston 1994) segítségével határoztuk meg (Sólymos 2004, Fehér *et al.* 2006).

²MRI: Mollusca ritkasági index Sólymos (2004) és Fehér *et al.* (2006) alapján.

³A Nemzeti Park Igazgatóságok számozása az 1. ábra jelöléseit követi: 1: Aggteleki, 2: Balaton-felvidéki, 3: Bükk, 4: Duna-Dráva, 5: Duna-Ípoly, 6: Fertő-Hanság, 7: Hortobágyi, 8: Kiskunsági, 9: Körös-Maros, 10: Órségi Nemzeti Park Igazgatóság. A táblázatban szereplő „regionalitási pontszámok” a következők: 3 pont ha az adott faj előfordulása az adott NPI területén kizárólagos, 2 pont ha előfordulása ott súlypontos, 1 pont ha előfordulása nem súlypontos, és 0 pont ha nem fordul elő. Az emberi közvetítéssel megtelepedett új populációk pontszámait kerek zárójelben szerepeltetjük, mivel a behurcolt populációk természetvédelmi értéke vitatható, de nem hagyható figyelmen kívül. A nem élő (csak üres héjakon alapuló) populációkra vonatkozó adatokat szögletes zárójelben tüntettük fel.

⁴A faj mind a hazai (pl. Soós 1943, Richnovszky & Pintér 1979) mind a külföldi (pl. Falkner *et al.* 2001, Glöer 2002) szakirodalomban általánosan *Sadleriana pannonica* néven szerepel. Azonban a Fauna Europaea a legújabb eredmények alapján (Szarowska & Wilke 2004) már *Bythinella pannonica* néven említi.

⁵Ugyan a Fauna Europaea a hazai szakirodalomban elterjedt *Fagotia* genusznevet használja, említést érdemel, hogy egyes szerzők (pl. Glaubrecht 1996, Glöer 2002) véleménye szerint a genusz érvényes neve *Esperiana*, a *Fagotia* pedig annak junior szinonímja, emiatt *Esperiana* genusznévvel szerepel a legutolsó hazai édesvízi fajlistában is (Fehér *et al.* 2006).

⁶Egészen a legutóbbi időkig – figyelmen kívül hagyva a *daudebartii* fajnév elsőségét – a hazai szakirodalomban (pl. Soós 1943, Richnovszky & Pintér 1979, Varga & Csányi 1997) és ezáltal a védeltségi listán is a faj *F. acicularis* néven szerepelt, a mi értelmezésünk szerint a törvényi védelem az egész fajra vonatkozik ezáltal. A törzsalak termálvizekben él, a hideg folyóvizekben előforduló formát általában *F. d. acicularis* néven önálló alfajként tartják számon. A Fauna Europaea a termálvízi formán belül is több alfajt különböztet meg, a törzsalakot csak Ausztriából jelzi, a hazai termálvízi formát pedig külön alfajként, *thermalis* néven sorolja fel. Ez az elkülönítés azonban nem látszik megalapozottnak (lásd még Fehér *et al.* 2006) ezért a Fauna Europaea elnevezést ez esetben nem követtük.

⁷A Fauna Europaea Magyarországról a *Bythinella austriaca* fajt nem, csak a *Bythinella hungarica* fajt sorolja fel. Ez az értelmezés abból fakad, hogy egyes szerzők (pl. Glöer 2002) tévesen minden hazai *Bythinella* populációt a *B. hungarica* fajjal azonosítanak. Ezzel szemben Soós (1943) szerint az Északi-középhegységi populációik a *B. austriaca* fajba tartoznak. A Hazay (1881) által Budapestről önálló fajként leírt *hungarica* pedig csupán ezen faj egy alakosának szélsőségesen karcsú képviselője. Soós, miután lelőhelyét nem találta és ezért kipuhtulnak hitte, különösebb jelentőséget nem is tulajdonított neki. A Hazay-féle „karcsú forma” popu-

lációit Petró (1984) fedezte fel újra. A forma taxonómiai státusza pillanatnyilag tisztázatlan. Önálló fajként kezelni értelmetlen, sőt, tekintettel a *B. austriaca* más populációinál megfigyelhető morfológiai heterogenitásra, még az alfaji elkülönítés megalapozottsága is kérdéses. A kérdés megnyugtató tisztázásáig Falkner *et al.* (2001) „weak subspecies” koncepcióját követve feltételesen alfajként kezeljük (lásd Fehér *et al.* 2006).

^bA hazai szakirodalomban előforduló *Helicigona planospira* hivatkozások erre a fajra vonatkoznak, miután a nálunk előforduló fajt többen azonosnak vélték a Közép- és Dél-Olaszországban előforduló, hozzá héjmorfológiailag nagyon hasonló *Chilostoma planospira* fajjal.

^cA közelmúltban fedezték fel magyar területen (Varga & Juhász 2002), és mivel nem dönthető el egyértelműen, hogy friss megtelepedésről, vagy olyan ritka fajról van szó, amely eddig elkerülte a kutatók figyelmét, ezért feltételesen szerepeltetjük a listában.

Eredmények és megvitatásuk

A felelősség mértéke szorosan összefügg a fajok ritkaságával (elterjedési terület mérete, helyi gyakoriság, populációméret), de közvetlenül nem feleltethető meg annak. Minél ritkább földrajzi értelemben egy faj, annál inkább behatárolható (országhatár, NPI-ok határa által) a faj védelmében elsődleges szerepet betöltő illetékességi terület.

A jelentős részben vagy kizárólag Magyarország területén előforduló fajok (Kárpát-medencei endemizmusok) megőrzése világviszonylatban Magyarország – pontosabban az illetékes NPI-ok – feladata, a globális felelősség ezen fajok esetén a legmagasabb. A *Bythiospeum oshanovae* (= *Paladilhia oshanovae*) szűk elterjedésű endemizmus, a faj nem védett, és bár előfordulása védett területen található (Szigetköz, Fertő-Hanság NPI), élőhelyét a vízellátottság változása veszélyezteti. Fokozottan védetté, vagy védetté nyilvánítása, az állományok monitorozása indokolt. A Mecsek földalatti karsztvízeiben endemikus *Bythiospeum hungaricum* (= *Paladilhia hungarica*) helyzete pillanatnyilag megnyugtatónak látszik, a faj védett és élőhelye is védelem alatt áll. A fajjal kapcsolatos felelősségen a Duna-Dráva NPI „oszoszik” a Dél-dunántúli Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatósággal, miután a mecseki karszt részrendszerét kitöltő vizek ez utóbbi fennhatósága alá tartoznak. A faj védettségének fenntartása (esetleg fokozása) indokolt. A Bükk és a Tornai-karszt területén endemikus *Sadleriana pannonica* állományainak becslések szerint 70-80 %-a él Magyarország területén (Bükki és Aggteleki NPI; Fehér *et al.* 2006). A faj és élőhelyei egyaránt védelmet élveznek, a faj védettségének fenntartása (esetleg fokozása) és folyamatos monitorozása ezzel együtt indokolt, hiszen a faj állományait a turizmus fokozódásával az élőhelyek degradációja fenyegeti (Szabó 1988). A *Theodoxus prevostianus* interglaciális reliktumfaj, mostanra mindössze néhány populációja maradt fenn a Kárpát-medencében. Ausztriai állománya pillanatnyilag stabilnak látszik (Piringer 2001), romániai előfordulásán eltűnően van (Sîrbu & Benedek 2005, Sîrbu személyes közlés), az egyetlen hazai populáció helyzete nem megnyugtató, mivel élőhelye magánterületre esik (Bükki NPI). A faj védettségének fenntartása (esetleg fokozása) és folyamatos monitorozása indokolt emellett olyan egykori élőhelyeire való visszatelepítése is megfontolandó, ahonnan a közelmúltban kipusztult, de az életfeltételei jelenleg már újra biztosítottak (pl. Miskolctapolca, Tata). Feltehetően Romániában is előfordul a hazánkban fokozottan védett *Kovacsia kovacsi* (= *Hygromia kovacsi*) (Varga 1981), populációinak így is túlnyomó része magyar területen él, és ezeknek több mint kétharmada található védett területen kívül (Körös-Maros NPI;

Sólymos in press), így a faj állományai monitorozást igényelnek, a faj fokozottan védett státuszának fenntartása indokolt (ld. Domokos 2002). A bizonytalan taxonómiai státuszú *Bythinella austriaca hungarica* (lásd I. táblázat lábjegyzet) elterjedési területe igen szűk, mindössze Budapest északkeleti peremén a Csömöri-patak mentén fakadó néhány kis forrásból ismert (Duna-Ipoly NPI). Élőhelyét leromlás, bolygatás és beépítés veszélye fenyegeti.

Az Európai Unió egészét tekintve a ritka, vagy kis areájúnak számító fajokhoz kapcsolódik magas EU szintű felelősség. Ilyenek egyrészt a Nyugat-Európában mára megritkult Annex-es fajaink (*Theodoxus transversalis*, *Anisus vorticulus*, *Vertigo moulinsiana*, *Vertigo angustior*, *Unio crassus*), amelyek – a *Theodoxus transversalis*-t kivéve – paradoxnak tűnő módon ritkasági (MRI) pontszámuk alapján nem tartoznak a ritka hazai fajok közé (1. táblázat). Ezen fajok stabilnak tekinthető hazai populációi igazi értékek az európai fajmegőrzési programok számára. A *Theodoxus transversalis* faj hazai állománya ritkul, populációi a Dunából szinte teljesen eltűntek (él még a Tiszában Bódvában, Rábában és a Hernádban), ezért a védettség fenntartása és a monitorozás indokolt. Másrészt ilyen az erdélyi elterjedésű, az EU-ban kizárólag nálunk előforduló *Drobacia banatica*, melynek hazai állományai a Tisza, Körös és Maros folyók „zöld folyosó” jellegének és faunaközvetítő szerepének bizonyítékai (Bába 1998, Deli et al. 1995). Ide tartoznak továbbá a kárpáti elterjedésű ritka fajaink (pl. *Spelaeodiscus triarius*, *Cochlodina cerata*, *Vestia gulo*, *Vestia turgida*, *Cellariopsis deubeli*, *Bielzia coeruleans*, *Perforatella dibothrion*, *Monachoides vicinus*, *Lozekia transsylvanica*, *Trichia lubomirskii*), vagy a Kelet-európai elterjedésű *Helix lutescens*. Ezek EU-s szintű megőrzéséért Szlovákia és Lengyelország mellett Magyarország és Románia felelős. A hazánkban is elforduló jellegzetes kárpáti elterjedésű fajok megőrzése szempontjából – EU tagságtól függetlenül – a határmenti együttműködések szerepe alapvető jelentőségű.

Az egyes NPI-ok országos felelősségével kapcsolatos eredményeket az I. táblázatban foglaltuk össze. A védett illetve a nem védett ritka fajok többsége esetén egy vagy két NPI felelőssége kiemelkedő a többihez képest (1. táblázat; ahol a regionalitási pontszámok értéke 2–3). Ha egy fajt illetően a felelősségen több NPI osztozik, a fajvédelmi tervek készítése és működtetése során a NPI-ok együttműködése hatékony megoldást jelenthet.

Bár a ritka fajok 50% jelenleg nem élvez törvényi védettséget hazánkban (Sólymos 2004, Fehér et al. 2006, Sólymos & Fehér 2005), a ritka fajok előfordulásainak legnagyobb hányada védett területen helyezkedik el (Sólymos 2007). Ebből fakadóan a ritka fajok legtöbbje viszonylagos biztonságban van. Akadnak azonban kivételek, így a nem védett és ritka *Gyraulus riparius* hazai populációinak csak mintegy 50%-a védett (Szigetköz, Fertő-Hanság NPI). A szintén nem védett és csupán néhány lelőhelyről ismert *Gyraulus rossmaessleri* (Bódva-folyó, Aggteleki NPI) fajt pedig élőhelyeinek degradációja fenyegeti. A ritka és nem védett *Faustina illyrica* (= *Helicigona planospira* a magyar szakirodalomban, lásd I. táblázat) faj hazai előfordulásainak több mint 75%-a védett területeken kívül helyezkedik el (Duna-Dráva NPI). Ezeknek a fajoknak a védetté nyilvánítása ritkaság és területi védettség alapján erősen indokolt, állományaik monitorozást igényelnek.

A gyakori fajok (pl. *Pupilla muscorum*) állományainak esetleges drasztikus fogyatkozása nagyobb környezeti változásokat jelez, mint egy ritka faj esetleges eltűnése. Ezért a ritkaság mellett az állományok monitorozása gyakori fajok esetén is indokolt lehet.

A természetvédelmi szempontból fontosnak ítélt fajokat együttesen figyelembe véve (1. táblázat alsó sorai) az látszik, hogy az Annex-es fajok pontszámai alapján a Bükki, a Duna-Dráva és a Hortobágyi NPI pontszámai a legmagasabbak, de a területi különbségek nem túlzottan jelentősek a többi NPI-gal összehasonlítva. Ha figyelembe vesszük a védett, valamint a nem védett de ritka fajokat is, akkor a Bükki NPI kimagasló értéke mellett a Dunapoly és a Fertő-Hanság NPI felelősségi pontszáma a legmagasabb. Ez azt jelenti, hogy ennek a három NPI-nak van a legjelentősebb szerepe a hazai puhatestűek faji sokféleségének megőrzése szempontjából.

Nem elhanyagolható szempont az sem, hogy néhány esetben fontos fajaink kis fajgazdagságú régiókban fordulnak elő, élőhelyeiken gyakori fajok társaságában. Alacsony fajgazdagság esetén a régióra vonatkozó összesített felelősségi pontszám – a fajok jelentőségétől, ritkaságától függetlenül – alacsony lesz. Szembetűnő a Körös-Maros NPI alacsony pontszámának és a *Kovacsia kovacsi* természetvédelmi szempontból kiemelkedő jelentőségének a kontrasztja (1. táblázat). Ez abból fakad, hogy a *Kovacsia kovacsi* viszonylag fajszegény, pontosabban természetvédelmi szempontból fontos fajokban szegény területen fordul elő. Ez arra hívja fel a figyelmet, hogy a gyakorlatban a prioritások meghatározásakor a globális, az EU-s és az országos jelentőségű fajokat együttesen – szakmai szempontok alapján súlyozva – kell figyelembe venni.

Eredményeink indikatív értékűek, és pillanatnyi állapotot tükröznek akár a rendelkezésre álló adatok, akár a fajok populációinak aktuális helyzete tekintetében. Hiszen a tárgyalt fajok a jelenleg ismert és megítélt fajok összességéből kerültek ebbe az összehasonlításba, ami azt jelenti, hogy ha valamely formáról kiderül, hogy egy korábban más faj keretei közé vett önálló faj, akkor a természetvédelmi megítélése jelentősen módosulhat, élőhelye felértékelődhet. Ezért az 1. táblázatban közölt értékszámok még akkor is relatívak, ha a lehetőségekhez mérten objektíven lettek megállapítva.

Mivel az ország malakológiai szempontból nem tekinthető teljesen feltártnak, ezért a felhasznált fajlistában nem szereplő fajok potenciális természetvédelmi értéke átsúlyozhatja az egyes földrajzi régiók összesített felelősségét. Jelen vizsgálatunk a törvényileg felsorolt és a szakirodalomban ritkának minősített fajokra vonatkozik, ami nem zárja ki, hogy a későbbiekben ugyanezen, vagy más szempontok alapján az ebben a listában nem szereplő fajok is prioritást kaphassanak.

Az általunk alkalmazott szempontok következetes érvényesítése révén egyrészt meghatározható, hogy a puhatestű fajok hazai állományainak védelme mennyire jelentős a faj globális védelme szempontjából. Másrészt azonosíthatók a puhatestű fajok védelmében leginkább illetékes területi hatóságok. Harmadrészt NPI-onként külön-külön behatárolható azon fajoknak a köre amelyek alapján az igazgatóságok saját prioritásaikat meg tudják határozni.

Mivel a ritka hazai fajok jelentős része nem élvez törvényi védeltséget, ezért NPI-ok illetékességi területein a ritka fajok élőhelyeinek megóvása fontos a hazai Mollusca-fauna minél teljesebb védelme szempontjából. Mindenképpen fontos azonban, hogy a puhatestűek védelmét is szolgáló intézkedések körültekintően és szakmailag megalapozott módon történjenek. Ehhez ad kiindulási alapot jelen munkánk, melyet a gyakorlati felhasználhatóság szempontjait figyelembe véve készítettük el.

*

Köszönetnyilvánítás – A szerzők hálásak Majoros Gábornak kritikai észrevételeiért. A kutatást a Nemzeti Kutatás-Fejlesztési Program (címe: A Kárpát-medence állattani értékei, faunájának gócterületei és genezise; a szerződés száma: 3B023-04) és az Országos Tudományos Kutatási Alapprogramok (OTKA T 043508) pályázata támogatta.

Irodalomjegyzék

- Araujo, R. (2004): *Fauna Europaea: Mollusca, Bivalvia*. – Fauna Europaea version 1.2, <http://www.faunaeur.org> (hozzáférés: 2006 január)
- Bába, K. (1998): The malacofauna of the Tisza Valley: inhabitation and subsequent impoverishment. – *Tiscia* 31: 47–54.
- Bank, R. (2004): *Fauna Europaea: Mollusca, Gastropoda*. – Fauna Europaea version 1.2, <http://www.faunaeur.org> (hozzáférés: 2006 január)
- Deli, T., Dobó, T., Kiss, J. & Sümegi, P., (1995): Hinweise über die Funktion eines „Grünen Korridors“ entlang der Tisza (Theiß) auf Grund der Molluskenfauna. – *Malakológiai Tájékoztató* 14: 29–32.
- Domokos, T. (2002): Exploring the distributions of *Hygromia kovacsi* Varga & Pintér in the surroundings of the Fekete- and Fehér-Körös River I. (Giving accurate locations of occurrences). – A *Hygromia kovacsi* Varga & Pintér Fekete-és Fehér-Körös menti előfordulásának vizsgálata I. (Az előfordulási helyek pontos lehatárolása). – *Soosiana* 30: 21–29.
- Dunn, E. H., Hussell, D. J. T. & Welsh, D. A. (1999): Priority-setting tool applied to Canada's landbirds based on concern and responsibility for species. – *Conservation Biology* 13: 104–1415.
- Európa Tanács (Council of Europe) (1992): *Council Directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora*. – Brüsszel.
- Falkner, G., Bank, R. A. & Proschwitz, T. von (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., Majoros, G. & Varga, A. (2006): A scoring method for the assessment of rarity and conservation value of the aquatic molluscs in Hungary. – *Heldia* 6: 101–114.
- Gaston, K. J. (1994): *Rarity*. – Chapman and Hall, London, 205 p.
- Glaubrecht, M. (1996): *Evolutionsökologie und Systematik am Beispiel von Süß- und Brackwasserschnecken (Mollusca: Caenogastropoda: Cerithioidea): Ontogenese-Strategien, paläontologische Befunde und Historische Zoogeographie*. – Leiden, Backhuys Publishers. 544 p.
- Glöer, P. (2002): Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas. – In: *Die Tierwelt Deutschlands* Vol. 73. Hackenheim, ConchBooks. 327 p.
- Hazay, Gy. (1881): Die Molluskenfauna von Budapest. – *Malakozoologische Blätter* 3: 1–69., 160–183., 4: 43–224.
- Kerney, M. P., Cameron, R. A. D. & Jungbluth, J. H. (1983): *Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas*. – P. Parey, Hamburg–Berlin, 384 p.
- KÖM (2001): 13/2001. (V. 9.) KÖM rendelet a védett és a fokozottan védett növény- és állat-

- fajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az európai közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről.* – Budapest.
- Lisicky, M. J. (1991): *Mollusca Slovenska.* – VEDA, Bratislava, 341 p.
- Patten, M. A. & Erickson, R. A. (2001): Conservation value and rankings of exotic species. – *Conservation Biology* **15**: 817–818.
- Petró, E. (1984): On the appearance on *Bythinella austriaca* in Budapest (Preliminary report). – *Malakológiai Tájékoztató* **4**: 22–29.
- Pintér, L. & Suara, R. (2004): *A magyarországi puhatestűek elterjedése II.* – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 547 p.
- Piringer, B. (2001): Abundance of *Theodoxus prevostianus* (Gastropoda, Neritidae) in the drainage of a thermal spring near Vienna (Austria). – In: Salvini-Plawen, L., Voltzov, J., Sattman, H. & Steiner, G. (szerk.): *Abstracts, World Congress of Malacology 2001*, Bécs, Ausztria. p. 278.
- Richnovszky, A. & Pintér, L. (1979): A vizicsigák és kagylók (Mollusca) kishatározója. – In: Felföldy, L. (szerk.): *Vízügyi Hidrológia* Vol. 6, Vízügyi Dokumentációs és Továbbképző Intézet, Budapest, 206 p.
- Sirbu, I. & Benedek, A. M. (2005): The genus *Theodoxus* Monfort 1810 (Mollusca, Gastropoda, Neritidae) in the Romanian Inner Carpathian Basin. In: *Scientific Annals of the Danube Delta Institute*, Vol. 11, Tulcea, pp. 92–98.
- Sólymos, P. (2004): Magyarország szárazföldi Mollusca-faunájának ritkaságon alapuló értékelése és alkalmazási lehetőségei. – *Természetvédelmi Közlemények* **11**: 511–520.
- Sólymos, P. (2007): Are current protections of land snails in Hungary relevant to conservation? – *Biodiversity and Conservation*. **16**: 347–356
- Sólymos, P. & Fehér, Z. (2005): Conservation prioritization using land snail distribution data in Hungary. – *Conservation Biology* **19**: 1084–1094.
- Soós L. (1943): A Kárpát-medence Mollusca-faunája. – In: *Magyarország Természettudományi Múzeuma I.* MTA, Budapest, 478 p.
- Szabó, S. (1988): A *Sadleriana pannonica* (Frauenfeld 1865) visszatelepítésének kezdeti tapasztalatai a Bükk Nemzeti Park területén. – *Malakológiai Tájékoztató* **8**: 35–37.
- Szabó, S. (1994): Data to malacologic valuation of Hungarian waters. – *Malakológiai Tájékoztató* **13**: 51–53.
- Szekeres, M. (1976): New aspects of an Alopia-system. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **22**: 389–396.
- Szarowska, M & Wilke, T 2004. *Sadleriana pannonica* (Frauenfeld, 1865): a lithoglyphid, hydrobiid or amnicolid taxon? – *Journal of Molluscan Studies* **70**: 49–57.
- Varga, A. (1981): A *Hygromia kovacsi* Varga et Pintér romániai előfordulása. – *Soosiana* **9**: 23.
- Varga, A. & Csányi, B. (1997): Vizicsiga-fajok elterjedésének adatai hazai folyóinkban az elmúlt évtized faunisztikai feltárása alapján. – *Folia Historico-Naturalia Musei Matraensis* **22**: 285–322.
- Varga, A. & Juhász, P. (2002): *Sphaerium* (Cynerastrum) *solidum* (Normand, 1844) a species new to the fauna of Hungary (Bivalvia, Sphaeriidae). – *Folia Historico-Naturalia Musei Matraensis* **26**: 121–124.
- Wiktor, A. (2004): *Ślimaki lądowe Polski.* – Mantis, Olsztyn, 302 p.

Setting priorities for mollusc species and their habitats in Hungary

¹*Péter Sólymos, ²Zoltán Fehér and ³András Varga

¹Department of Ecology, Szent István University, Rottenbiller u. 50., 1077 Budapest, Hungary

²Hungarian Natural History Museum, Baross u. 13., 1088 Budapest, Hungary

³Mátra Museum, Kossuth u. 40., 3200 Gyöngyös, Hungary

We analysed the relation between distributions of mollusc species and the borders of the country and national park directorates (NPD) to express responsibility associated to species and areas. Responsibility of Hungary is the highest in global conservation of the species *Bythiospeum oshanovae*, *B. hungaricum*, *Sadleriana pannonica*, *Theodoxus prevostianus* and *Kovacsia kovacsi*, which are not adequately protected (except *B. hungaricum*). For the European Union, the protection of the viable populations of *Helix lutescens* is important. On national level, neither the species *Gyraulus riparius*, *G. rossmaessleri* and *Faustina illyrica* nor their habitats are protected. The responsibility of the Bükki, Duna-Ipoly and Fertő-Hanság NPDs are the highest for the protection of the whole mollusc fauna. Compared to this, the responsibility of the Körös-Maros NPD is low, although important species (*K. kovacsi*, *H. lutescens*, *Drobia banatica*) live in its territory.

Key-words: distribution data, faunistics, Hungary, national parks, prioritisation, protection

Az egyhajú virág (*Bulbocodium versicolor*) szerbiai állományainak felmérése

Szabados Klára¹, Szekeres Ottó², Mikes Bence²

¹Zavod za zaštitu prirode Srbije, RJ Novi Sad
Radnička 20/a, 21 000 Novi Sad, Szerbia,

²Palics-Ludas Közvállalat
Park Narodnih heroja 9, 24413 Palics, Szerbia

felelős szerző: Szabados Klára, Institute for Nature Conservation of Serbia,
Department in Novi Sad, Radnička 20/a, 21 000 Novi Sad, Szerbia,

tel: +381 21 489 6309, fax: +381 21 6616 252, e-mail: szabados@natureprotection.org.yu

Összefoglaló: Az egyhajú virág Duna–Tisza közti populációjának zöme a határképző Körös-ér szerbiai oldalán található. Habár a virágzó egyedek száma életképes populációra utal, az általuk elfoglalt élőhelytöredékek összterülete kevesebb, mint a feltételezett hajdani élőhely 1,5%-a. A szigetszerű élőhelyfoltok többsége kisebb fél hektárnál, alakjuk kedvezőtlen, eredeti növénytakarásuk leromlott vagy megsemmisült. Jellemző az özöngyomok terjedése, a cserjésedés, valamint a szomszédos szántók műveléséből eredő zavarás. Feltételezhetően a talajvízszint csökkenése is veszélyezteti a faj fennmaradását. Védelmének elsődleges feladata a részpopuláció 95%-át magába foglaló, zöld folyósókkal összekötött élőhelyfoltok kialakítása illetve helyreállítása. A teljes populáció védelméhez szerb-magyar együttműködés szükséges.

Kulcsszavak: egyhajú virág, fragmentáció, tájtörténet, veszélyeztető tényezők, védelmi stratégia

Bevezetés

Az egyhajú virág (*Bulbocodium versicolor* (Ker Gawl.) Spreng.) Szerbiában csak a Szabadkai-homokvidéken fordul elő. A leginkább veszélyeztetett növényfajok egyikeként (Šajinović 1978, Sturc 1973) Vajdaság területén 1978 óta törvényes védelem alatt áll. Habár előfordulási területének a szabadkai erdőkhöz tartozó része már 1982-től védelem alá került, megfelelő ellenőrzés hiányában élőhelyeinek területe tovább csökkent. Az 1987–2003 közötti időszakban a szabadkai Csornai Richárd Ökológusok Egyesülete kísérte figyelemmel az állományok helyzetét és szinte minden élőhely- és állománypusztításnak megfelelő visszhangot biztosítottak a helyi, sőt az országos médiában. Ezzel egyrészt sikerült megakadályozni egyes élőhelyek beszántását, másrészt az egyhajú virág a Szabadkai-homokvidék jelképévé vált. Az általa elfoglalt területek folyamatos csökkenése miatt Szerbia Flórájának Vörös Könyve (Butorac 1999) a közvetlen kihalással fenyegetett fajok közé sorolja.

A Szabadkai-homokvidéken 2003 decemberében kialakított tájvédelmi terület magába foglalja a faj minden jelentősebb állományát, védelmüket a területkezelő őrszolgálat biztosítja. 2005-ben a Szerbia Természetvédelmi Intézet és a kezelést végző Palics-Ludas Közvállalat együttműködésével elkezdődött az egyhajú virág védelmi stratégiájának kialakítása. Az első év folyamán az állomány jelenlegi állapotának becslése, a területre vonatkozó tájtörténeti adatok összegyűjtése és a veszélyeztető tényezők feltárása volt a cél.

Módszerek

A vizgált terület a Duna-Tisza közti homokhátság déli peremén helyezkedik el, a Kőrös-ér határképző szakasza mentén. Magába foglalja az ér szerbiai öntésterületét, a vízfolyás jobb partján húzódó megművelt homoksávot, valamint a szabadkai erdőség északkeleti peremét. A területet délről Szabadka (Subotica), Palics (Palić) és Hajdújárás (Hajdukovo) települések határolják. Az ér bal partján lévő legközelebbi települések Kelebia és Ásotthalom.

Az adatgyűjtés három részből állt: a területre vonatkozó talajtani, vízrajzi és erdészeti adatok beszerzéséből, tájtörténeti kutatásokból, valamint terepi felmérésekből. A talajtani adatok a talaj- és vízviszonyokat megváltoztató gyümölcsstelepitést megelőző felmérésből származnak (Pavičević & Stankević 1962). Mivel az 1:25000 méretarányú talajtérkép a terület mozaikosságát nem követi, a futóhomok és a humuszos homok látható határvonalát a területbejárás alatt pontosítottuk. Az eredeti vízviszonyok becsléséhez a természetes vegetáció fennmaradt foltjait, valamint az 1968. évi 1:5000 méretarányú szintvonalas térképet használtuk. Ez utóbbit összevetve a katonai felmérések térképeivel, valamint a Kőrös-ér 1831-ből származó rajzával (Tóth 1831), megállapítottuk, hogy még a talajvízszint nagyarányú süllyedését megelőző viszonyokat ábrázolja. A talajvíz jelenlegi szintje a locsoló- illetve itatógödrökben a terület több pontján is megfigyelhető. Az aktuális állapotot ábrázoló 1:10000 méretarányú erdészeti térképek az erdőkkel gazdálkodó közvállalattól származnak. A tájtörténeti áttekintéshez a katonai felmérések (I, II, III és a felújított III) térképein kívül a Szabadkai Történelmi Levéltár dokumentumait is felhasználtuk.

Az 1987–2003 közötti, a virágzó egyedek számára és az élőhelyek kiterjedésére vonatkozó adatok a szabadkai Csornai Richárd Ökológusok Egyesületének adatbázisából származnak. 2005 márciusában a virágzó egyedek számát és az elfoglalt élőhely-foltok alakját, júliusban pedig a vegetáció jellemzőit és az élőhelyen ható veszélyeztető tényezőket jegyeztük fel. Az élőhelyek kiterjedését 1:10000 léptékű térképen jelöltük, melyet e célra az erdészeti, az erdőn kívül pedig a kataszteri térképek és a terület műholdas felvételének egymásravezítésével állítottunk elő. A virágzó egyedek számát a kis állományokban megszámláltuk, nagyobbak esetében viszont a becsült tízes, illetve százas csoportok összeszámlálásával nyertünk megközelítő értéket. A becslést egyidejűleg két személy végezte egymástól függetlenül, ami az adatok 10% -nál nagyobb eltérése esetén lehetővé tette az azonnali ismétlést. Mivel az eddigi, évi legfeljebb egy alkalommal történt felmérések véletlenszerűen rögzítették a virágzási periódus valamely szakaszára jellemző állományképet, az adatokat durva becslésként kell kezelnünk. Emiatt a táblázatban csak az állományok nagyságrendjét tüntettük fel, a veszélyeztető tényezők hatásának értékelésekor pedig csak a nagyarányú változásokat tekintettük bizonyosnak.

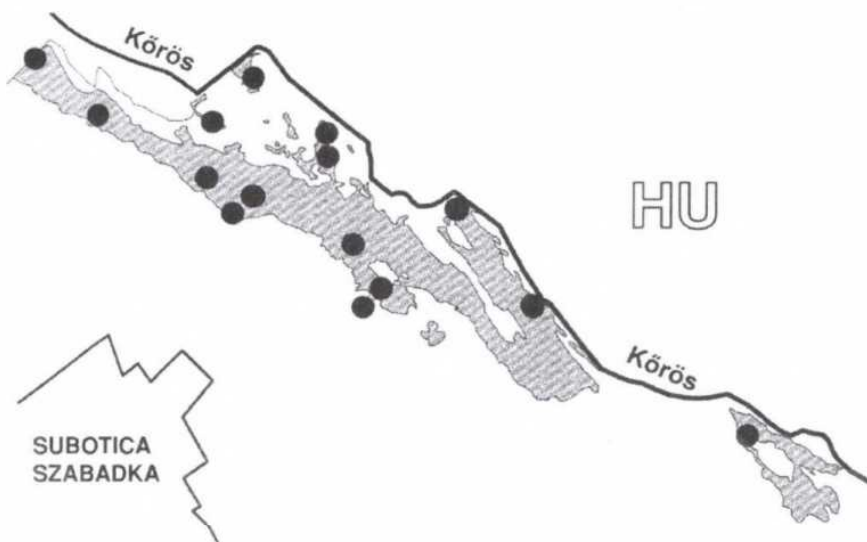
Az eredeti élőhely kiterjedését az irodalomból származó florisztikai, valamint talajtani és vízrajzi adatok felhasználásával becsültük meg. Az élőhelycsökkenés folyamatát az előfordulási adatok és a térképeken követhető tájhasználati változások segítségével vázoltuk. Az értékelés és ábrázolás folyamán egységes élőhelyként kezeltük mindazokat az élőhely-foltokat, melyek egymás közötti távolsága nem haladja meg a 300 métert és létezik közöttük természetes vagy természetközeli állapotú, zárt száraz gypet tartalmazó élőhely-folyósó.

A veszélyeztető tényezők meghatározásakor az állományok környékének jelenlegi és múltbéli állapotát is figyelembe vettük.

Eredmények és értékelésük

Az állományok és élőhelyeik főbb jellemzői

Az egyhajú virág jelenleg ismert szerbiai előfordulásai a Szabadkai-homokvidék Körös-ér menti, mintegy 10 km hosszú és 0,5–2,5 km széles szakaszára korlátozódnak (1. ábra). Állományai a Körös öntésterületéből kiemelkedő kis buckákon, a telepített erdősáv északi peremének tisztásain és sarjzatott akácosaiban, földutak mezsgyéiben valamint tanyák melletti gyepeken maradtak fenn. Az egyes élőhelyeken számlált, illetve becsült virágzó tövek száma 30-tól 10000-ig terjed, ami összesítve 40–45 ezer tövet jelent. Az állományok által elfoglalt élőhely-foltok nagysága 0,05 hektártól 2,5 hektárig terjed, összterületük mindössze 8,6 ha (1. táblázat). Környéküket megművelt területek, erdőültetvények vagy nedves rétek képezik. A 24 ismert állományfolt 15 szigetszerű élőhelyen csoportosul, melyeket megművelt terület választ ketté, egy erdei és egy Körös-völgyi sorozatra (1. ábra). A két legerősebb állomány az erdősávban maradt fenn, egyenként 2,5 ha nagyságúra becsült területetük akáccsoportokkal szaggatott, amöbaszerű foltokból áll. Az élőhely-foltok négyötöde kisebb fél hektárnál. Hat élőhely alakja elnyújtott: földutak 5–10 m szélességű mezsgyéjében maradt fenn a szerbiai részpopuláció csaknem egyharmada.



1. ábra. Az egyhajú virág élőhelyének egykori lehetséges kiterjedése. A vonalkázott terület a feltételezett élőhely kiterjedését, a telt körök pedig a jelenlegi állományokat jelzik.

1. táblázat. Az állományok jellemzői és veszélyeztetettségük. x – a tényező az állomány egy részére fejt ki hatását, X – a tényező az állomány egészére hat.

az élőhely és környéke	lápérét	szántók, parlagok						szántó/erdő		erdőültetvény						
élőhely sorszáma	4.	5.	6.	3.	14.	15.	13.	9.	7.	10.	12.	11.	8.	2.	1.	
tőszám (N)	10 ²	10 ⁴	10 ³	10 ²	10	10	10	10 ³	10 ⁴	10 ³	10 ³	10 ²	10 ²	10 ²	10	
élőhely területe (ha)	0.2	0.4	0.8	0.3	0.1	0.1	0.1	0.3	2.5	0.5	2.5	0.2	0.3	0.2	0.1	
élőhelyen belüli foltok száma	2	2	3	1	1	1	1	1	4	3	2	1	2	1	1	
legközelebbi N>100 állomány (km)	0.4	1.1	1.1	0.4	2.7	2.1	1.6	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	1.4	0.5	
özöngyomok taposás	x	x	x	x	x	x	x	X	x	x	x	x	X	x	X	
sarjaztatott akácültetvény			x				x		x	x	x		X			
cserjésedés szántóföld hatása			X		X	X	X	X	x		x			x	X	
feketefenyő ültetvény							X					X				

Az élőhelyek nagy része a művelésbe vont, 1,02–3,50%-os humusztartalmú „fekete homok” foltjának peremén helyezkedik el. A humuszos réteg vastagsága eredetileg 40–60 cm volt (Pavičević & Stankević 1962). Az erdőn belüli állományok talaja a beerdősített futóhomok sávjába foltokban benyúló sötét színű homok.

Az egyhajú virág felmért állományai a vízjárta területek hatvanas évekbeli szintjétől egy-másfél méterrel magasabban helyezkednek el. A talajvíz szintje azóta lesüllyedt, így a 2005-ös, kifejezetten csapadékos esztendőben a Kőrös-ér öntésterületén 0,8–1 méterrel, az ettől 0,5 km és 2 km távolságra lévő gödrökben pedig 1,5–1,8 méterrel volt az 1968-as térkép, illetve a fennmaradt mocsári vegetáció által jelzett szint alatt.

Az élőhelyek eredeti növényzete erősen leromlott, de az akácokon kívül még mindegyik megtalálhatók a homoki társulások jellemző fajai. Az egyhajú virág legjellemzőbb kísérője a tarka sáfrány (*Crocus reticulatus*). Az erdőültetvények tisztásain kiszáradt bukkaközi vegetációval, ritkábban nyílt homoki gyeppel mozaikoló sztyeprében fordul elő. A

buckaközi mélyedésekben kis csoportokban előfordul a kocsányos tölgy is, melynek az utóbbi négy-öt évtizedben alig volt újulata. A Körös-érhez tartozó buckák sztyeprét-töredeikeiben más ritka fajok (*Iris variegata*, *Colchicum arenarium*) is fennmaradtak.

Az élőhely feltételezett kiterjedése

A száz év alatt, különböző nyelveken publikált adatok értelmezésekor a tájrészletek neveinek változása okoz nehézségeket. A korabeli térképek arra utalnak, hogy a régi előfordulási adatok sem esnek kívül a ma ismert állományokkal körülhatárolt területen. A Lányi (1914) által tág értelemben meghatározott (Kenderesi járás, szegedi határ) területnek ma a déli része tartozik Szabadkához. A Prodán (1915) cikkében jelölt „Körözs-erdő” a felsorolt ritka lápi fajok alapján azonosítható a mai Körös-erdővel (Jasenovac), így a mögötte lévő halmok a Körösi-legelő buckáit jelezhetik. A XX. sz. második felében közölt cikkek (Gajjić 1986, Šajinović & Sturc 1978, Sturc 1973, 1997) csakúgy, mint a tájvédelmi terület kialakítását megelőző botanikai felmérések (Butorac 1999) szintén e területen belül jegyzik az állományokat.

Egyetlen kivétel a Szerb Flóra Vörös Könyvében is közölt (Butorac 1999, Sturc 1973), Királyhalomra (Bački Vinogradi) vonatkozó adat. Ez Degen (1904) közleményének „Királyhalma (Szabadka mellett)” helymeghatározásán alapszik és több okból is tévesnek tűnik. Egyrészt a mai Királyhalom (Bački Vinogradi) ekkor még Horgos községhez tartozott Horgosi Királyhalom néven, megkülönböztetésül a tőle északnyugatra fekvő, Szegedhez tartozó (Juhász 1989) és Szabadkával valóban közvetlenül határos Királyhalomtól (mai Ásotthalom). Másrészt egyetlen erdeje, a Szelevényi-erdő nem tartozott az állami erdészethez, ami tovább csökkenti az erdész herbáriumában lévő példány itteni eredetének valószínűségét. Mindezt megerősítik Lányi (1914, 1916) korabeli kutatásai, melyekben részletesen ismerteti a település környékének flóráját, de az egyhajú virágot nem említi. Valószínűbbnek tűnik, hogy a herbáriumi példányok a mai Ásotthalom területének Szabadka felé eső határából származnak, mintsem a faj kipusztulását feltételezni a horgosi határban lévő, jó állapotokról és növényritkaságaikról máig is nevezetes területekről.

Az egyhajú virág XX századi előfordulásai tehát a talajtani térképen jelölt Körös-ér menti ún. fekete homok területére korlátozódnak (meg kell jegyezni, hogy a legkorábbi ismert munkák időpontjában a szomszédos humuszban gazdag homokterületeket már művelésbe vonták). Amennyiben e területnek a lecsapolás előtt is vízmentes részeit tekintjük a századfordulón meglévő élőhely egészének, a pontosított talajtani térkép és a mocsaras területektől egy méterrel magasabban fekvő szintvonalak átfedésével kirajzolódnak ennek körvonalai. Nagysága valamivel meghaladhatta a 700 hektárt (1. ábra). Középső részének domborzata a művelés hatására lekopott, így a benne eredetileg kisebb foltokban bizonyosan előforduló, buckaközi nedves területeket ma már nem tudjuk „kivonni” belőle. Peremeit természetes állapotában is szigetszerű élőhelyfoltok szegélyezték, ezek egy részén ma is fellelhetők az egyhajú virág kisebb állományai. Az élőhely természetes feldarabolódását északkeleten a magas talajvízszint, délen és délnyugaton pedig az uralkodó szélirányban terjedő lepelhomok okozta.

Az élőhelycsökkenés történeti áttekintése

Habár a szubatlantikus kor óta felhalmozódott tőzeg palinológiai vizsgálata alapján Nikolić (1986) erdőssztyepp jellegűnek határozza meg a Szabadka-Horgosi homokvidék eredeti növénytakaróját, a középkorig visszamenő néhány ismert dokumentum nem tartalmaz erdőségre való utalást. Levéltári adat van a Kőrös-ér menti tölgyerdők kivágásáról a XVIII század elején, megjegyezve, hogy a század derekára a városnak mindössze 4 láncnyi tölgyese maradt (Iványi 1892). Mivel az 1740–1805 közötti térképeken az ér mente fátlan legelő (Magyar 1991), az erdőfoltok kiterjedése nem lehetett jelentős. A XIX század harmincas éveitől telepített erdőültetvények (Lalia 2001, Magyar 1999) viszont a század végére több ezer hektáros összefüggő sávot alkottak a Kőrös völgyével párhuzamosan elnyúló futóhomokon. Ettől északkeletre a feltételezett élőhely egészét magába foglaló legelő húzódott, amelyre csak a XX század első felében terjedt ki az erdősítés.

A homokpuszta feltörése a tanyavilág kialakulásakor, a XX. század elején kezdődött. Az 1943-as térkép már csak a túlnyomóan vizenyős területeket jelöli gyepként. Alig fél évszázad alatt az egyhajú virág eredeti élőhelyének 70%-a megsemmisült, további 20%-a pedig akáccal, fenyővel beültetve indult pusztulásnak.

Habár a Kőrös medrének szabályozása már a XIX. században megkezdődött (Lalia 2001), a regionális hatású lecsapolási munkálatok a XX. század hetvenes éveiben zajlottak. A talajvíz szintjének csökkenése lehetővé tette a nedves rétek és a velük mozaikoló pusztagyeppek feltörését, ismét megfelelve az ekkor már töredékes élőhelyek összterületét. A tanyavilágot felszámolták, a kisparcellák tájhoz igazodó mozaikját nagytáblás, intenzív művelésű gyümölcsösök és szőlők váltották fel. Az eret övező mocsárrétek keskeny szalagján kívül a mintegy 40 hektáros Kőrösi-legelő maradt az egyetlen nagyobb gyepfolt. Ennek magasabb fekvésű részeit több alkalommal is feltörték, majd felhagyták. Az 1980-as évek végén beindult biogazdálkodás eleinte ősgyeppek feltörésével nyerte exportképes termékeit, ekkor semmisült meg a tőzegtányák közötti állomány jelentős része.

Az 1990-es évekre a gyümölcsösök helyén közel 1000 hektáros parlag alakult ki. Újbóli művelésbe vonása 2002 őszén kezdődött, alkalmat nyújtva az állami tulajdonban lévő ősgyeppek feltörésére is. Az ekkor már országos védelemre felterjesztett terület vegetációjának teljes megsemmisítését csak az erőteljes sajtóvisszhang akadályozta meg. A fennmaradt egyhajú-virág állományok által elfoglalt összterület nem éri el a 9 hektárt, ami a feltételezett hajdani élőhely kiterjedésének alig 1,5%-a.

Veszélyeztető tényezők

Habár az egyhajú virág nyíló egyedeinek száma életképes populációra utal, legtöbb állomány fennmaradása mégis kétséges, mert az élőhely eddigi fragmentációjával kialakult helyzet fokozza sérülékenységüket és a veszélyeztető tényezők hatását. A kipusztulás üteme a megművelt területeken belül volt a leggyorsabb, itt az élőhely-töredékek kisszámúak (8 folt) és kis területűek. Az állományok többsége kicsi, a közöttük levő távolságok pedig nagyobbak mint az erdőben (1. táblázat). Az intenzíven művelt területek melletti mezsgyéekben (14., 15. számú élőhely és a 6. sz. északi és déli nyúlványa) kisebb a virágzó egyedek sűrűsége, mint a felhagyott parcellák (5. sz. élőhely), vagy erdei utak mellett (12. sz. élőhely nyugati pereme).

A faj ellenállónak tűnik a mérsékelt taposással szemben, erre utalnak az évszázados földutak keréknyomában virágzó példányok. A tanyákhoz tartozó két gyepfoltban ezer tövet is meghaladó, virágzáskor nagy sűrűségét mutató állományok maradtak fenn annak ellenére, hogy az egyik helyet időnként a szabadon tartott baromfi is látogatja.

A talaj időszakos bolygatását az egyedek jelentős része túléli. A 12. sz. élőhelyhez tartozó erdei tisztást 1990-ben és 1991-ben vadföldként használták: kukoricával vetették be, amely később semmilyen kezelést nem kapott. A szántás előtti adatok 1500 virágzó tövet jegyeztek, melyek száma a felhagyás utáni évben néhány százra csökkent. A 2005-ös becsléskor már 3000 tövet találtunk. Egy 1989-ben feltört gyepfolt bioparcellájának száraz paprikatövei közül a feltörést követő évben mintegy 320 virágzó tövet mentettek ki a civil egyesület tagjai. Sokkal fenyegetőbbnek tűnik a talajbolygatás közvetett hatása: két, kis egyedszámú állományt fenyeget a siska nádtippán (*Calamagrostis epigeos*) terjedése. Esetekben az előző évtizedből származó adatok jelentősen nagyobb egyedszámot mutatnak.

Az erdőn belüli állományok az idős akácok kiritkult foltjaiban vagy tisztásokon, utak mentén maradtak fenn. A faállományok belsejéből feltehetőleg a négyszeri-ötszöri sarjztatás során ismételten létrejövő sűrű akáccserjés okozta többéves árnyékolás pusztította ki az egyhajú virágot. Az erős árnyékolás negatív hatását mutatják a feketefenyővel beültetett, illetve a nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis*) által előzőnlött területek is, melyeken csak a faállományok peremén maradtak fenn kisebb számban virágzó tövek (8., 11. és 13. élőhely).

Az erdősitett területen az élőhelyek területének felét, vagyis a szerbiai részpopuláció kétharmadát fenyegeti közvetlenül az özöngyomok terjedése. Három foltban a nyugati ostorfa, két foltban ostorfa és bálványfa (*Ailanthus altissima*), egy tisztáson pedig az előbbieket mellett a zöld juhar (*Acer negundo*) egyedei is terjednek. Az általuk alkotott sűrű cserjésekből az egyhajú virág kiszorult. A tisztások cserjésedése galagonyával a legerősebb erdőn belüli állományok esetében is veszélyt jelent.

A talajvízszint csökkenése láthatóan kihat a terület állapotára, a szárazodás okozta szukcesszió az egyhajú virág élőhelyeit is érinti. Szükségesnek tűnik tovább vizsgálni a szárazodás következményeit és mielőbb meg kell fogalmazni a természetvédelem elvárásait a Körös-ér vízgyűjtő területére vonatkozó vízgazdálkodással szemben.

Természetvédelmi feladatok

A faj hosszú távú megőrzéséhez elengedhetetlen az élőhely területének növelése. A legerősebb állományok körül kialakított, zöld folyósókkal összekötött öt élőhelyfolt magába foglalhatná a részpopuláció 95%-át. Kialakításukhoz, illetve helyreállításukhoz többek között termőföld kisajátítása és művelési ágának megváltoztatása is szükséges, mely utóbbi jogi kérdéseket vet fel. A természetvédelem aktuális feladata az özöngyomok visszaszorítása és az illegális gyűjtés megakadályozása. Az országhatár két oldalán megoszló teljes populáció védelméhez szerb-magyar együttműködés szükséges.

*

Köszönetnyilvánítás—Köszönettel tartozunk a szabadkai Csornai Richárd Ökológusok Egyesületének. Egyúttal tisztelettel adózunk dr. Sturc Béla tanár úr emlékének, aki nemcsak elsőként fogalmazta meg a természetvédelem feladatait régióinkban, de ösztönözte és szakmailag is irányította az egyesület botanikai csoportjának munkáját. A felmérési programot a Vajdasági Tartományi Környezetvédelmi- és Fenntartható Fejlődés Titkársága támogatta.

Irodalomjegyzék

- Butorac, B. (1999): *Bulbocodium versicolor* (Ker-Gawler) Sprengel. – In: Stefanović, V. (szerk.): *Red Data Book of Flora of Serbia* 1., Beograd, pp. 242–245
- Degen, Á. (1904): *Bulbocodium Ruthenicum* Bge. a Duna és a Tisza közt. – *Magy. Bot. Lapok*, 3: 218–219
- Gajić, M. (1986): *Flora i vegetacija Subotičko-horgoške peščare*. – Šumarski fakultet, Beograd & Šumsko gazdinstvo, Subotica, pp. 275–276
- Iványi, I. (1892): *Szabadka szabad királyi város története II.* – Bittermann J. Könyvnyomdája, Szabadka, pp. 205
- Juhász, A. (1989): A szegedi táj tanyái. – *Móra Ferenc M. Évkönyve*, Szeged, pp. 101–108
- Lalia, G. (2001): *Gazdaságtörténeti pillanatképek Észak-Bácskából.* – Szabadegyetem, Szabadka, pp. 73–79
- Lányi, B. (1914): Csongrád megye flórájának előmunkálatai. – *Magy. Bot. Lapok* 13: 232–274
- Lányi, B. (1916): Újabb adatok Csongrád vármegye flórájához. – *Magy. Bot. Lapok* 15: 267–268
- Magyar, L. (szerk) (1991): *Koreni–Gyökerek.* – Történelmi Levéltár, Szabadka, 298 pp.
- Magyar, L. (1999): *Iratvallató.* – Életjel, Szabadka, pp. 74–76
- Nikolić, V. (1986): Neka saznanja o postglacijalnoj istoriji vegetacije područja Subotičko-Horgoške peščare – In: Gajić, M. (szerk.): *Flora i vegetacija Subotičko-horgoške peščare.* – Šumarski fakultet, Beograd & Šumsko gazdinstvo, Subotica, pp. 355–363
- Pavičević, N. & Stankević, P. (1962): *Pedološke osobine Subotičko-Horgoške peščare.* – Inst. za šumarstvo i drvnu industriju NR Srbije, Beograd, 200 pp.
- Prodán, Gy. (1915): Bács-Bodrog vármegye flórája. – *Magy. Bot. Lapok* 14: 120–269
- Šajinović, B. (1978): Predlog za stavljanje pod zaštitu značajnih retkih i ugroženih biljnih vrsta u SAP Vojvodini. – *Priroda Vojvodine* 4: 13–18
- Šajinović, B. & Sturc, B. (1978): Zaštita delova prirode od posebnog značaja na području opštine Subotice i okoline u funkciji zaštite i unapređivanja čovekove životne sredine. – *Priroda Vojvodine*, 4: 41–43
- Sturc, B. (1973): Mit kell megtartanunk és megvédenünk Bácska északkeleti részének növénytakarójában. – *Létünk*, III/4: 119–133
- Sturc, B. (1997): *A Szabadka–Horgosi-homokpuszta természetes flóráképe és megőrzésének kérdései.* – Életjel, Szabadka, pp. 54
- Tóth, S. (1831): *Planum: Ductus cordonalis per liberam regiam cittem M. Theresiopolim.* – Történelmi Levéltár, Szabadka, 3.1.2.55.

Conservation evaluation of the species *Bulbocodium versicolor* in Serbia

Klára Szabados¹, Ottó Szekeres², Bence Mikes²

¹ *Institute for Nature Conservation of Serbia, Department in Novi Sad
Radnička 20/a, 21 000 Novi Sad, Serbia,*

² *Palic-Ludas Public Enterprise
Park Narodnih heroja 9, 24413 Palic, Serbia*

Abstract: The biggest part of the *Bulbocodium versicolor* population of the Danube–Tisa interfluvial area is scattered along the Stream Kőrös in Serbia, near the state border. Whereas the number of the individuals refer to viable population, the total area of habitat fragments occupied by the species is less than 1,5% of the estimated original habitat size. Unfavourable shaped, isolated habitats are characterised by degraded or even destroyed natural vegetation and most of them are smaller than 0.5 hectare. They are endangered by exotic plant invasions, shrub overgrowing and disturbances from neighbouring fields. The decrease of the groundwater levels is a presumable threatening factor. The priority conservation measure is the restoration/rehabilitation of habitat patches containing the 95% of the individuals and connecting them by green corridors. The conservation of the whole population needs transboundary cooperation.

Key-words: *Bulbocodium versicolor*, fragmentation, landscape history, threatening factors, conservation strategy.

Szemponatok a hagymaburok (*Liparis loeselii*) magyarországi élőhelyeinek természetvédelmi szempontú kezeléséhez

Illyés Zoltán¹, Takács András Attila², Takács Gábor³, Kiss Péter⁴

¹Eötvös Loránd Tudományegyetem, Biológiai Intézet,
Növényélettani és Molekuláris Növénybiológiai Tanszék
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C, e-mail: zillyes@ludens.elte.hu

²Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium

³Fertő-Hanság Nemzeti Park

⁴Duna-Ipoly Nemzeti Park

Összefoglaló: A hazánkban fokozottan védett hagymaburok (*Liparis loeselii* (L.) Rich) európai élőhelyei hideg mikroklímájú meszes és tözeges láprétek, de hazánkban főleg úszólápokon fordul elő. A vizsgált orchidea csírázásához és növekedéséhez szükséges szabad tözegfelszínek a lápi élőhelyek szukcessziójának egy köztes stádiumában jelennek meg. Bár természetes zavarással (pl. disznócsapások a Velencei-tó úszólápjain) kialakulhatnak más szukcessziós stádiumban is alkalmas mikroélőhelyek a faj számára, a Magyarországon igen kevés helyen megmaradt lápi élőhelyek diverzitásának megőrzése érdekében szükséges ezen élőhelyek természetvédelmi kezelése, vagyis a lápi élőhelyek szukcessziójának lelassítása, megállítás. A faj összes hazai kezelt és nem kezelt élőhelyének cönológiai összehasonlítása mellett kísérletet tettünk potenciális hagymaburok szimbionta gombák jelenlétének kimutatására *in situ* csíráztatás módszerrel. Kísérleteinkben a hagymaburok szimbiontáit csak azokon az élőhelyeken tudtuk kimutatni, ahol jelenleg is megtalálhatók a vizsgált orchidea egyedei. Ez az eredmény felhívja a figyelmet az élőhelyek mikroflórájának fontosságára, mely így a cönológiai változások mellett fontos paraméterré válik a természetvédelmi kezelések tervezésekor és értékelésekor.

Kulcsszavak: *Liparis loeselii*, természetvédelmi kezelés, szimbionta gomba, *in situ* csíráztatás

Bevezetés

A hagymaburok (*Liparis loeselii* (L.) Richard 1817) hazánkban fokozottan védett, algumós geofiton amphiatlantikus faj, cirkumpoláris flóraelem. Természetvédelmi értéke példányonként 100 000 Ft (23/2005. (VIII. 31.) KvVM r.) Tudományos neve Johann Loesel (1607–1657) königsbergi orvosprofesszor emlékét őrzi. Areájának európai részén veszélyeztetett glaciális reliktum faj. Hazánkban hűvös mikroklímájú oligotróf síklápon és úszólápokon él/élt. A populációk kis mérete és a termőhelyek sérülékenysége miatt a magyar flóra kipusztulástól közvetlenül veszélyeztetett tagja. Jelenleg három biztos előfordulása ismert. A legnagyobb egyedszámú hazai populációja a Velencei-tó nyugati medencéjének úszólápjain él (Balogh *et al.* 2002), mintegy 2000 töves egyedszámmal (Illyés 2004). A másik két biztos populáció a Ráckevei- (Soroksári) Duna-ág mentén található (Dunaharaszti, Szigetcsép) és egyedszámuk 100-200 tö körüli (Illyés 2005, Reszler 1997). További két élőhelyen potenciálisan jelen lehet a faj. A Soprontól északra elhelyezkedő Kistóalmi lápréten 2003-ban volt az utolsó észlelése és a Vajai víztározó úszólápján 1995 óta nem került elő (Takács 2005).

A biztos és potenciális élőhelyek kezelt és nem kezelt növényzetének összehasonlításával megkíséreltünk a faj túlélését veszélyeztető tényezőket kimutatni. Nem lehet figyelmen kívül hagyni az egyes élőhelyek potenciális orchidea-szimbionta gombáinak jelenlétét vagy hiányát sem, ugyanis az orchideák csírázásához és növekedéséhez ezek nélkülözhetetlenek (Bratek *et al.* 2001). A sík- és úszólápok kalapos gombáinak és diszkomicétáinak vizsgálatai (Albert *et al.* 2004, Bratek & Zöld-Balogh 2002) kimutatták, hogy az úszólápoknak gazdag gombavilága van, de az orchidea-szimbionták kimutatására eddig nem történt kísérlet.

Módszerek

A faj magjai szimbionta gomba jelenlétében kezdenek csírázni, ezért az élőhelyeken előforduló hagymaburok szinbionták kimutatására *in situ* csíráztatást végeztünk. Az apró (átl. hosszúság 307 μm , átl. szélesség 134 μm) és nagyszámú (1600-13600 db/tok) magot (Illyés & Bratek 2005) diakeretbe kifestett, kis lyukátmérőjű (85-100 μm) szöveten helyeztük ki recens (Dunaharaszti, Velencei-tó) és potenciális (Kistóalmi láprét, Vajai-tó) hagymaburok termőhelyekre.

A Velencei-tó úszólápjaira összesen 54 ilyen diakeretet (min. 25000 mag) helyeztünk ki, öt különböző pontra, melyek közül háromnál 1 méteres körzeten belül volt legalább egy hagymaburok egyed. A diákat egy, illetve két vegetációs perióduson keresztül hagytuk a tőzegen.

A dunaharaszti élőhelyre 20 diakeretet (kb. 10000 mag) 4 csoportban, a vajai-tavi egykori élőhelyre 40 diakeretet (kb. 20000 mag) 3 csoportban és végül a Kistóalmi láprétre 20 diát (kb. 10000 mag) 4 csoportban helyeztünk ki a vegetációs periódus elején. Az utóbbi három élőhelyről a vegetációs periódus végén emeltük ki a diákat, így ezeken a helyeken egy vegetációs periódus állt a magok rendelkezésére, hogy csírázzanak.

A termőhelyek növényközösségeit Klapp-féle %-os boritottság-módszerrel (Klapp in Ellenberg 1956), 2×2 méteres mintavételi négyzetek alkalmazásával jellemeztük.

Dokumentáltuk és elemeztük az egyes kezelt élőhelyek kezelési módjait.

Eredmények

Kistóalmi láprét

Az in situ csíráztatási kísérletben a 20 kihelyezett diakeretből 16-ot sikerült visszakeresni. A kiértékelhető kb. 8000 mag egyike sem csírázott.

A láprét kb. 3 ha-os területén 1998-óta folyik a nád (*Phragmites australis*) és a nagy szittyó (*Juncus subnodulosus*) visszaszorítását célzó kezelés, mely a tőzgefelszinen felhalmozott vastag avarréteg eltávolítását, illetve nyárvégi és téli nádvágást foglalt magába (l. táblázat). A természetvédelmi kezelésre 2001-ig a hagymaburok populáció gyors növekedéssel válaszolt, majd ezt követően eddig ismeretlen ok miatt drasztikus csökkenés következett be, amellyel párhuzamosan megjelent a lápi hízóka (*Pinguicula vulgaris*).

1. táblázat. Hagymaburok egyedszám változása a Kistóalmi lápréten.

	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
egyedszám	6	19	14	28	57	20	1	0	0
kezelés	-	égetés télén	égetés télén	-	égetés télén	-	téli kaszálás	-	nyári kaszálás

Vajai-tó

Az *in situ* csíráztatási kísérletben a 40 kihelyezett dia mindegyikét vissza lehetett keresni, de a kb. 20000 mag egyike sem csírázott.

A termőhelyet 1995-ig a kiszáradás, majd 1998-ban az elöntés sújtotta, amely változások hatására beerdősült az úszóláp. Az utóbbi évek magasan tartott vízállása is közrejátszott abban, hogy az enyves égerek (*Alnus glutinosa*) megdőltek, tovább szabdalva az úszóláp-felszínt. Az egykori hagymaburok élőhely ma árnyékos, és a fák gyökérzetének lehorgonyzása miatt időnként vízzel borított.

Velencei-tó

Az *in situ* csíráztatási kísérletben az 54 kihelyezett diából 50-et (kb. 21000 mag) lehetett visszakeresni, 4-et vaddisznótaposás semmisített meg. Az öt helyre kihelyezett magok közül csak ott tapasztaltunk csírázást, ahol egy méteres körzetben hagymaburok tövek élnek. Összesen 12 diakeretben figyeltünk meg csírázást, 7400 magból 136 esetben, ami ezen magok 1,8%-a. Az összes visszakeresett mag 0,6%-a csírázott. Fontos eredmény továbbá, hogy a két vegetációs periódus időtartamára kint hagyott magok a második évben is csíráztak.

A fajt az 1980-as évekig úszólápszegélyeken észlelték. A termőhelyeket eutrofizáció és szikesedés sújtotta, amely a lápszegély degradációját és a faj eltűnését okozta.

A fajt 2000-ben találtuk meg újra (Vackova *et al.* 2002), de a 2005-ig feltárt további 25 termőfolt egyike sem a korábbi lelőhelyeiről került elő, hanem az úszólápok belsejéből.

A jelenlegi minimum 2000 töves állomány 87 %-a a 2000-óta téli nádvágással kezelt 4 hektáros úszólápon él. A 2005-ös cönológiai felvételeket a 2000-óta kezelt, illetve kontroll nádasban készítettük. A kezelt területen a tőzegpáfrány (*Thelypteris palustris*) és a sédkender (*Eupatorium cannabinum*) dominanciája kisebb a kontroll területekénél (2. táblázat). A nem kezelt területen az avas nád és a tőzegpáfrány is nagy árnyékolást okoz.

2. táblázat. A hazai hagymaburok élőhelyek cönológiai felvételei.

Egykori és jelenlegi <i>L. loeselii</i> élőhelyek >	Kistó- malmi láprét	Vajai-tó		Velencei-tó		Duna- haraszti	Sziget- csép
		égere- sedett rekettyés fűzláp	rekettyés fűzláp	nádas (nem kezelt)	nádas (kezelt)		
<i>Alnus glutinosa</i>		48					
<i>Salix cinerea</i>		60	70				
<i>Phragmites australis</i>	30	5	20	38	41	25	3
<i>Typha angustifolia</i>			1	22	36	40	40
<i>Typha latifolia</i>		0,5					
<i>Agrostis stolonifera</i>				0,1	1		
<i>Angelica sylvestris</i>					0,1	0,1	
<i>Calamagrostis epigeios</i>				0,1			
<i>Calystegia sepium</i>		2	1	0,5	1	5	
<i>Carex acutiformis-riparia</i>		9	15	1	0,5	5	60
<i>Carex elata</i>	2						
<i>Carex pseudocyperus</i>			0,1	0,1	0,1		
<i>Carex viridula</i>	1						
<i>Cirsium canum</i>						0,1	0,1
<i>Cirsium palustre</i>	0,1					0,1	
<i>Dactylorhiza incarnata</i>						0,1	
<i>Dryopteris cristata</i>		0,1					
<i>Epilobium parviflorum</i>						0,1	
<i>Epipactis palustris</i>	2					5	1
<i>Eupatorium cannabinum</i>	0,1	3	30	32	20		
<i>Galium palustre</i>	0,1			0,1		1	1
<i>Juncus subnodulosus</i>	90						
<i>Liparis loeselii</i>			>0,1	>0,1	0,1	0,1	0,1

<i>Lycopus europeus</i>		0,1	0,1	0,5	0,1	
<i>Lysimachia vulgaris</i>		1	1	0,1	0,1	
<i>Lythrum salicaria</i>					0,1	5
<i>Mentha aquatica</i>	0,5			0,5		
<i>Orchis laxiflora ssp. palustris</i>					0,1	
<i>Parnassia palustris</i>	0,1					
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>		0,1				
<i>Potentilla erecta</i>	0,5					
<i>Salix cinerea (juv.)</i>			2	0,5	5	
<i>Scutellaria galericulata</i>			0,5			
<i>Solanum dulcamara</i>		1	1			
<i>Sonchus arvensis</i>				3		
<i>Sonchus oleraceus</i>			0,1	0,1		
<i>Sonchus palustris</i>			0,1			
<i>Succisa pratensis</i>	1					
<i>telypteris palustris</i>		88	1	37	5	90
<i>Utricularis vulgaris</i>				0,1		
<i>Valeriana dioica</i>	0,5				6	1

Dunaharaszti

Az *in situ* csíráztatási kísérletben a 20 kihelyezett dia mindegyikét vissza lehetett keresni, de csak két dia mintegy 1000 magjából mindössze 4 esetben figyeltünk meg csírázást, ami ezen magok 0,4%-a, az összes visszakeresett magnak pedig csak 0,04%-a. Időről időre leég az élőhely (1999, 2003), melynek eredményeként a hamvas fűz (*Salix cinerea*) nem tud eluralkodni a területen és a tűz a keskenylevelű gyékény (*Typha angustifolia*) nagymennyiségű lábón álló avarját is eltávolítja. A 2003-as tűz utáni évben kifejezetten sok csíranövényt találtunk.

Szigetcsép

A 2005. nyarán felfedezett csupics-szigeti (Szigetcsép) hagymaburok állomány 115 töves populációjában 28 egyed virágzott, amelyből 8 egyednek a magházat jóval meghaladó méretű murva-levéllal rendelkezett. Eddig a faj ezen alakját Magyarországon nem ismerjük (Illyés *et al.* 2006).

A termőhely kezeletlen, benne a mocsári sás (*Carex acutiformis*) az összes ismert hazai hagymaburok élőhelyhez képes jóval nagyobb dominanciával jelenik meg.

Értékelés

A legkedvezőtlenebb folyamatok a Vajai tavon zajlanak, ezért az úszóláp regenerációjához ezen az élőhelyen lenne szükség a legnagyobb beavatkozásra. A fás vegetáció (*Alnus glutinosa*, *Salix cinerea*) dominanciájának csökkentése, és a termőhely megnyitása kívánatos a vízszint stabilan tartása mellett, csak ez után várható a hagymaburok spontán megtelepedése, esetleg lappangó tövek újbóli előkerülése. Ennek elmaradása esetén újbóli megtelepedése magszórással, vagy mikroszaporított egyedekkel történő újratelepítéssel segíthető.

A kistóalmi élőhelyen tapasztalt *in situ* csírázás elmaradása azt jelzi, hogy nincs jelen, vagy legalábbis nagyon ritka az élőhelyen a hagymaburok potenciális szimbionta gombája. A láp még több pontján történő csíráztatási kísérlettel kideríthető lenne, hogy hol található a hagymaburok csírázása szempontjából a legalkalmasabb hely. Az égetés megfelelő kezelésnek tűnik az élőhelyen, ami kombinálva a nyári kaszálással alkalmas lehet a nád és a nagy szittyó visszaszorításához.

A dunaharaszti élőhelyen is eredményes lehet az időnként végrehajtott kontrollált égetés. Az ezen az élőhelyen tapasztalt csírázás, ha kismértékű is volt, de a szimbionta gombapartner biztos jelenlétére utal, amit az élőhelyen található sok csíranövény és fiatal egyed is bizonyít. A Velencei-tavon az úszóláp fennmaradása érdekében mozaikos kezelésre, illetve a tőzeg felülről való pótlására lenne szükség, ugyanis amellet, hogy a tőzegrápfrány, a sédkender és a nád dominanciájának visszaszorítása érdekében szükség van kaszálásra, az úszóláp felszínének integritása is fontos. Ha nem pótlódik felülről az úszóláp alulról lassan bomló tőzegtalaja, akkor az idővel elvékonyodik és felszakadozik.

A két évvel a kihelyezést követő csírázás a hagymaburok populáció magbankból történő esetleges felújítására mutat lehetőséget.

Az élőhelyek optimális kezelésének kidolgozása elsődleges fontosságú a faj hazai populációinak fenntartásában, amelyet az egykori élőhelyek visszaalakításával és a faj spontán vagy mesterséges újratelepedésének és újratelepítésének elősegítésével szükséges megerősíteni.

Irodalomjegyzék

- Albert, L., Zöld-Balogh, Á., Babos, M. & Bratek, Z. (2004): A Kárpát-medence úszólápjainak jellemző kalapos gombái. – *Mikol. Közlem. Clusiana*, **43**: 61–74.
- Balogh, M., Bratek, Z., Illyés, Z. & Zöld-Balogh, Á. (2002): A *Liparis loeselii* (L.) Rich. tömeges előfordulása a Velencei-tavon. – *Kitaibelia*, **7**: 247.
- Bratek, Z., Illyés, Z., Szegő, D. & Vértényi, G. (2001): Az orchidea-típusú mikorrhiza képződésének és működésének egyes kérdései. – *Bot. Közlem.*, **88**: 185–193.
- Bratek, Z. & Zöld-Balogh, Á. (2002): Diszkomicéták hazai úszólápokról. – *Mikol. Közlem. Clusiana*, **41**: 53–62.
- Illyés, Z. (2004): Védett és fokozottan védett növényfajok térképezése különös tekintettel a Velencei-tavi Madárrezervátum Természetvédelmi Területre. – Kutatási jelentés, Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, mscr., 47 pp.
- Illyés, Z. (2005): „*Phragmitetum communis* növénytárulás cönológiai felvételezése és a *Liparis loeselii* Ráckevei-Soroksári Dunaágban található állományainak felmérése” c. tanulmány a Duna-Ipoly Nemzeti Park számára. Budapest. mscr., 17 pp.
- Illyés, Z., Tóth, B., Tóth, E., Pétsch, N. & Németh, Sz. (2006): Nagy murvalevelű *Liparis loeselii* (L.) Rich. egyedek a faj egy új hazai lelőhelyén, a Ráckevei- (Soroksári-) Dunaágon. – *Bot. Közlem.* **92**: 69–75.
- Klapp, E. in Ellenberg (1956): Grundlagen der Vegetationsgliederung. I. teil: Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. Stuttgart, p. 23.
- Reszler, G. (1997): Hagymaburok (*Liparis loeselii* (L.) Rich.) a Soroksári Dunán. – *Kitaibelia*, **7**: 147.
- Takács, A. A. (2005): A hagymaburok fajmegőrzési terve. KVVM, Budapest, mscr., 125 pp.
- Vackova, D., Balogh, M., Bratek, Z., Takács, A. A., Vlcko, J. & Zöld-Balogh, Á. (2002): A *Liparis loeselii* (L.) Rich. újrafelfedezése a Velencei-tavon. – *Kitaibelia*, **7**: 279.
- 23/2005. (VIII. 31.) KvVM rendelet „A védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről szóló 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet módosításáról”

Aspects to the conservation management of the Hungarian habitats of *Liparis loeselii*

Zoltán Illyés¹, András Attila Takács², Gábor Takács³, Péter Kiss⁴

¹Eötvös Loránd Tudományegyetem, Biológiai Intézet,
Növényélettani és Molekuláris Növénybiológiai Tanszék

²Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium

³Fertő-Hanság Nemzeti Park

⁴Duna-Ipoly Nemzeti Park

The fen orchid (*Liparis loeselii* (L.) Rich) is a strictly protected species in Hungary. The species occurs in Europe on peaty calcareous fens, but in Hungary mostly on floating marshes. The optimal open peat surfaces suitable for the germination and development of the orchid species appears in an intermediate stage of the fen succession. That is why it is necessary to carry conservation management actions to slow down or stop the succession of the high biodiversity fens in Hungary. In extreme cases minor natural disturbance (for eg. wild boar path in the Lake Velence floating marshes) could promote the persistence of suitable microhabitats (open peat surfaces in other fen successional stages) for the surviving of the fen orchid.

During the study the authors prepared a phytosociological comparison of the Hungarian fen orchid habitats, and detected the presence of potential symbiotic fungi partner for the germination. Symbionts of fen orchid could only be detected in habitats with recent population of the orchid. This result shows importance of microflora besides coenological changes when planning and discussing conservation managements.

Key-words: *Liparis loeselii*, conservation management, symbiotic fungi detection, *in situ* germination

A magyar futrinka (*Carabus hungaricus*) elterjedése és természetvédelmi helyzete

Bérces Sándor¹, Szél Győző², Ködöböcz Viktor³

¹Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság
1021 Budapest, Hűvösvölgyi út 52., e-mail: bercess@dinpi.hu,

²Magyar Természettudományi Múzeum,
1088 Budapest, Baross u. 13.,

³Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság,
4024 Debrecen Sumen u. 2.

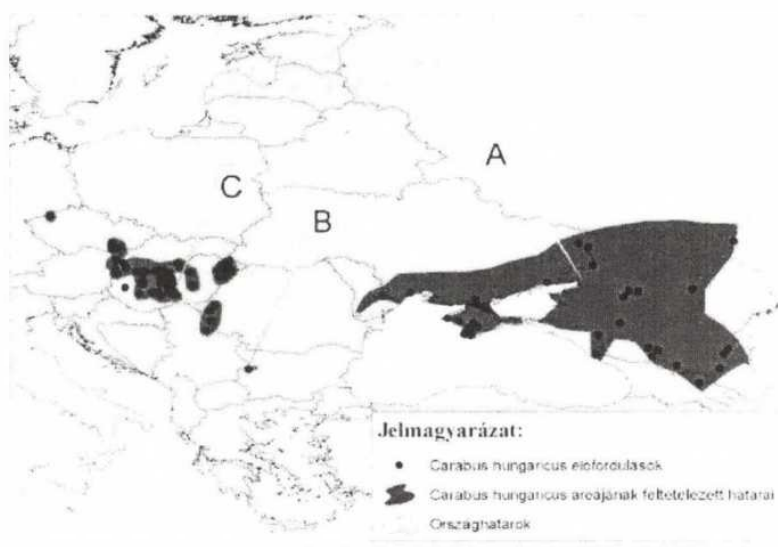
Összefoglaló: Cikkünkben összesítettük majd térinformatikai módszerekkel feldolgoztuk a magyar futrinka (*Carabus hungaricus* Fabricius, 1792) általunk fellelhető adatait. Intenzív élvefogó csapdázást végeztünk 47 magyarországi helyszínen. Ezek közül összesen 42 helyen észleltük a magyar futrinka jelenlétét, ebből 17 előfordulás újnak számít. Megállapítottuk, hogy hazánkban a magyar futrinka potenciálisan veszélyeztetett. A faj megőrzése érdekében további Natura 2000 hálózatba tartozó területeket volna célszerű kijelölni. A magyar futrinka legerősebb populációi homokpusztagyeppekhez kötődnek, a sziklagyepi populációk jóval kisebb egyedszámúak és sérülékenyek. Tapasztalataink szerint a faj erős, nagy egyed-számú populációiból képesek példányok elvándorolni, és kedvező körülmények között máshol megtelepedni.

Kulcsszavak: természetvédelem, Natura 2000, *Carabus hungaricus*, elterjedés, térinformatika

Bevezetés

A magyar futrinka elterjedésének és populáció-biológiájának vizsgálata természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőségű feladat. A faj 2001 óta fokozottan védett, szerepel a Natura 2000 Élőhelyvédelmi Irányelvének II. sz. függelékében (13/2001. V. 9 KöM rendelet 2001). Magyarország – az Európai Unióhoz való csatlakozással – vállalta, hogy az irányelv II. sz. függelékében szereplő fajok jelentős populációira és élőhelyükre területeket jelöl ki, ahol fenntartja azok „jó természetvédelmi állapotát”.

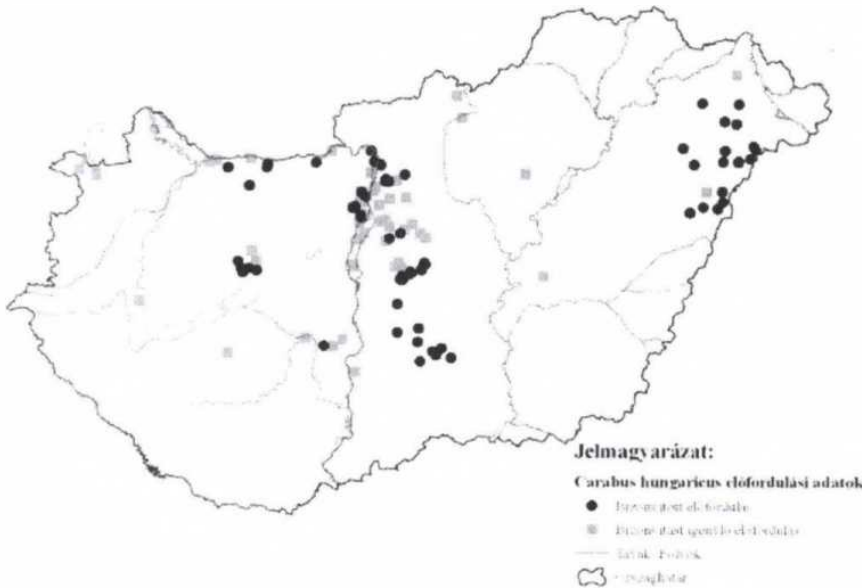
A magyar futrinka a Palearktikumban honos, Európában diszjunkt elterjedést mutat. Areája jelenlegi ismereteink szerint a következő három területet foglalja magában: A. az ukrán- és dél-orosz sztyeppék; B. Bulgáriában a Szófia-medence (Petärč, Dragoman, Guéorguiev 1989, 1995; Guéorguiev 1997); C. a Kárpát-medence sík- és dombvidékeinek egyes részei (1. ábra). Elterjedési területén mindenütt jellemzők az egymástól kisebb-nagyobb távolságra található szigetszerű, fragmentált populációk. Az area keleti részében, az ukrán és dél-orosz sztyeppéken, három alfaja él: a ssp. *scytus* Motschulsky, 1847, a ssp. *mingens* Quensel, 1806 és a ssp. *cribellatus* M. F. Adams, 1812. Egyes szerzők az utóbbit önálló fajnak tartják (Turin et al. 2003). A Kárpát-medencében a nominotipikus alfajon kívül további két taxont írtak le. A *Carabus hungaricus viennensis* Kraatz, 1877 a Bécsi- és a Morva-medencében (Ausztria, Csehország) fordul elő, a *C. h. frivaldskyanus* Breuning, 1933 pedig a Bánátban (Románia, Szerbia) él. A ssp. *viennensis* önálló alfaji rangját egyes szerzők (Freude 1976; Turin et al. 2003) nem fogadják el.



1. ábra. A magyar futrinka (*Carabus hungaricus* Fabricius, 1792) diszjunkt ariája: A. ukrán- és dél-orsz sztyeppék; B. Szófia-medence Bulgáriában; C. a Kárpát-medence sík- és dombvidékeinek egyes részei

A magyar futrinka tipikus sztyeppfaj, elsősorban homokpusztagyepekben (nyílt, zárt, meszes és savanyú típusúakban egyaránt) és a középhegységi meleg lejtőkön, sziklagyepében, lejtősztyeppében találja meg életfeltételeit (Szél 1985). A Kárpát-medencében homokpusztagyepekben fordul elő a Delibláttól (Szerbia), a Bánáton (Szerbia valamint Románia), a Duna–Tisza közti homokhátságon, Tolna megye északi részén, a Kisalföldön át a Duna mentén egészen a Bécsi- és a Morva-medencéig. Jelentős populációi élnek a Tiszántúlon Debrecen környékén és a Nyírségben (Ködöböcz 2003). Klasszikusnak számító lelőhelyein, a Budai-hegységben és a Tétényi-fennsíkban dolomit sziklagyepében és lejtősztyeppében fordul elő (Szél & Ádám 1992). Ebben az élőhelytípusban található a Keleti-Bakonyban (Kutasi 1998) és a Gerecsében (Mogyorósbánya) is (2. ábra).

Az országhatárainkon kívüli, Kárpát-medencei populációiról keveset tudunk. Romániából sokáig csupán három régi előfordulási adata volt ismert: Temesvár, Máslak, Németremete (Turin et al. 2003). Nemrégiben azonban újra felfedezték Temes megyében Nagyzsám környékén, ahol akácok szélén talajcsapdával 13, majd a következő évben 105 példányt fogott Pompiliu Lie (1994, 1995), lugosi orvos, amatőr entomológus, az erdélyi *Carabus*-fauna legjobb ismerője. A Szerbiában élő populációt (Delibláti homokvidék, Breuning 1933) szárazságkedvelő, erdei-lomberdei fajnak tartják (Pavićević & Mesaroš 1997). A szerzők személyes tapasztalata alapján azonban kijelenthető, hogy valójában itt sem erdőlakó a magyar futrinka, hanem homokpusztagyepében fordul elő Fejértelep környékén. A szlovákiai állományokról a következő adatokat találtuk: Pozsony (Csiki 1905–08; Frivaldszky 1874; Majzlan 1998), Trencsén, Peréd (Breuning 1933); Peres, Szentgyörgyhalma (Majzlan 1998); Marcelháza: Bassóci-domb, Búcs, Köbölkút; Helemba (Majzlan 2005).



2. ábra. A magyar futrinka elterjedési térképe bizonyított és megerősítésre szoruló adatokkal.

A Szlovák Köztársaság nem jelölt Natura 2000 hálózatba tartozó élőhelyet a magyar futrinka számára (Majzlan 2005). A Cseh Köztársaság területére eső Morva-medencében található állományokra találunk utalást a Cseh Natura 2000 hálózatot bemutató honlapon, ahol négy előfordulási helyet mutat a térkép (Anonymus 2003). Régi előfordulási adata Chomutov (Komotau) Prágától északnyugatra a Cseh-Német határ közelében, a Szudéta vidéken (Csiki 1905–08) található. Ausztriában a kipusztulás szélén áll, csak a Fertő-tó környékén fordul elő homoki gyepekben (Müller-Motzfeld 2004, Turin et al. 2003). Irodalmi adatai a következők: 1. Alsó-ausztria: Lajta-hegység (I. Frivaldszky 1865); Bécs (X. és XI. kerület), Hengersdorf, Deutsch-Altenburg (Breuning 1933); 2. Burgenland: Bruck an der Leitha; Joiszer Trift; Neusiedel am See (Breuning 1933).

Az Orosz (Ivanenko 1999) és az Ukrán Vörös Könyvben szerepel (Shcheraka 1994), Moldovában kritikusan veszélyeztetett (Neculiseanu et al. 1999). Szerepel a készülő bolgár Vörös Könyvben (Guéorguiev szóbeli közlése), mint különösen veszélyeztetett faj.

Munkánk során célul tűztük ki a magyar futrinkára vonatkozó lehető legtöbb magyarországi adat összesítését, veszélyeztetettségének értékelését, az IUCN (IUCN 2001) standard kategóriáit használva. Szándékunkban áll ezenkívül megfigyeléseket végezni a korábban felfedezett, de a faj előfordulása szempontjából ma bizonytalanak tekinthető lelőhelyeken, valamint kimutatni a magyar futrinka jelenlétét potenciális élőhelyein, miközben részletesen jellemezzük a faj élőhelytípusait. Végezetül az így nyert adatokat térinformatikai feldolgozásnak vetjük alá.

Módszerek

A munka első fázisában összesítettük a Magyar Természettudományi Múzeum Állattárának gyűjteményi adatait, ahol jelenleg a magyar futrinka legtöbb példányát őrzik. Átnéztük ezenkívül a rendelkezésünkre álló irodalmat, és összegyűjtöttük az eddigi előfordulásokra vonatkozó legfontosabb tudnivalókat (Ádám & Merkl 1986; Csiki 1905–08, 1946; Hürka 1973; Kaszab & Székessy 1953; Kempelen 1868; Ködöböcz 2003; Kutasi 1998; Kutasi et al. 2004; Kutasi et al. 2005; Kuthy 1896; Merkl 1991; Nározsny 1938; Szél 1985; Szél & Ádám 1992; Szél & Bérces 2002; Tóth 1973).

Amatőr gyűjtőket (Retezár Imre, Muskovits József, Rozner György) is felkerestünk, akiktől további lelőhelyadatokat kaptunk. Végül a bizonyító példány nélküli szóbeli közléseket és eddig publikálatlan előfordulási adatokat is összegeztük. Az archív lelőhelyadatokat a mai térképek alapján, a lehető legpontosabban azonosítottuk. Az általunk megtalált előfordulási pontokat a terepen Garmin eTrex Legend típusú GPS készülékkel rögzítettük. Végül a kapott lelőhelyadatokat egy EOVS vetületi rendszerű térinformatikai állományba rendeztük (ESRI shape fájl), így a leíró adattáblába összesen 189 rekord került, melyet térképen megjelenítettünk (2. ábra).

2005-ben, a Duna-Ipoly Nemzeti Park (Pest-, Komárom-Esztergom-, Fejér megye) valamint a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóságának működési területén, a Nyírségben intenzív gyűjtéseket végeztünk. Munkánk során a magyar futrinka irodalmi adatokból ismert és egyéb valószínűsíthető élőhelyein, összesen 47 helyszínen, élvefogó talajcsapdákat helyeztünk el. E célból felkerestük a potenciális élőhelyeket, a homokpusztákat, sziklagyepeket, lejtősztyeppeteket, majd az előzetes terepbejárást követően csapdáinkat augusztus és szeptember között, két hétig üzemeltettük. Ebben az időszakban a magyar futrinka mindig nagy egyedszámban fordul elő.

Eredmények

Kutatásunk nem várt eredményeket hozott. Összesen 42 helyszínen került elő a magyar futrinka, ebből 17 előfordulás újnak számít. Klasszikus lelőhelyei közül nem került elő a következő területekről: Budapest: Tétényi-fennsík és Hármashatár-hegy. Új lelőhelyeket találtunk ezzel szemben a Kisalföldön (pl. Csép, Mocsá: Bélapuzsta), a Duna–Tisza közti homokhátságon (pl. Szödliget, Erdőkertes, Tatárszentgyörgy), valamint a Nyírségben (pl. Bánk, Nyíradony, Nyírbélték, Nyírgelse, Vámospércs). A Budaörsi-kopárokon, a régi lelőhelyeken túlmenően, új előfordulást is sikerült találnunk a Farkas-hegy dolomitgyepjében. Az adatokat összesítve két esetben tapasztaltuk, hogy a magyar futrinka kultúrterületen, illetve erősen degradált élőhelyen is előfordult, így Újfehértón felhagyott almásban (Kutasi et al. 2004), Nyíradonyban pedig parlagfüves területen (Ködöböcz 2003). Nem ritkán bolygatott és fajszegény nyílt valamint zárt homokpusztagyepkekből is előkerültek e faj egyedei.

Az alábbiakban a magyar futrinka előfordulási adatait megyénként soroljuk fel. A helységnevek helyesírásánál a bogárpéldányokon található lelőhelycédulákat vettük alapul.

Dőlt betűvel szedtük a megerősítést igénylő adatokat.

Bács-Kiskun megye: Bugac, legelő, borókás; Bócsa, Fischerbócsa; Kalocsa; Kunadacs; Orgovány; *Soltszentimre*; Budapest: Csiki-hegység; Hármashatár-hegy; *Kamaraerdő*; *Káposztásmegyér*; *Óbudai-hegy*; *Pestszentimre*; *Rákosmező-Cinkota*; *Sváb-hegy*; *Tétény*; Tétényi-fennsík; *Ujlaki-hegy*; *Újpest*; *Vihar-hegy*; Győr-Moson-Sopron megye: *Fertő-tó*; *Gönyű*; *Győr*; *Mosonmagyaróvár*; *Sopron*; Hajdú-Bihar megye: Bagamér: Daru-hegység; Bánk; *Debrecen*: *Haláp*; Hajdúbagos; Hajdúhadház: Liget-legelő; Létavértes; Nyíradony; Vámospércs; Heves megye: *Tenk*; Jász-Nagykun-Szolnok megye: *Pusztapóó* (ma: Kétpó); Komárom-Esztergom megye: Ács; Jegespuszta; Csépe: Csépi-gyepek; *Esztergom*; Komárom: Kopánymonostor; Mocska: Bélapusztá, Boldogasszonypuszta; Mogyorósbánya: Mogyorósi szikla; Nógrád megye: *Kisterenye* és *Nagybátony* között, *Salgótarján*; Pest: *Budafok*; Budai-hegy; Budaörs: Odvas-hegy, Farkas-hegy emlékmű; *Dabas*; Erdőkereszt: HM lőtér; Fót: Somlyó; *Gyál*; *Isaszeg*; *Monor-Monorierdő* között; Ócsa: Zrínyi Miklós Nemzetvédelmi Egyetem gyakorlóterén levő homokbánya-inert személtlerakó mellett; Örkény: Ilnamajor, HM lőtér; *Péteri*; *Pilis*; Pócsmegeyer: Pócsmegeyeri homokbuckák; Pusztavacs: Körtvélyes; *Ráckeve*; *Soroksár*: *Péteri*; Szada: volt BM lőtér; *Szentendre* (véltetőleg téves cédulázás); *Szigetszentmiklós*; Sződliget: Debegió-hegy; Táborfalva: Nagy-legelő; Tahitótfalu: Széles dűlő; Tatárszentgyörgy: Rohanka-dűlő, Vitézsori homokbuckák; *Tököl*; Törökbalint: Tétényi-fennsík; *Vasad*; Somogy megye: *Andocs*; Szabolcs-Szatár-Bereg: Anarcs; Bátorliget: Batori-legelő; Újtanya; Nyírbétek; Nyírgelse; Nyírgyulaj; Nyírtura; Ófehértó; Önböly; Rohod; Újfehértó; Tolna: Bikács: Ökör-hegy; *Dunaföldvár*; *Németkér*; *Simontornya*; Veszprém megye: *Berhida*; *Hajmáskér*; Királysztentiván: Ugri-hegy; Litér: Mogyorós-hegy; *Pétfürdő*; Sólly: Ráczi úti dűlő; *Várpalota*; Vilonya: Külső-hegy; Zala: *Döbröce* (Balaton: Döbröce, a Brno Museum gyűjteményében). A helységnevek helyesírásánál a bogárpéldányokon található lelőhelycédulákat vettük alapul. Dőlt betűvel szedtük a megerősítést igénylő adatokat.

Korábban úgy tartották, hogy a magyar futrinka élőhelyén más nagytestű futrinka (*Carabus*-faj) többnyire nem fordul elő. Terepi tapasztalataink ezzel szemben azt mutatták, hogy néhány helyen, ha kis egyedszámban is, más *Carabus*-fajok is előfordulnak a magyar futrinka társaságában. Az esetek zömében ilyen faj volt a szintén sztyeppplakó érdes futrinka (*Carabus scabriusculus* Olivier, 1795), amíg sziklagyepekben, lejtősztyeppokban a selymes futrinka (*Carabus convexus* Fabricius, 1775). A harmadik ilyen faj a nagy mértékben társulásközömbös bőrfutrinka (*Carabus coriaceus* Linnaeus, 1758) volt, melyet mind sziklagyepeken, mind homokpusztagyepeken megtaláltunk.

Tipikus kísérőfajok voltak még a *Calathus erratus* (C. R. Sahlberg, 1827), *Calathus ambiguus* (Paykull, 1790), *Calathus fuscipes* (Goeze, 1777) valamint a *Zabrus spinipes* (Fabricius, 1798). A ritkaságok között említendő a *Licinus cassideus* (Fabricius, 1792), amely mind sziklagyepekben mind homokpusztagyepeken előfordul, valamint a nyílt homokpusztagyepeken élő, és a magyarországi Vörös Könyvben is szereplő *Acinopus ammophilus* Dejean, 1829.

Értékelés

A magyar futrinka elterjedési területének jelentős részén potenciálisan veszélyeztetett (IUCN: Endangered), egyes országokban (Ausztria, Müller-Motzfeld 2004; Moldova, Neculiseanu et al. 1999) a kipusztulás szélén áll, ezért erősen veszélyeztetett (IUCN: Critically Endangered). A Cseh és a Szlovák Köztársaság területén található populációk lokálisak (Turin et al. 2003). Vizsgálataink alapján kijelenthető, hogy a magyar futrinka Magyarországon potenciálisan veszélyeztetett (IUCN: Vulnerable), és bizonyos, hogy élőhelyeinek további fragmentációja a populációk fogyatkozásához vezethet, különösen a budapesti agglomerációban és az alföldi-kisalföldi települések közelében. Így például veszélyeztető tényező Budaörsön a hegyoldalak beépítése, Győr és Komárom térségében az ipartelepek fejlesztése, Ócsán az inert szemétkerakó kialakítása, vagy Nyírbéltek közelében a homoki élőhelyek beszántása. A magyar futrinka élőhelyét fenyegető általános tényezők közé tartozik még a taposás, az intenzív legeltetés, a legális és illegális szemétkerakás, az iparterületek és úthálózatok fejlesztése, a homok és murva bányászata, a technikai sportok (terepmotorozás, kvadozás), az akáccal, nemesnyárral, feketefenyővel történő beerdősítés, a spontán erdősülés.

A dolomit sziklagyepben és lejtősztyeppben élő populációk sokkal kisebb egyedszámúak, és így feltehetőleg sokkal sérülékenyebbek. Ezt támasztja alá az a terepi tapasztalatumunk, mely szerint az utóbbi időben sem a Hármashatár-hegyen, sem pedig a Tétényi-fennsíkon nem került elő a faj. Ennek oka abban rejlik, hogy az utóbbi ötven évben a természet mindkét helyen jelentős átalakuláson (erdősítés, erdősülés, taposás, szemétkerakás) ment át, mely kedvezőtlenül hatott a magyar futrinka élőhelyére.

A magyar futrinkának a degradált nyílt és zárt homokpusztagyepekben jelentős populációi élnek, de gyomos és felhagyott mezőgazdasági területekről is előkerült egy-egy példánya (Ködöböcz 2003; Kutasi et al. 2004). A gyomos (és korábban művelt) területen való előfordulás arra enged következtetni, hogy a faj erős, nagy egyedszámú populációiból képesek példányok elvándorolni, és kedvező körülmények esetén ott megtelepedni, illetve az élőhelyét teljesen tönkre nem tévő bolygatást, illetve annak jelentős leromlását is képes átvészelni. Érdekes, hogy a magyar futrinka a Nyírségben csak zárt homoki növényzetben él, a növényzetmentes, nyílt homokpusztákon és a túllegeltetett gyepekben nem találták meg.

Az összesített adatok és a 2005. évben szerzett tapasztalataink kijelölik a kutatás folytatásának fő irányát. A régebbi elfordulási adatok ellenőrzésén túlmenően kutatni szándékozunk a magyar futrinka eddig még ismeretlen lelőhelyeit a Duna–Tisza közti homokhátságon, a Kisalföldön és a Nyírségben. Fontos kérdés többek között, hogy a faj él-e még Somogyban, illetve mekkora állományok találhatóak Tolnában? A magyar futrinka élőhelyeinek kutatását kiemelt hazai és európai természetvédelmi státuszára való tekintettel is folytatni kell, és a Natura 2000 hálózatba jelölt területeket a kutatási adatok tükrében célszerű felülvizsgálni.

A Natura 2000 hálózatban eddig csupán négy nemzeti park (a Balaton-felvidéki, a Duna–Ipoly, a Hortobágyi valamint a Kiskunsági Nemzeti Park) igazgatósága jelölt ki területet a magyar futrinka megőrzésére, és csak két igazgatóság végzett célzott kutatást a faj populációinak feltárására. Az adatok ismeretében feltételezhető azonban, hogy még további

három másik nemzeti park (a Duna–Dráva, a Fertő–Hanság és a Bükk Nemzeti Park) igazgatósága is jelölhetne területet ennek a fajnak a megőrzésére. A magyar futrinka megőrzésére kijelölt területeknek olyan hálózatot kellene alkotniuk, amely lehetővé tenné a faj elszigetelt populációinak egyedei számára az átjárhatóságot.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönetünket fejezzük ki a terepi mintavételezésben végzett segítségükért a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság következő munkatársainak: Bíró Sándor, Csáky Péter, Csonka Péter, Halász Antal, Grósz Róbert, Staudinger István, Szénási Valentin és Vidra Tamás. Szintén a terepmunkában volt segítségünkre a Magyar Természettudományi Múzeum Növénytárában dolgozó Barina Zoltán. Külön köszönet illeti az alábbi személyeket, akik adataikat rendelkezésünkre bocsátották: Kovács Tamás, Kutasi Csaba, Magura Tibor, Muskovits József, Retezár Imre és Rozner György. A kutatást a Nemzeti Kutatás-Fejlesztési Program támogatta, címe: A Kárpát-medence állattani értékei, faunájának göcérterületei és genezise; a szerződés száma: 3B023-04.

Irodalomjegyzék

- 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.
- Ádám, L. & Merkl, O. (1986): Adephaga of the Kiskunság National Park, I.: Carabidae (Coleoptera). – In: Mahunka, S. (ed.): *The Fauna of the Kiskunság National Park*, I., Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 119–142.
- Anonymous (2003) webpage, http://stanoviste.natura2000.cz/index.php?page=zivocich_detail&ZivocichID=99, accessed 2005. 11. 27.
- Breuning, S. (1933): Monographie der Gattung Carabus L. (IV. Teil). *Bestimmungs-Tabellen der europäischen Coleopteren* (Troppau) 106. Heft pp. 705–704.
- Csiki, E. (1905–1908): *Magyarország bogárfaunája I. Vezérfonal a magyar szent korona országainak területén előforduló bogarak megismerésére. Általános rész. Adephaga I. Caraboidea*. – E. Csiki, Budapest 546 pp.
- Freude, H. (1976): *Familie: Carabidae (Laufkäfer)*. – In: Freude, H., Harde, K. W. & Lohse, G. A. (eds): *Die Käfer Mitteleuropas* Band. 2. Goecke & Evers Verlag, Krefeld, 302 pp.
- Frivaldszky, I. (1865): Jellemző adatok Magyarország faunájához. – *A Magyar Tudományos Akadémia Évkönyvei* 11 (4): 1–275.
- Frivaldszky, J. (1874): Magyarország téhelyröpiinek futonczféléi (Carabidae). – *Értekezések a természettudományok köréből* 5 (7): 1–66.
- Guéorguiev B. V. & Sakalian V. P. 1997: Vertical distribution of Carabidae (Coleoptera, Carabidae) in Bulgaria. – *Acta Zoologica Bulgarica* 49: 52–57.
- Guéorguiev V. B. & Guéorguiev B. V. 1995: *Catalogue of the ground-beetles of Bulgaria (Coleoptera: Carabidae)*. – Pensoft, Series faunistica, No. 2, Sofia–Moscow, 279 pp.

- Guéorguiev, V. B. (1989): Prinós kum izuchavaneto na predstavitelite na cemeistvo Carabiade (Coleoptera) ot Bulgária. II. – *Acta Zoologica Bulgarica* **38**: 82–84 (in Bulgarian with English summary).
- Hürka, K. (1973): Fortpflanzung und Entwicklung der mitteleuropäischen Carabus- und Procerus-Arten. – *Studie CSAV*, **9**, Academia, Praha, 78 pp.
- IUCN. (2001). IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 30 pp.
- Ivanenko, V. N. (eds) (1999): Endangered Animals of Russia: from knowledge to action webpage, http://www.nature.ok.ru/doc/nasekom/7_4.htm, accessed 2005. 11. 27.
- Kaszab, Z. & Székessy, V. (1953): Bátorliget bogár-faunája, Coleoptera. – In: Székessy, V. (ed.): *Bátorliget élővilága*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 194–285.
- Kempelen, R. (1868): III. Heves és külső Szolnok t. e. vármegyék állattani leírása. – In: Albert, F. (szerk.): *Heves- és Külső Szolnok törvényesen egyesült vármegyék leírása*. A Magyar Orvosok és Természetvizsgálók XIII. nagygyűlése, Eger, pp. 175–226.
- Ködöböcz, V. (2003): Adatok a Szatmár-Beregi-síkság és a Nyírség futóbogár faunájához (Coleoptera: Carabidae), 1995–2002. – Kézirat, 34 pp.
- Kutasi, Cs. (1998): Futóbogarak (Coleoptera, Carabidae) Litér környékéről. – *Folia Musei Historico-Naturalis Bakonyiensis* **13** (1994): 73–87.
- Kutasi, Cs., Markó, V. & Balog, A. (2004): Species Composition of Carabid (Coleoptera: Carabidae) Communities in Apple and Pear Orchards in Hungary. – *Acta Phytopatologica et Entomologica Hungarica* **3** (1–3): 71–78.
- Kutasi, Cs., Szél, Gy., & Retezár, I. (2005): Species composition of ground beetle assemblages of dolomitic grasslands in Hungary. – In: Serrano, J., Gómez-Zurita, J. et Ruiz, C. (eds.): *XII European Carabidologists Meeting. Ground beetles as a key group for biodiversity conservation studies in Europe. Murcia, Spain, 2005. 19–22 September. Abstracts of talks et posters*. Murcia, Spain, pp. 289–293.
- Kuthy, D. (1897): Ordo Coleoptera. – In: *A Magyar Birodalom Állatvilága (Fauna Regni Hungariae)*. III. Arthropoda. (Insecta. Coleoptera.). A K. M. Természettudományi Társulat, Budapest, 213 pp.
- Lie, P. (1994): Neue Beiträge zur Kenntniss der Carabofauna des Rumänischen Banates für das Jahr 1993 (Coleoptera, Carabidae). – *Folia entomologica hungarica* **55**: 225–232.
- Lie, P. (1995): Beiträge zur Kenntniss des Carabus hungaricus frivaldskyanus Breuning neuentdeckt im Banat, Rumänien (Coleoptera, Carabidae). – *Folia entomologica hungarica* **56**: 85–88.
- Majzlan, O. (1998): Chrobáky (Coleoptera) dilúvia Pereša a Jurského Chlmu na juhu Slovenska. – *Rosalia* (Nitra) **13**: 179–206 (in Slovak).
- Majzlan, O. (2005): Bystruška južná (Carabus hungaricus). P. 341. In: Polák, P. & Saxa, A. (eds): *Priaznivý stav biotopov a duhov európskeho významu. Manuál k programom starostlivosti o územia NATURA 2000*. Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica, 734 pp. (Szlovák nyelven).
- Merkl, O. (1991): Reassessment of the beetle fauna of Bátorliget, NE Hungary (Coleoptera). – In: Mahunka, S. (ed.): *The Bátorliget Nature Reserves - after forty years*, I. Budapest, pp. 381–498.

- Müller-Motzfeld, G. (ed.) (2004): Band 2. Adepthaga 1: Carabidae (Laufkäfer). – In: Freude, H., Harde, K. W., Lohse, G. A., & Klausnitzer, B. (eds.): *Die Käfer Mitteleuropas*. Elsevier GMBH, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg-Berlin, 2. Auflage, 521 pp.
- Nározsny, Z. (1938): Adatok Magyarország nagyfutó féléihez (Carabini). – Doktori értekezés. *Debreceni szemle*: **12**: 1–19.
- Neculiseanu, Z., Danila A, Cilipic G. (1999): Lista insectelor rare si amenintate cu disparitia din Republica Moldova. webpage, http://www.salvaeco.org/insecte/page/carabus_pachistus_hungaricus.php, accessed 2005. 11. 27.
- Pavićević, D., & Mesaroš, G. (1997): Carabini of Yugoslavia and adjacent regions (Coleoptera: Carabidae). – *Catalogus Fauna Jugoslaviae. Encyclopedia*. Belgrade, Ecolibri-Bionet. CD-ROM.
- Shcheraka, M. M. (1994): Chervona kniga Ukraini. Tvarinniy ta roslinniy svit. – Ministerstvo ekologii ta prirodnih resursiv Ukraini Department ohoroni, vikoristannya ta vidtvorennya prirodnih resursiv. Z usih zaznachenih pitan zvertatisya: M. Kiiiv, vul. Hreshchatik, 5, Minekoresursiv Ukraini. k. 504, webpage (<http://mail.menr.gov.ua/publ/redbook/>, accessed 2005. 11. 27.)
- Szél, Gy. & Bérces, S. (2002): Carabidae (Coleoptera) from the Fertő-Hanság National Park. – In: Mahunka, S. (ed.): *The Fauna of the Fertő-Hanság National Park, II*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 379–399.
- Szél, Gy. (1985): A Carabus-genus Kárpát-medencében élő fajainak elterjedése és alfaji tagozódása (Coleoptera: Carabidae). – Doktori értekezés. Budapest, 77 pp.
- Szél, Gy., & Ádám, L. (1992): Bogárközösségek vizsgálata dolomitgyepekben (Coleoptera). – *Folia entomologica hungarica* **52**: 232–236.
- Tóth, L. (1973): A Bakony hegység futóbogár-alkatú faunájának alapvetése (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae). – *A Veszprém megyei Múzeumok Közleményei* **12**: 275–351.
- Turin, H., Penev, L., Casale, A., Arndt, E., Assman, Th., Makarov, K., Mossakowski, D., Szél, Gy., Weber, F. 2003: Chapter 5. Species accounts. – In: Turin, H., Penev, L. & Casale, A. (eds.): *The Genus Carabus in Europe. A Synthesis. Fauna Europaea Evertabrata 2*. Pensoft, Sofia-Moscow, pp. 151–285.

The distribution and nature protection status of the species *Carabus hungaricus*

Sándor Bérces¹, Győző Szél², Viktor Kődöböcz³

¹Duna-Ipoly National Park Directorate, H-1021 Budapest, Hűvösvölgyi út 52., Hungary ²Hungarian Natural History Museum, H-1088 Budapest, Baross u. 13., Hungary

³Hortobágyi National Park Directorate, H-4024 Debrecen Sumen u. 2., Hungary

Abstract: In our article Hungarian historical (pre-1950) and recent data of *Carabus hungaricus* was summarized and processed with Geographic Information System. Live-capturing traps were placed out at 47 locations. Of these, *Carabus hungaricus* was caught at 42 sites, from which 17 were new localities. From the viewpoint of nature protection, *C. hungaricus* has proved to be a vulnerable species in Hungary. Even more sites with *Carabus hungaricus* could have been designated for the Natura 2000 network. It was found that the largest populations of *Carabus hungaricus* live on sand-steppe biotopes, while dolomitic and limestone steppe populations are smaller, therefore more sensitive. Our results suggest that individuals of larger populations of this species are able to migrate and colonize new suitable habitats.

Key-words: nature protection, Natura 2000, *Carabus hungaricus*, distribution, Geographic Information System (GIS)

A *Maculinea alcon* (Lepidoptera: Lycaenidae) peterakási preferenciájának vizsgálata az Aggteleki Nemzeti Parkban

Árnyas Ervin, Bereczki Judit, Tóth Andrea, Pecsénye Katalin és Varga Zoltán

Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék
4010 Debrecen, Pf. 3

Kapcsolattartó szerző: Árnyas Ervin
e-mail: arnyaser@delfin.unideb.hu

Összefoglaló: Kutatásunk során a *Maculinea alcon* száraz gyepi ökotípusának peterakási preferenciáit vizsgáltuk az Aggteleki-karszthoz tartozó Tohonya-völgyben. 2001-ben kezdődött el a terület természetvédelmi kezelése, melynek kedvező hatását igazolja, hogy a tápnövények ép virágos hajtásainak száma és az egy hajtásra eső peték aránya a '90-es évekhez képest jelentősen megnövekedett. A nőtények petézési preferenciájában a *Gentiana*-tövek hajtásszáma, a hajtások magassága és a virágos náduszok száma játszik fontos szerepet. A tápnövény más részeihez viszonyítva szignifikánsan több pete volt a levelek felszínén és a virágokon. Gyakorlatilag nem volt pete a steril, rágott és levéltetves hajtásokon. A *Maculinea alcon* tohonya-völgyi populációja jelenleg stabilnak tűnik. Az élőhelyen fenntartott rövidfűvű gyepek előnyös mind a sarjtelepek, mind a *Maculinea*-populáció szaporodása számára.

Kulcsszavak: Aggteleki Nemzeti Park, *Maculinea alcon* száraz gyepi ökotípusa, peterakási preferencia, *Gentiana* sarjtelep

Bevezetés

A nappali lepkék állományainak jelentős csökkenése, életterük beszűkülése különösen nagymértékű kontinensünkön. Ez a tendencia figyelhető meg a *Maculinea*-genus (Lepidoptera: Lycaenidae) fajainak esetében is, melyek mára már Európa-szerte veszélyeztetettek (IUCN Red List), és sok területről ki is pusztultak (Habitat Directive Annex II-IV). Fenyegetettségük egyrészt obligát myrmecophil életmenetükből (*Myrmica*-*Maculinea* kapcsolat), másrészt természetes élőhelyeik eltűnéséből, degradációjából adódik. A genus fajaira irányuló ökológiai kutatások révén ismertté vált a lepkék obligát myrmecophil életmódja, ami igen szoros kapcsolatot feltételez a *Maculinea* és a *Myrmica* fajok között (Elmes & Thomas 1987, 1992, Fiedler 1998, Munguira & Martin 1997, Thomas *et al.* 1989, 1993).

A *Maculinea*-genust Magyarországon négy faj képviseli: *Maculinea alcon* ([Denis & Schiffermüller], 1775) (szürkés hangyaboglárka) (= *M. rebeli* (Hirschke, 1904), *tax. revid.* lásd: Als *et al.* 2004, Bereczki *et al.* 2005, Pech *et al.* 2004), *Maculinea teleius* (Bergsträsser, 1779) (vérfübgoglárka), *Maculinea arion* (Linnaeus, 1767) (nagy pettyes hangyaboglárka), és a *Maculinea nausithous* (Bergsträsser, 1779) (zanótboglárka). A genushoz tartozó *Maculinea alcon* fajcsoport taxonómiai megítélése máig igen ellentmondásos (Bálint 1991, 1993, 1996, Munguira & Martin 1997, Wynhoff 1998), mivel a száraz réti és a nedves réti ökotípust

egy taxonómusok faji, mások alfaji rangú taxonnak tartják. Ez abból a tényből adódik, hogy a két ökotípus morfológiai elkülönítése nem egyértelmű, így a megkülönböztetésük nem morfológiai, hanem ökológiai bélyegek (élőhely, tápnövény, hangyagazda, stb.) révén lehetséges. A xerophil ökotípus tápnövénye a *Gentiana cruciata* L. (Szent László-tárnics), hangyagazdái pedig a *Myrmica sabuleti* Meinert, 1861, *My. scabrinodis* Nylander, 1846, *My. specioides* Bondroit, 1918, *My. lonae* Finzi, 1927 lehetnek. A Palearktikum nyugati felében a xerophil ökotípussal szimpatrikusan fordul elő a higrophil élőhelyet kedvelő nedves réti ökotípus, melynek nőstényei a *Gentiana pneumonanthe* L. (kornicstárnics) hajtásaira petéznek, lárváit pedig élőhelytől függően három fő *Myrmica* faj adoptálhatja (*My. scabrinodis* Nylander, 1846, *My. ruginodis* Nylander, 1846, *My. rubra* Linnaeus, 1758 (Als *et al.* 2002, Elmes & Thomas 1992, Elmes *et al.* 1991a, 1991b, 1994, 1998).

Vizsgálatainkat a *Maculinea alcon* fajcsoport száraz gyepi ökotípusának tohonya-völgyi (Jósvafő, 48°29'É/20°32'K; 290m) populációjában végeztük (2002-2005).

Mindenekelőtt a 2001-től elkezdett természetvédelmi kezelés hatását kívántuk nyomon követni a területen, ezért célul tűztük ki a *Gentiana cruciata* állományának és a rajtuk elhelyezett peték mennyiségének részletes felmérését. Mivel a területen kutatócsoportunk tagjai már a kezelés előtt is több éven keresztül végeztek *Gentiana*-térképezést és peteszámlálást, a jelenlegi és a korábbi vizsgálatok adatainak összevetése révén le tudtuk írni mind a tápnövény állományának alakulását, mind pedig a *Maculinea*-populáció dinamikájának a változását a kezelés utáni időszakban. Bár a területkezelési eljárásokat elsősorban a *Maculinea*-populációk igényeinek figyelembevételével dolgozták ki, mégsem tekinthetők pusztán fajvédelmi stratégiáknak. A hangyaboglárkák ugyanis speciális ökológiai igényeik alapján úgynevezett ernyő fajok, amelyek bizonyos típusú habitatok indikátorai. A megfelelő élőhely típus és szukcessziós stádium fenntartásával tehát nemcsak a *Maculinea alcon* populációja őrizhető meg, hanem más fajoké is, amelyek ezen habitatokhoz alkalmazkodtak.

Elemezni kívántuk továbbá azokat a tényezőket, amelyek potenciálisan jelentősek a nőstények számára a tápnövények kiválasztásában. Ennek megfelelően összefüggéseket kerestünk a peték denzitása és néhány külső tényező (pl. a vegetáció szerkezete és sűrűsége) között. Választ kerestünk arra a kérdésre is, hogy milyen módon oszlanak meg a peték a tápnövény különböző hajtástípusai között, illetve milyen az arányuk az egyes növényi szerkezen.

Anyag és módszer

Az élőhely jellemzése

Az általunk vizsgált populáció elterjedési területe megközelítőleg 3ha, amely egy enyhén lejtő, lapos hegyháton a Lófej- és a Tohonya-völgy között húzódik. A terület az Aggteleki Nemzeti Park és Bioszféra Rezervátum átmeneti zónájába tartozik, mely számos változáson ment keresztül az elmúlt évtizedek során. A természetes vegetáció eredetileg egy nagy kiterjedésű, kevert állományú gyertyános-tölgyes volt, melyet a fakitermelés után felszántottak és fokozatosan mezőgazdasági művelés alá vontak. A '60-as években a terü-

leten folytatott növénytermesztéssel felhagytak, így a természetes szukcesszió eredményeként egy magas produktív fűszáraz gyepek alakult ki, magas növésű fűfajok dominanciájával. A területet a '70-es évektől a '80-as évek elejéig kaszálóként, ezután (meglehetősen rendszerint) legelőként használták. A '80-as évek végén a hucul lovak betelepítésével intenzív legelés és taposás vette kezdetét, amelynek következtében a vegetáció a '90-es évek közepére erősen degradálódott, lehetővé téve néhány kétszikű dinamikus terjedését (pl. *Agrimonia eupatoria* L. (közönséges párlófű), *Cirsium arvense* (L.) Scop. (mezei aszat), *Stenactis annua* (L.) Nees (egynyári seprence), stb). A nagyszámú vaddisznótúrásban számos pionír stádiumhoz kötődő növényfaj jelent meg, mint pl. az *Adonis aestivalis* L. (nyári hérics), *Berteroa incana* (L.) DC. (hamuka), *Bifora radians* M. Bieb. (poloskagyom), *Consolida regalis* S. F. Gray (mezei szarkaláb), *Papaver rhoeas* L. (pipacs). A 2001-ben kezdődött természetvédelmi kezelés keretében a területet a tenyészidőszak végén rendszeresen lekaszálják, a cserjéket szelektíven kivágják, valamint helyenként sekély tárcsázást végeznek.

A vegetáció jelenlegi állapota a terület tárcsázatlan részein: Konstans és szubkonstans fajok: *Arrhenatherum elatius* (L.) P.B. ex J. et C. Presl (franciaperje) (V), *Brachypodium pinnatum* (L.) P. Beauv. (tollas szálkaperje) (IV), *Festuca rupicola* Heuff. (pusztai csenkesz) (V), *Poa pratensis* subsp. *angustifolia* (L.) Gaud. (karcsú perje) (IV), *Agrimonia eupatoria* L. (IV), *Euphorbia cyparissias* L. (farkas-kutyatej) (V), *Galium verum* L. (tejtöltő galaj) (V), *Leontodon hispidus* L. (közönséges oroszlánfog) (IV), *Plantago media* L. (réti útifű) (IV), *Rumex acetosa* L. (mezei sóska) (IV), *Taraxacum officinale* Weber. (gyermekláncfű) (V), *Trifolium repens* L. (fehér here) (IV).

A vegetáció jelenlegi állapota a terület tárcsázott részein: Konstans és szubkonstans fajok: *Poa pratensis* subsp. *angustifolia* (V), *Agrimonia eupatoria* (IV), *Euphorbia cyparissias* (IV), *Galium verum* L. (V), *Glechoma hederacea* L. (kerek repkény) (IV), *Rumex acetosa* (IV), *Taraxacum officinale* (V), *Trifolium pratense* L. (réti here) (IV), *T. repens* (V). (Bővebb leírás: ld. Sipos & Varga 1998, Varga-Sipos & Varga 1997, Varga et al. 2000).

Mintavétel

Első lépésben a mintavételi területünkről műholdas helymeghatározó műszer (GPS) segítségével részletes térképet készítettünk, majd a kutatási területünket 10×10m kvadrátokra osztottuk fel, melyek határait számozott karókkal jelöltük meg. Az élőhely természetvédelmi kezelése előtt a tápnövények felmérése és a peték számolása egy nagyobb mintavételi területen történt, mint a kezelés megkezdése után: 1992-ben és 1993-ban 75 kvadrátban, míg 1998-ban 200 kvadrátban. 2003-ban csak 20 kvadrátban történt felvételezés. 2004-ben és 2005-ben részletes vizsgálatokat végeztünk a területen, melynek során 2004-ben 95, 2005-ben 75 kvadrátban végeztük el a *Gentiana*-tövek térképezését, míg a peteszámlálás 2004-ben 50, 2005-ben 40 véletlenszerűen kiválasztott kvadrátban történt. Vizsgálatainkat közvetlenül az imágók lerajzása után végeztük. Ekkorra a *Gentiana cruciata* vegetatív és generatív részei már jól láthatóak voltak, de a *M. alcon*-lárvák még nem jelentek meg. Az alábbi adatokat rögzítettük kvadrátonként: (I) a tő hajtásainak száma és állapota (ép, steril és lerágott); (II) a hajtás magassága; (III) a hajtást körülvevő növényzet magassága; (IV) a virágos levélörvök száma; (V) a virágtalan levélörvök száma; (VI) a hajtáson található

peték száma az alábbi felosztásban: a peték nóduszonkénti száma a virágokon, illetve a bimbókon, a szártagokon, a levelek színén és fonákán. Mivel a felvételezés módja lényegében ugyanaz volt a korábbi vizsgálatok során is, ezért az eredmények összehasonlíthatóak voltak a korábbi évekkal. Az adatok kiértékelését generalizált lineáris modellek alkalmazásával végeztük, melyekhez a GLIM 4 programcsomagot használtuk (Francis *et al.* 1994).

Eredmények és megvitatásuk

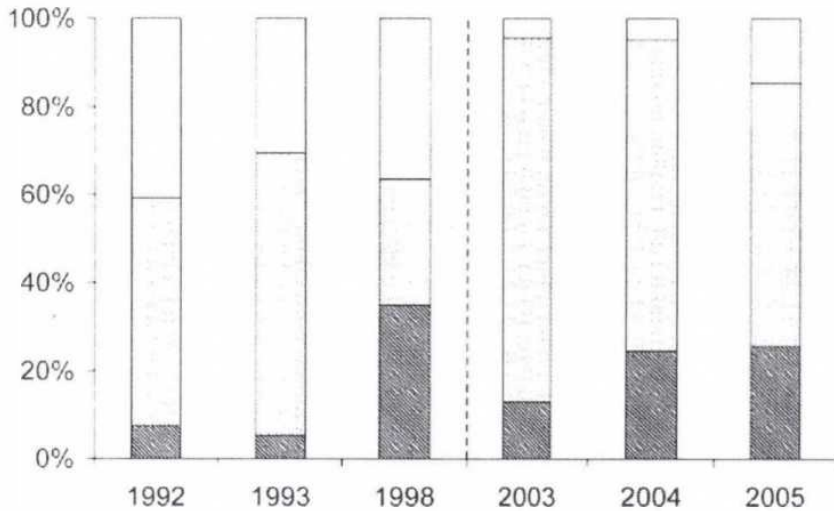
Az egyes mintavételi években a kvadrátok száma változó volt, ezért az egy kvadrátra eső átlagértékeket hasonlítottuk össze (1. táblázat). A kezelést megelőző években az ép virágos hajtások aránya nagyon alacsony volt (2,68), míg a kezelés után számuk jelentősen megnövekedett (15,06). A két időszak között a különbség erősen szignifikáns ($\chi^2_1 = 27,4; 0,001 > P$) volt.

1. táblázat. A vizsgált kvadrátok száma, az ép virágos hajtások és a peték számának egy kvadrátra eső átlagértékei a mintavételi években. A: kezelés előtti évek, B: kezelés utáni évek.

	A			B		
	1992	1993	1998	2003	2004	2005
Kvadrátok száma	75	75	200	20	50	40
Ép virágos hajtások / kvadrát	4,28	2,75	1,03	14,15	12,58	17,05
Peték száma / kvadrát	12,59	0,72	7,13	134,65	111,72	206,80

A kezelés előtti és utáni évek jelentősen különböznek az egyes hajtástípusok százalékos megoszlását illetően is (1. ábra). A kezelést megelőző években magasabb volt a rágott (35,94%) és alacsonyabb az ép virágos hajtások aránya (48,14%), mint a kezelés utáni években ($\chi^2_{14} = 1467; 0,001 > P$). Ennek az oka a '90-es évek túlszaporodott vadállományában keresendő. A 2000-es évek elejére az őzállomány nagyságát csökkentették, így az általunk vizsgált években a rágott hajtások aránya (7,88%) lecsökkent, szemben az ép hajtásokéval (70,97%).

Mivel minden évben történt a *Gentiana* térképezésén kívül peteszámolás is, így meg lehetett vizsgálni a kezelés peteszámra gyakorolt hatását. Az élőhely rekonstrukciójának megkezdése előtt az egy kvadrátra eső átlagos peteszám igen alacsony volt (6,8), míg a kezelés utáni években ez az érték szignifikánsan megnőtt (160,3) ($\chi^2_1 = 45,4; 0,001 > P$) (1. táblázat). A másik különbség a két vizsgálati periódus között az volt, hogy eltérő a peték megoszlása az ép, a steril és rágott hajtásokon. A kezelést megelőző években az intakt fertilis hajtások alacsonyabb aránya miatt a nőstények a steril és a rágott hajtásokra is petézték (15,2%). 2002 után azonban az intakt fertilis hajtások száma erőteljesen megnövekedett, így a nőstények petéiket (98,9%) ezekre helyezték. Gyakorlatilag nem volt pete a steril, rágott és levéltetves hajtásokon.



1. ábra. A hajtások megoszlása az egyes mintavételi években. Csíkos rész – ép steril hajtás, pöttyös rész – ép virágos hajtás, üres rész – rágott hajtás. A szaggatott vonal a terület kezelésének a kezdetét jelzi.

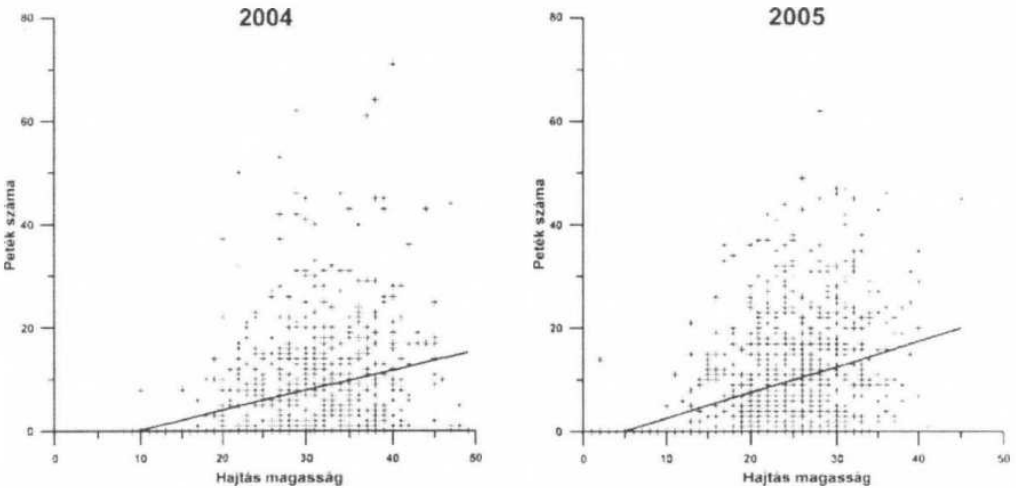
A vizsgálatok további részében a peték mennyisége és az egy tőhöz tartozó hajtások száma közötti összefüggést vizsgáltuk. A legtöbb petét a közepes hajtásszámú (3–4) töveken találtuk, de nem hagyhatjuk figyelmen kívül azt a ténytet, hogy ezek a tövek voltak a leggyakoribbak a mintavételi kvadrátokban (45–50%). A tövek hajtásszámának növekedésével nőtt a rájuk elhelyezett peték mennyisége. A nőstények előnyben részesítették a dúsabb töveket a ritkábbakkal szemben, mivel könnyebb rájuk találni az aljnövényzetben. Szignifikánsan több petét találtunk az 5-6, illetve a nagyobb hajtásszámú töveken, mint ahogy azt a mintavételi területen való gyakoriságuk alapján várhattuk volna (2004: $\chi^2_5 = 43,8$; $0,001 > P$; 2005: $\chi^2_5 = 59,1$; $0,001 > P$). Véleményünk szerint a 7-8 hajtásszámú tövek a legoptimálisabbak, hiszen ezek már kellően dúsak ahhoz, hogy a nőstények észrevegyék azokat, valamint ekkora hajtásszámnál a tövek még megfelelően magas hajtásokat tudnak fejleszteni. A túl sok hajtással rendelkező töveknek viszonylag kevés magas (4-5), illetve átlagos méretű hajtása van. Hajtásaik túlnyomó többsége alacsony és virágtalan volt, melyeket rendszerint az aljnövényzet takart, így a nőstények nem tudtak rájuk petézni.

A peték levélörvönkénti megoszlásának elemzésekor a várt eredményt kaptuk. A nőstények a peték 89%-át a legfelső levélörvhöz tartozó szervekre rakták. A peték 7,3%-a a második, 2,8%-a a harmadik levélörv szervein helyezkedett el, míg a negyedik levélörv szervein a petéknek mindössze 0,7%-a volt megtalálható. Ennél alacsonyabb részekben már nem találtunk petéket. Egy erős negatív korrelációt találtunk a peték száma és a levélkörök sorszáma között ($r = -0,824$; $\chi^2_1 = 29,66$; $P < 0,001$).

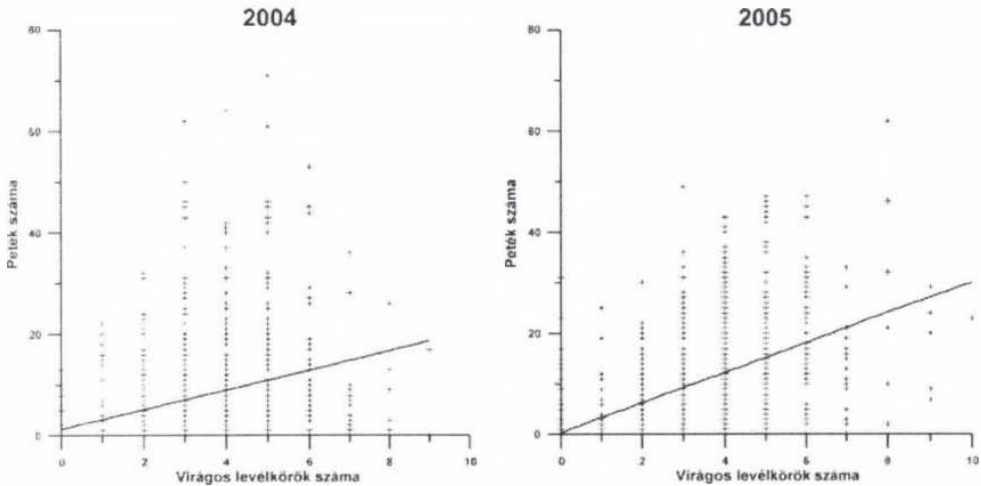
Amikor összehasonlítottuk a peték megoszlását a különböző levélkörökhöz tartozó szerveken, azt tapasztaltuk, hogy a virágok és virágbimbók mellett a levelek felszíne volt a legvonzóbb a nőstények számára ($\chi^2_3 = 193$; $P < 0,001$). A lerakott petéknek mindössze 0,01%-a

volt a hajtások szárán. A virágok és a levelek felszínén elhelyezkedő peték aránya 1:2, ami a virágok jóval kisebb felületét tekintve arra utal, hogy ők a hajtás legvonzóbb részei. Ezt a tényt az is alátámasztja, hogy a rajzás utolsó periódusában jelennek meg a *Gentiana*-töveken, így a nőstényeknek sokkal kevesebb lehetőségük van rájuk petézni, mint a többi szervre.

A további vizsgálatok során összefüggést kerestünk a peteszám és a hajtások tulajdonságai között. Az általunk vizsgált évben szignifikánsan több petét találtunk a magas hajtásokon, mint az alacsonyabbakon (2. ábra: 2004: $r=0,464$; $\chi^2_{21} = 196$; $P<0,001$; 2005: $r=0,539$; $\chi^2_{21} = 432$; $P<0,001$). Hasonlóképpen szoros összefüggést találtunk a virágos levélkörök száma és a peteszám között (3. ábra: $r=0,460$; $\chi^2_{21} = 192$; $P<0,001$; 2005: $r=0,624$; $\chi^2_{21} = 579$; $P<0,001$).



2. ábra. A hajtások magassága (cm) és a rajtuk talált peték mennyisége közötti összefüggés.



3. ábra. A hajtások virágos levélköreinek száma és a rajtuk talált peték mennyisége közötti összefüggés.

Összességében megállapítható, hogy a nőstények petézési preferenciájában a *Gentiana*-tövek hajtásszáma, a hajtások magassága és a virágos náduszkok száma játszik fontos szerepet. A tápnövény más részeihez viszonyítva szignifikánsan több pete volt a levelek felszínén és a virágokon. Az egy hajtásra eső peték aránya a '90-es évek elejéhez képest jelentősen megnövekedett, ami a területen folytatott kezelés kedvező hatását igazolja. A terület kaszálása és extenzív legeltetése révén fenntartott rövidfűvű gyepek állapot előnyös mind a sarjtelepek szaporodása, mind a *Maculinea*-populáció tenyésztése számára.

*

Köszönetnyilvánítás – Vizsgálatainkat az EU EVK2-CT-2001-00126 MacMan Project keretében végeztük. Köszönettel tartozunk Dósa Gabriellának, hogy rendelkezésünkre bocsátotta az általa végzett vizsgálatok adatait. Továbbá köszönjük Szabó Sándornak és Kozma Péternek a terepi vizsgálatok során nyújtott segítségüket. Az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatósága együttműködően támogatta az élőhely kezelésére vonatkozó kezdeményezéseinket.

Irodalomjegyzék

- Als, T. D., Nash, D. R. & Boomsma, J. J. (2002): Geographical variation in host-ant specificity of the parasitic butterfly *Maculinea alcon* in Denmark. – *Ecol. Entomol.*, **27**: 403–414.
- Als, T. D., Vila, R., Kandul, N. P., Nash, D. R., Yen, S., Hsu, Y., Mignault, A. A., Boomsma, J. J. & Pierce, N. E. (2004): The evolution of alternative parasitic life histories in large blue butterflies. – *Nature*, **432**: 386–390.

- Bálint, Zs. (1991): Conservation of Butterflies in Hungary. – *Oedippus*, **3**: 5–36.
- Bálint, Zs. (1993): The threatened Lycaenids of the Carpathian basin. – In: New, T. S. (szerk.): *Conservation Biology of Lycaenidae*. Occasional paper of the IUCN Species Survival Commission. No. 8. IUCN, Gland, pp. 105–111.
- Bálint, Zs. (1996): *The butterflies of the Carpathian basin*. Vol. I. (In Hung.) Magyar Madár-tani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 184 pp.
- Berezki, J., Pecsénye, K., Peregovits, L. & Varga, Z. (2005): Pattern of genetic differentiation in the *Maculinea* alcon species group (Lepidoptera, Lycaenidae) in Central Europe. – *J. Zool. Syst. Evol. Res.*, **43**(3): 157–169.
- Elmes, G. W. & Thomas, J. A. (1987): Die Biologie und Ökologie der Ameisen der Gattung *Myrmica*. – In: Geiger, W. (szerk.): *Tagfalter und ihre Lebensräume: Arten, Gefährdung und Schutz*. Schweizerischer Bund für Naturschutz, Basel, pp. 404–409.
- Elmes, G. W. & Thomas, J. A. (1992): The complexity of species conservation in managed habitats: interaction between *Maculinea* butterflies and their host ants. – *Biodivers. Conserv.*, **1**: 155–169.
- Elmes, G. W., Thomas, J. A. & Wardlaw, J. C. (1991a): Larvae of *Maculinea rebeli*, a large-blue butterfly, and their *Myrmica* host ants: wild adoption and behaviour in ant nests. – *J. Zool. (Lond.)*, **223**: 447–460.
- Elmes, G. W., Thomas, J. A. & Wardlaw, J. C. (1991b): Larvae of *Maculinea rebeli*, a large-blue butterfly, and their *Myrmica* host ants: patterns of caterpillar growth and survival. – *J. Zool. (Lond.)*, **224**: 79–92.
- Elmes, G. W., Thomas, J. A., Hammarstedt, O., Munguira, M. L., Martin, J. & van der Made, J. G. (1994): Differences in host-ant specificity between Spanish, Dutch and Swedish populations of the endangered butterfly *Maculinea alcon* (Denis et Schiff.) (Lepidoptera). – *Memo-rab. Zool.*, **48**: 55–98.
- 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 conservation of *Maculinea* butterflies. – *J. Insect Cons.*, **2**: 69–78.
- Fiedler, K. (1998): Lycaenid-ant interactions of the *Maculinea* type: tracing their historical roots in a comparative framework. – *J. Insect Cons.*, **2**: 2–15.
- Francis, B., Green, M. & Payne, C. (1994): GLIM 4. The statistical system for generalised linear interactive modelling. New York: University Press Inc.
- Munguira, M.L. & Martin, J. (1997): *Action plan for the Maculinea Butterflies in Europe*. – Council of Europe, Strasbourg, 96 pp.
- Pech, P., Fric, Z., Konvička, M. & Zrzavý, J. (2004): Phylogeny of *Maculinea* blues (Lepidoptera: Lycaenidae) based on morphological and ecological characters: evolution of parasitic myrmecophily. – *Cladistics*, **20**: 362–375.
- Sipos, J. V. & Varga, Z. (1998): Phytocenology of semi-dry grasslands (*Cirsio-Brachypodium pinnati*) in the Aggtelek karst area. (In Hung., English abstr.) – *Kitaibelia*, **III**(2): 347–348.
- 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., Elmes, G. W. & Wardlaw, J. C. (1993): Contest competition among *Maculinea rebeli* butterfly larvae in ant nests. – *Ecol. Entomol.*, **18**: 73–76.
- Varga-Sipos, J. & Varga, Z. (1997): Phytocenology of semi-dry grasslands in the Aggtelek karst area. – In: Tóth, E. & Horváth, R. (szerk.): *Research in the Aggtelek National Park and Biosphere Reserve*. Proceedings of the Conference, Vol. II., pp. 59–78.
- Varga, Z., Varga-Sipos, J., Orci, K. M. & Rácz, I. (2000): Semi-dry swards on the Aggtelek karst: phytocenological conditions, Orthoptera and Lepidoptera assemblages (In Hung.). – In: Virágh, K. & Kun, A. (szerk.): *Vegetáció és Dinamizmus*. MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 195–238.
- Wynhoff, I. (1998): The recent distribution of the European *Maculinea* species. – *J. Insect Cons.*, **2**: 15–27.

Egg-laying preferences of the xerophilous ecotype of *Maculinea alcon* (Lepidoptera: Lycaenidae) in the Aggtelek National Park

Ervin Árnys, Judit Bereczki, Andrea Tóth, Katalin Pecsénye and Zoltán Varga

*Department of Evolutionary Zoology and Human Biology, University of Debrecen
H-4010 Debrecen, P.O. Box 3, Hungary. e-mail: arnyaser@delfin.unideb.hu*

Abstract: The egg-laying preferences of the xerophilous ecotype of *Maculinea alcon* (= *Maculinea rebeli*) was studied in the Tohonya valley in the Aggtelek karst region. The reconstruction of the area had started in 2001. It had a favourable effect on the habitat as the number of intact ramets with flowers and the rate of eggs per sprout increased largely compared to the values detected in the '90s. The number of ramets in the *Gentiana* sprout-colonies, the height of the ramets and the number of verticils with flowers/flower buds influenced essentially the egg laying preferences of the females. Furthermore, significantly more eggs were found on the adaxial surface of the leaves and on verticils with flowers/flower buds than on other parts of the plant. We could hardly find any eggs on sterile, grazed and infected sprouts. It can be stated that the Tohonya valley population of *M. alcon* has become stabilised as a consequence of management. The short grass structure of the sward maintained by mowing and grazing proved to be beneficial both for the growth of the sprout colonies and for the *Maculinea* population, as well.

Key-words: Aggtelek National Park, xerophilous ecotype of *Maculinea alcon*, egg-laying preference, *Gentiana* sprout colonies

Élőhelypreferencia-vizsgálatok a magyarországi haragossikló-állományokon

Bellaagh Mátyás¹, Báldi András², Korsós Zoltán³

¹Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi Tanszék,
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1., e-mail: bellaagh.matyas@yahoo.com

²Magyar Természettudományi Múzeum, MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport
1083 Budapest, Ludovika tér 2.

³Magyar Természettudományi Múzeum, Állattár, 1088 Budapest, Baross u. 13.

Felelős szerző: Bellaagh Mátyás, 2013 Pomáz, Kodály Zoltán u. 1.

Összefoglaló: Az elmúlt hét évben 1998 és 2005 között több alkalommal, eddigi irodalmi adatok alapján nem ismert élőhelyekről sikerült a haragos sikló jelenlétét kimutatni. E fokozottan védett hullőfajunk élőhelyeinek feltérképezése és a természetvédelem érdekeit figyelembe vevő hasznosítási, kezelési terveinek elkészítése egyre sürgetőbb feladattá vált, szerves részét képezi a faj megőrzési tervének. Jelen munkánk során megkíséreltük feltérképezni azokat a tájszerkezeti paramétereket, melyek előre jelezhetik a haragos sikló egy adott területen való előfordulását. Három jellemző tájszerkezeti paraméter esetén találtunk szignifikáns különbséget a faj által preferált és elkerült habitatok között. A vizsgált élőhelyen belül az egyes mintaterületek (1) lejtőszöge, (2) a fás- és lágyszárú vegetáció határvonala (a vegetációs szegélyhossz) és a (3) szabad talajfelszín befolyásolja döntően a faj előfordulását.

Kulcsszavak: haragos sikló, *Hierophis* (= *Coluber*) *caspius*, Villányi-hegység, habitatszelekció, szegélyhatás, tájszerkezet, vegetáció

Bevezetés

A magyarországi haragossikló-populációk a faj tőlünk délkeletre (Románia, Bulgária, Szerbia, Görögország és Törökország) húzódó összefüggő elterjedési területéről leszakadt törzspopulációinak legészakibb, elszigetelt állományai.

A haragos sikló *Hierophis* (= *Coluber*) *caspius* (Gmelin, 1789) jelenleg ismert magyarországi élőhelyei a Budai-hegység legmelegebb bokros sziklagyepre, a közép-dunamenti löszhátaság egyes részeire, és a szubmediterrán jellegű Villányi-hegység bizonyos pontjaira korlátozódnak (Dely 1978, Bellaagh et al. 2000).

Eddigi ismereteink szerint a faj élőhelyei az egyre nagyobb mértékű urbanizáció és egyéb antropogén hatások következtében fokozatosan felaprózódtak, megszűntek (Korsós 1997). Ezek ellenére utóbbi években munkánk során egyre több, a szakirodalomban nem szereplő élőhelyről fogtunk be haragossikló-példányokat.

Az utóbbi 10 évben a fajt a Budai-hegységből kipusztultnak hitték, 2000-ben azonban egy levedlett bőr maradványára bukkantak a Csiki-hegységben, amely kétséget kizáróan haragos siklótól származott (Korsós et al. 2004). A budapesti Sas-hegyről is került elő egy haragossikló-példány, amelynek származása kétséges, bár a faj a területéről régóta ismert (Herczeg et al. 2002).

A szársomlyói haragossikló-populációt 1998 óta vizsgáljuk. Minden évben több siklót is megfigyelünk, de úgy tűnik, az emberi zavarásnak köszönhetően, lassú ütemben csökken a populáció mérete (Korsós et al. 2004). Az állomány egyedszámának alakulását jelölés-visualizációs módszerrel követjük nyomon (Bellaagh et al. 2000).

2003-ban a paksi téglagyár területén találtunk egy elgázolt haragos siklót. A későbbi terepbejárások alkalmával talált nyolc, frissen vedlett bőr bizonyította egy létező, stabilis és szaporodóképes állomány jelenlétét (Korsós et al. 2002).

2003-ban Dunaújváros mellől számoltunk be haragos siklókról és még ebben az évben találtunk is egy kifejlett példányt (Bellaagh et al. 2007). A 2004. évi intenzív kutatás egy újabb fiatal példány jelenlétével bizonyította az itt élő populációt (Bellaagh & Bakó 2005). Ezzel a hazai, bizonyított haragossikló-élőhelyek száma négy régióra emelkedett.

A haragos sikló Magyarországon 1974 óta élvez fokozott törvényi védelmet, természetvédelmi értéke 500.000 forint (Rakonczay 1990, 23/2005. (VIII. 31.) KvVM rendelet). A Berni Egyezmény II. függelékében, valamint az EU élőhely-védelmi irányelvének IV. függelékében is szerepel fokozott védelemre javasolt fajként.

Jelen munkánkban megkíséreljük felfedni azokat a biotikus és abiotikus élőhelyi paramétereket, melyek meghatározzák, és előre jelezhetik a haragos sikló adott területen való előfordulását.

Térinformatikai elemzések segítségével megpróbáltuk leírni a haragos sikló által preferált élőhelyek főbb, vegetációfüggő strukturális jellemzőit. Vizsgálatunkat a legnagyobb, szársomlyói populáción végeztük el.

Módszerek

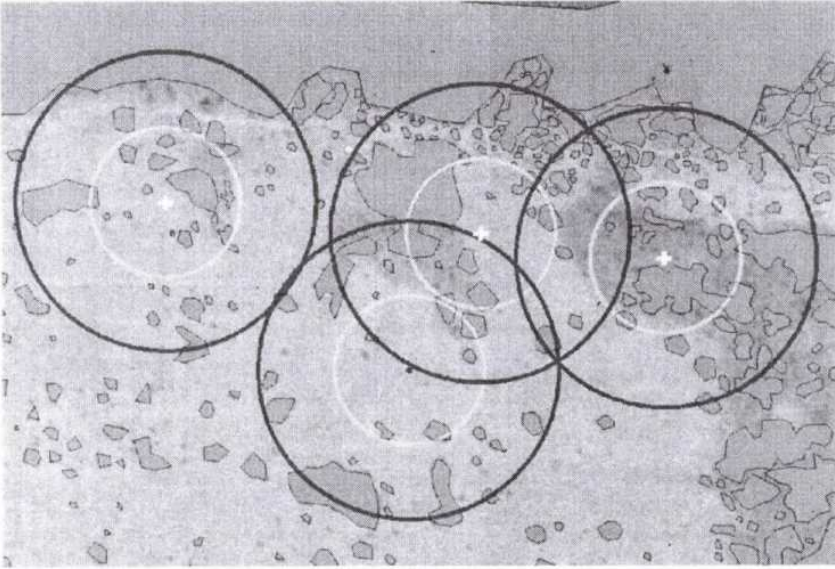
Kutatásunk terepi szakaszában a Villányi-hegységben a Szársomlyó hegyen található haragossikló-populáció élőhelyén gyűjtöttünk tájszerkezeti jellemzőket. A 2004 évben hét jellemző, első sorban vegetációfüggő tájszerkezeti paramétert vizsgáltuk.

2×2 méteres kvadrátban felvételeztük a lágyszárú növényborítást, a fásszárú borítást, a fűmagasságot, a szabad sziklafelszín és a szabad talajfelszín területi részarányát és a mintaterület lejtőszögét.

A 2×2 méteres kvadrátokkal megegyező középpontú, de nagyobb, 5×5 méteres kvadrátokban vizsgáltuk a vegetációs szegélyhosszat, amely a lágyszárú és fásszárú vegetáció találkozási felületének hosszát jelentette. A nagyobb kvadrátméretre a jobb áttekinthetőség miatt volt szükség.

A felvételezést összesen 36 kvadrátban végeztük el. A felvételezési helyszínek közül 21 pont (K) haragossikló-észlelések helyén került kijelölésre. A fennmaradó 15 pontot random (R) módon jelöltük ki.

A terepen, 2×2-méteres kvadrátokban gyűjtött adatokat (lágyszárú növényborítást, a fásszárú borítást, a fűmagasságot, a szabad sziklafelszín és a szabad talajfelszín területi részarányát és a mintaterület lejtőszögét) logisztikus regresszióanalízissel elemeztük, mely a sikló preszenca-abszenca adatai és a vizsgált környezeti változók alapján modellezi a haragos sikló által kedvelt élőhelyet. A számításokhoz az SPSS 10.0 statisztikai programcsomagot használtuk.



1. ábra. Térképrészlet a vegetációs szegélyhossz vizsgálata során elemzett mintaterületekről (+ = haragos sikló által bizonyítottan használt terület, ● = random pont, a fehér kör az adott pont körüli 25 méteres, a fekete kör az adott pont körüli 50 méter sugarú mintaterület határa), a szürke poligonok a fás szárú vegetációt jelölik

A vegetációs szegélyhosszra vonatkozó adatok kiértékeléséhez a Mann-Whitney U-tesztet alkalmaztuk.

ArcInfo program segítségével ortofotókon lehatároltuk az adott élőhelyen található fás szárú foltokat, majd a 36 mintavételi pont 25, 50 valamint 100 méteres sugarú körében vizsgáltuk és t-próbával teszteltük az adott pontok környezetében a fás- és lágyszárú növényzet megoszlását, valamint a két í térbeli mintázatát (1. ábra). E módszer alkalmazásával a faj mozgáskörzetére kívántunk következtetni.

Eredmények

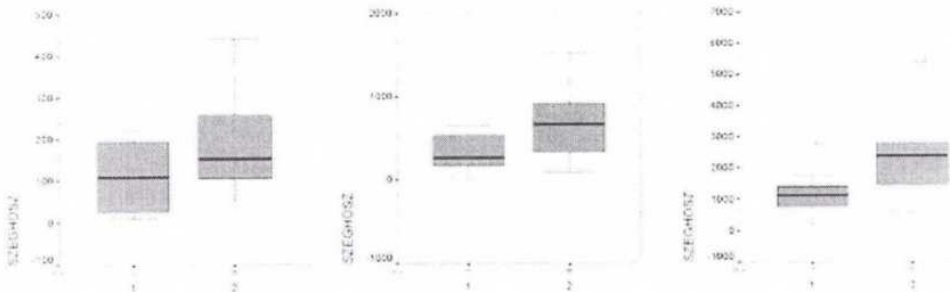
Az adatkiértékelés során alkalmazott módszerek segítségével el tudtuk különíteni, melyek azok a főbb élőhelyi jellemzők, melyek a haragos sikló adott területen való előfordulását valószínűsíthetik. A szegélyhossz esetében szignifikáns különbséget találtunk (Mann-Whitney U-teszt, $U = 46,5$; $p = 0,001$) a haragos sikló által bizonyítottan használt és a random pontok között. A 4 lépéses logisztikus regresszióanalízis során három élőhely-paraméter (a fűmagasság, a lágyszárú és a fásszárú borítottság) nem mutatott szignifikáns eltérést, de a vizsgált változók közül a lejtőszög és a talajborítás különbözött szignifikánsan (1. táblázat).

1. táblázat. Főbb statisztikai jellemzők a szabad felszín és a lejtőszög adatainak kiértékeléséhez. (Logisztikus regresszióanalízis, * = szignifikáns)

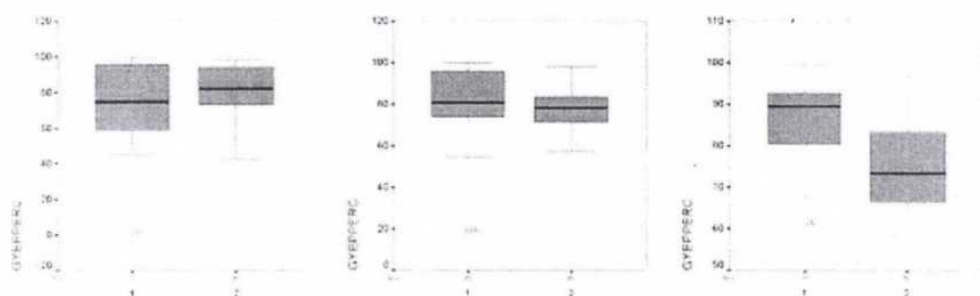
Változó	B	df	p
szabad sziklafelszín	-0,053	1	0,044
szabad talajfelszín	-0,105	1	0,025
lejtőszög	0,061	1	0,0004

Eredményeink szerint tehát a haragos sikló által használt területek esetében a szegélyhossz nagyobbak adódtak, mint a random pontoknál. Ugyanakkor a sikló a meredekebb területeket részesíti előnyben, és további szignifikáns különbség mutatkozott a szabad talajfelszín esetén is (1. táblázat).

A befogási és a random pontok körül mind a három (25, 50 és 100 méter sugarú) területek között szignifikáns különbség adódott a szegélyhosszak tekintetében (2. ábra, $t_{25} = 2,679$; $*p = 0,013$; $t_{50} = 4,204$; $*p < 0,001$; $t_{100} = 4,627$; $*p < 0,001$). A 3. ábrán ugyanakkor a befogási és a random pontok körüli 25, 50 és 100 méter sugarú területeken belüli gyepterületarányok láthatók százalékban kifejezve. Szignifikáns különbség csak a 100 méter sugarú kör esetében adódott ($t_{25} = 1,636$; $p = 0,11$; $t_{50} = 0,213$; $p = 0,832$; $t_{100} = 2,98$; $*p = 0,005$), a random pontok javára.



2. ábra. A befogási (1) és a random (2) pontok körül 25, 50 és 100 méter sugarú körökön belül található szegélyek összesített hossza méterben. (Medián, kvartilisek, tartomány és kiugró értékek)



3. ábra. Gyepterületarányok a befogási (1) és a random (2) pontok körüli 25, 50 és a 100 méter sugarú területeken. (Medián, kvartilisek, tartomány és kiugró értékek)

Értékelés

A fent vizsgált tájszerkezeti paramétereket elemezve megállapíthatjuk, hogy a haragos sikló elkerüli a teljesen kitett területeket, inkább a növényzettel mozaikosan fedett élőhelyeket preferálja. Erre utal a szegélyhossz szignifikáns különbsége a kétféle mintavételi pont között.

A faj kedveli a meredek élőhelyeket, melyek számára kedvező mikroklimatikus adottságok, és feltehetően megkönnyíthetik a ragadozók előli menekülést is.

Száz méter sugarú területen a gyepterületarányban a random pontok javára kapott szignifikáns különbség oka az lehet, hogy a faj mozgáskörzete és az adott terület mérete már nem összevethető. Ezek a mintaterületek már összefüggő, nyílt gyepterületeket is tartalmaznak, melyeket a haragos sikló elkerül.

Az eddig elért eredmények hasznos információt nyújtanak a haragos sikló élőhely-preferenciájának kérdésében. Ezek az eredmények a későbbiekben segítségül lehetnek a fajmegőrzési programok elméleti háttérének kidolgozásához, valamint végrehajtásához, beleértve az élőhely-rekonstrukciót.

Jelen munkánkban nem foglalkoztunk a sikló számára potenciálisan fontos más tényezőkkel, például a területek növénytakaróval, talajtani és mikroklimatológiai jellemzőivel, táplálékkinálattal, csupán tájszerkezeti szempontból elemeztük az élőhelyeket. Azonban a fentiek alapján szignifikánsnak talált élőhely-paraméterek figyelembe vételével a potenciális élőhelyek jelenlét-hiány vizsgálata felgyorsulhat, és mielőbb elvégezhető lesz az így érintett területek természetvédelmi szempontok szerinti hasznosításának tervezése.

*

Köszönetnyilvánítás Munkánkban segítséget nyújtottak és ezúton fejezzük ki köszönetünket Pataki Róbertnek (Földmérési és Távérzékelési Intézet), Kristóf Dánielnek és Centeri Csabának (Szent István Egyetem Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet), Bakó Botondnak (KvVM), valamint Pintér Balázsnek. Munkánkat az Országos Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Főfelügyelőség (14/2214-2/2005. sz.) engedélyével végeztük. A kutatást a Nemzeti Kutatás-Fejlesztési Program támogatta, Címe: A Kárpát-medence állattani értékei, faunájának gócterületei és genezise, A szerződés száma: 3B023-04. Jelen munkánk részét képezi a haragos sikló fajmegőrzési tervének, melyet a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium 2005. évben jóváhagyott.

Irodalomjegyzék

- 23/2005. (VIII. 31.) KvVM rendelet a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről szóló 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet módosításáról. – *Magyar Közlöny* **117**: 6371–6404.
- Bellaagh M., Bakó B. (2005): *Fajmegőrzési tervek. Haragos sikló (Coluber caspius)*. KvVM TVH kézirat pp. 20.
- Bellaagh, M., Korsós, Z. & Szelényi, G. (2007): A fokozottan védett haragos sikló (*Hierophis caspius*) új, Duna menti lelőhelyei Magyarországon. (New occurrences of the Caspian Whipsnake (*Hierophis caspius*) along the River Danube in Hungary.) – *Állattani Közlemények* **91**(2): 139–144.
- Bellaagh M., Újvári B., Bakó B., Korsós Z. (2000): Peremre szorult haragos siklók – V. Magyar Ökológus Kongresszus – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.*, 11–193
- Dely, O. Gy. (1978): Hüllők – Reptilia. – *Fauna Hungariae*, No. **130, 20** (4): 1–120.
- Herczeg, G., Krecsák, L. & Marsi, Z. (2002): Új bizonyító adat a haragos sikló előfordulásáról Budapest belterületén a Sas-hegyről. – *Folia historico-naturalia Musei Matrensis*, **26**: 341–344.
- Korsós, Z. (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer VIII. Kétéltűek és hüllők*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 48 pp.
- Korsós, Z., Mara, Gy. & Traser, Gy. (2002): A haragos sikló (*Coluber caspius* Gmelin, 1789) újabb előfordulása Magyarországon. – *Folia historico-naturalia Musei Matraensis* **26**: 335–339.
- Korsós Z., Bellaagh M., Krecsák L. (2004): Perempopulációk elszigetelődési folyamatainak taxonómiai, populációbiológiai és genetikai vizsgálata hüllőkön. Zárójelentés a T 30535 sz. OTKA pályázathoz. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. p.36
- Rakonczay Z. (1990): *Vörös Könyv* – Akadémiai Kiadó, Budapest

Habitat preference of the Hungarian populations of the species *Hierophis* (= *Coluber*) *caspius*

Mátyás Bellaagh¹, András Báldi², Zoltán Korsós³

¹Szent István University, Institute of Environment and Landscape Management, Dept. of Nature Conservation,

Páter Károly u. 1, H-2100 Gödöllő, e-mail: bellaagh.matyas@yahoo.com

²Animal Ecology Research Group, HAS–Hungarian Natural History Museum,
Ludovika tér 2, H-1083 Budapest

³Hungarian Natural History Museum, Dept. of Zoology, Baross u. 13, H-1088 Budapest

Abstract: During the past seven years authors succeeded to show the presence of *Hierophis* (= *Coluber*) *caspius* on several habitats where it had previously not been recorded. Mapping of habitats and preparation of management plans have become an urgent task as part of the protection plan in order to preserve this highly protected species. In the present work we collect those landscape ecological parameters, which could forecast the presence of *Hierophis* (= *Coluber*) *caspius* in a certain area. Significant differences were found in the case of two landscape ecological parameters between the avoided and preferred habitats of the examined species. Presence of the species is highly influenced by the vegetation border and the heterogeneity of the sample sites within the habitat of the population.

Key-words: *Hierophis* (= *Coluber*) *caspius*, Villányi-Hills, edge-effect, landscape ecology

Egy fokozottan védett emlős, a nyugati földikutyta (*Spalax leucodon*) csapdázásának lehetőségei

Németh Attila¹, Czabán Dávid¹, Csorba Gábor², Farkas János¹

¹Eötvös Loránd Tudományegyetem, Állatrendszertani és Ökológia Tanszék
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C,

²Magyar Természettudományi Múzeum, Állattár, 1088 Budapest, Baross u. 13.

Kapcsolattartó személy: Németh Attila, tel: 1-2090555/8752; e-mail: attila.valhor@gmail.com

Összefoglaló: A nyugati földikutyta (*Spalax leucodon*), elterjedésének északnyugati határa hazánkban található. A magyarországi állománya vésszen lecsökkent, kevesebb, mint nyolcszáz példány él az országban. Az utóbbi évtizedek külföldi eredményei világossá tették, hogy a csoport a fajképződés stádiumában van, sok eltérő kromoszómaszámú populációt irtak le, melyek nem képesek egymással szaporodni. A hazai földikutyák kromoszómatípusainak megismeréséhez, nélkülözhetetlen az állat megfogása. Számos módosítás és kísérletezés után, elevenfogó csapdákkal illetve hagyományos kiásásos-kapás módszerrel összesen 6 élő példányt sikerült befogni.

Kulcsszavak: *Spalax leucodon*, csapdázás, kisemlősök, Magyarország

Bevezetés

Az elmúlt harminc évben Izrael területén végzett kutatások eredményei alapvetően megváltoztatták a földikutyákkal kapcsolatos tudásunkat (Nevo & Savic 1990). Kiderült, hogy a földikutyafajok (Spalacinae) alcsoportja a fajképződés stádiumában van (Nevo 1991). Az eddig egyöntetűnek hitt állományok valójában eltérő kromoszómaszámú, egymással sok esetben szaporodni nem képes populációkból állnak, vagy utódaik steriliek (Nevo 1973). Az eltérő kromoszómatípusok találkozásánál hibridzónák találhatók, melyek részben vagy egészen steril állatokból állnak. Az eltérő kromoszómaszámú állományokat sok helyen (Izrael, Törökország) önálló fajként kezelik.

A nyugati földikutyta (*Spalax leucodon* (Nordmann, 1840), sztyep és erdősztyep élőhelyek jellegzetes képviselője, melyek egykor igen jelentős területet borítottak hazánkban. Hazai állománya az utóbbi kétszáz évben drámaian lecsökkent, a becslések szerint kevesebb, mint nyolcszáz példány élhet Magyarországon (Horváth 2001). Rejtett életmódjuk miatt ismereteink igen hiányosak, az elmúlt 50 évben csak néhány munka foglalkozik a fajjal (pl. Horváth & Vadnay 2002, Sterbetz 1960, Vadnay 2000). Nem csak olyan alapismeretek hiányoznak, mint pontos elterjedési terület, az előfordulási területeken az egyed-sűrűség, a faj ökológiai igényei, habitat-, mikrohabitat-preferenciája, de a magyarországi földikutyák pontos faji-alfaji besorolását sem tudjuk megadni.

Irodalmi adatok alapján (Csorba 1998) állományok egész sora tűnt el az utóbbi években. Mindezen folyamatok megállításához, a mögöttes okok megértéséhez aktív kutatómunkát kell végezni. A kis, elszigetelt állományok megmentésének egyik módja lehet azok áttele-

pítése, de ehhez elengedhetetlen tudnunk, hogy hány és milyen elterjedésű kromoszóma-típusa él Magyarországon a földikutyáknak. Nyilvánvaló, hogy a hazai földikutyá-populációkat csak akkor van esélyünk megmenteni, ha azokról minél több ismeretet tudunk összegyűjteni. A faj genetikai vizsgálatának megkezdéséhez azonban számos nehézséget kell leküzdenünk. Az első, mely minden más vizsgálat előfeltétele, az állat élve történő elfogása, melyre hazai viszonylatban nincs bevált módszer. Jelen vizsgálatban, az ismert földikutyá-élőhelyeken (a természetvédelmi hatóságok által engedélyezett és ellenőrzött módon) az élvefogó módszerek tesztelését, és élő állatok genetikai mintavételhez történő befogását tűztük ki célul.

Anyag és módszer

Terepmunkánk során két módszert próbáltunk ki egymással párhuzamosan. Mindkét metodika azon alapul, hogy a földikutyának (ellentétben számos más, részben föld alatt élő rágcsálóval és rovarrevővel) nincsenek a felszínre vezető, nyitott járatai. Ha az üregrendszert, melynek hossza több mint 100 méter is lehet, valahol megbontják, a légmozgást megérzi az állat, és igyekszik a nyitott járatot eltömni, nehogy ragadozó juthasson a járatrendszerbe (Topachevskii 1976). A különböző befogási módszerekhez a 2005. évi vizsgálati időszakban (április 27. – október 21. között) összesen 262 járatot bontottunk meg.

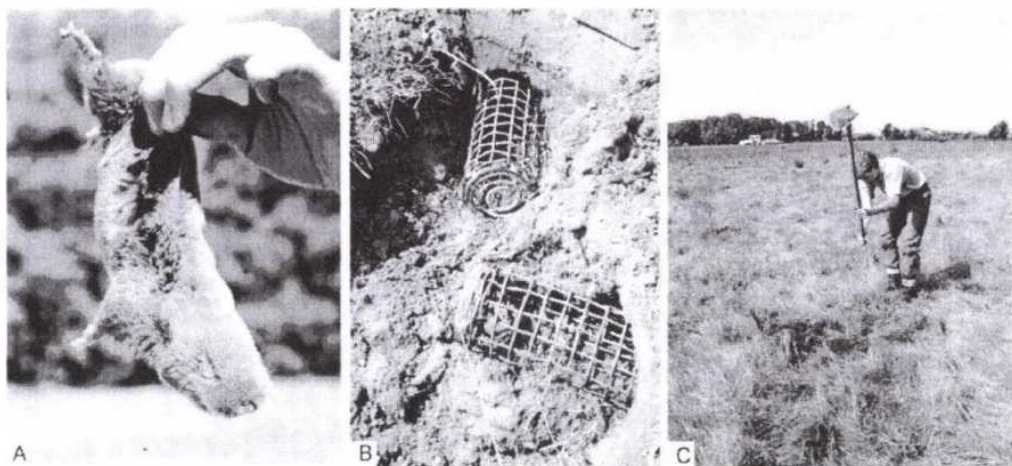
1) Az első a csapdázás módszerének kidolgozása a két általunk tesztelt eljárás közül. Ezen a téren úttörő munkát végeztünk, mivel sehol nem használnak eredményesen csapdát földikutyafogáshoz, és arra sem utal semmi, hogy ezt a múltban tették volna. Mindezek ellenére komoly előnyei lennének egy jól működő élve-fogó csapdának. Egyrészt kevesebb ember szükséges a csapdák letételéhez és ellenőrzéséhez, mint bármilyen más módszerhez, másrészt sokkal kevésbé fáradságos, pénz és munkaigényes, mint az egyéb lehetőségek.

A járatokat megbontottuk, és a megnyitott járatba csöcsapdát helyeztünk. A terepi munkák során három különböző típust próbáltunk ki. Az első egy átalakított hörcsögcsapda, henger alakú fémrács, az egyik végén csapóajtóval. A csapda átmérője 8 cm, hossza 40 cm (1B. ábra).

A második egy PVC cső, mely egyik végén nyitott, a másik végén rács van. A rácsos végénél található a kioldószerkezet, amit ha aktivál az állat, a nyitott végén egy fémlapocskas leesik, és bezárja a földikutyát. A PVC cső átmérője 6 cm, a csapda hossza 30 cm.

A harmadik, egy hosszú (90 cm), a járat szájánál nagyobb átmérőjű (10 cm) PVC varsa, bicikliküllökkel, hogy az állat csak a csapda belsejébe tudjon bemenni, de kijönni onnan ne tudjon.

Mivel az állatok a csapdák döntő többségét nyitva hagyták illetve gyepetglákkal és földdel visszazárt (tehát teljesen huzatmentes) körülmények között is keményre betömték földdel, kipróbáltuk, milyen módon tehetnénk azokat „környezetbaráttá”. Ezért a következő kísérletben agyagból híg vizes oldatot készítettünk, és ebbe mártottuk a csapdákat, majd hagytuk megszáradni. Száraz agyagos és nedves agyagos csapdával is próbálkoztunk, ez utóbbival azért, mert a járatok fala is nyirkos tapintású. Azokon a helyeken (Hajdúhadház katonai lőtér és Hajdúbagosi Földikutyá Rezervátum), ahol az állatok élőhelyén homoktalaj



1. ábra. A nyugati földikutya (*Spalax leucodon*) élő példánya (A), kibontott járatban elhelyezett átalakított hörcsögcspadák (B), az állat befogására alkalmazott hagyományos kapás módszer (C).

van, kipróbáltuk azt is, hogy a csapdákat híg agyagos oldatba mártottuk, majd homokban megforgattuk és így tettük a járatba. Ez utóbbit szintén nedves és teljesen száraz formában is teszteltük.

Ezen kívül különböző átmérőjű papírcsőket mártottunk híg agyagos oldatba, majd hagytuk megszáradni, s ezekkel béleltük a csapdákat. Ez esetben is próbálkoztunk a száraz agyagos és nedves agyagos módszerrel is. A homokos talajú területeken próbálkoztunk azzal is, hogy a besározott papírcsőket megforgattuk homokban is.

2) A másik fogási módszer hagyományosnak mondható, mellyel ma is több helyen fogják a földikutyákat Battonyától Jeruzsálemig. Egy friss túrásnál meg kell bontani a járatrendszert, majd addig kell ásni, míg egy kb. 50 cm hosszú, egyenes járatszakaszt nem találunk. A járat felett ezután el kell vékonyítani a talajt, hogy az egy kapavágással lezárható legyen, majd kapával várakozni kell a lyuk szájánál. Mikor az állat elkezd eltömni a járatot, a feltárt szakasz végénél (nem ott, ahol a földikutya van!), egy gyors, határozott mozdulattal, a kapát be kell vágni a földbe. Ily módon a földikutya a feltárt szakaszban reked, és onnan nem tud menekülni. Mindezek után gyorsan ki kell ásni az állatot (1C. ábra).

Eredmények és értékelésük

A háromféle csapda és az igen sokféle módosítás dacára, 140 csapda/nap alatt mindössze két földikutyát sikerült megfogni a Hajdúbagosi Földikutya Rezervátum területén, mindkettőt átalakított hörcsögcspadával. Az egyik esetben a járatot nyitva hagytuk, míg a másik esetben a járatot a csapdával együtt légmentesen visszazártuk. Az egyik állat egy fiatal hím, míg a második egy felnőtt nőstény volt. Az első állatot kora reggel, a másodikat este

fogta meg a csapda. Úgy tűnik, hogy az általunk kipróbált csapdák közül egyik sem megfelelően eredményes.

A kiásásos módszer, amikor a kapa lecsapásával fogjuk meg a földikutyát, jóval eredményesebbnek tűnik, azonban ennek a módszernek is számos hátránya van. Igazán eredményesen olyan helyeken lehet használni ezt a fogási módot, ahol az állatok nagy egyedsűrűségben élnek (sajnos nem ez jellemző a hazai állományokra). A módszer igen nagy rutint kíván, elsajátításához sok terepi tapasztalat, és minimum két-három ember szükséges. Ezzel a módszerrel 122 megnyitott járatnál négy példányt sikerült fognunk (egy példányt Hajdúbagason, kettőt Hajdúhadházon és egyet Debrecen-Józsa területén), és mintegy 20 földikutyát elszalasztottunk.

Az állatok befogásához élvefogó csőcsapdák különböző típusait teszteltük, és felelevenítettük a hagyományos, járatmegbontással és kapával történő befogási módszert is. Bár több évtized után először sikerült járatrendszeréből élő állatokat fognunk (1A. ábra), egy évi folyamatos, intenzív terepi munka (102 nap/ember) ellenére a módszer további finomításra szorul. Ennek okát elsősorban a faj rendkívüli óvatosságában, és ritka voltában látjuk. Ismeretes, hogy a földikutyák szeizmikus módon kommunikálnak egymással (pl. Heffner & Heffner 1992, Heth et al. 1987), így nyilvánvaló, hogy a befogási kísérletek során keltett talajrezgések befolyásolják viselkedését.

*

Köszönetnyilvánítás – A kutatást a Nemzeti Kutatási és Technológiai Hivatal támogatta. Köszönetet mondunk a Hortobágyi Nemzeti Park munkatársainak a munkánk során nyújtott segítségért.

Irodalomjegyzék

- Csorba, G. (1998): A földikutya múltja és jelene Magyarországon. (The past and present of the blind mole-rat *Nannospalax leucodon* in Hungary.) – In: Palotás, G. (ed): *II. Kelet-magyarországi erdő-, vad- és halgazdálkodási, természetvédelmi konferencia. Előadások és poszterek összefoglalója*. Agrártudományi Egyetem, Debrecen, pp. 288–292.
- Heffner, R. S. & Heffner, H. E. (1992): Hearing and sound localization in blind mole rats (*Spalax ehrenbergi*). *Hearing Research* **62**: 206–216.
- Heth, G., Frankenburg, E. & Nevo, E. (1987): Vibrational communication in subterranean mole rats (*Spalax ehrenbergi*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* **21**: 31–33.
- Horváth, R. & Vadnay R. (2002): A földikutya helyzete Magyarországon. *Az I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia Program és Absztrakt kötete*, Sopron, 121.
- Horváth, R. (2001): *A Hortobágyi Nemzeti Park földikutya (Spalax leucodon) állományának vizsgálata (kutatási jelentés)* 21 pp.
- Nevo, E. (1973): Variation and evolution in the subterranean mole rat, *Spalax*. – *Isr. J. Zool.* **22**: 207–208.

- Nevo, E. (1991): The subterranean mole rats (*Spalax ehrenbergi* superspecies) in Israel as an evolutionary model of active speciation and adaptive radiation. *Isr. J. Zool.* **37**: 174–175.
- Topachevskii, V. A. (1976): *Fauna of the USSR: Mammals. Mole rats, Spalacidae*. Translated from Russian. Smithsonian Institution and the National Science Foundation, Washington, 308 pp.
- Savic, I. and E. Nevo. (1990): The Spalacidae: Evolutionary history, speciation, and population biology. In: E. Nevo and A.O. Reig (eds.): *Evolution of Subterranean Mammals at the Organismal and Molecular levels*. Alan R. Liss, Inc., New York. pp. 129–153.
- Sterbetz, I. (1960). Szabadszabó és kísérletes megfigyelések a földikutyán (*Spalax leucodon* Nordm.). *Állattani Közlemények* **47(3–4)**: 151–158.
- Vadnay, R. (2000): A földikutyá (*Spalax leucodon*) egy Debrecenhez közeli állományának felmérése. In: A „Nem védett területek természeti értékeinek feltárása” című pályázat 1999. évi díjnyertes műveinek ismertetése. KöM Természetvédelmi Hivatalának kiadványa, Budapest, 125–126.)

Evaluating the methods for live-trapping of the Hungarian lesser blind mole rat (*Spalax leucodon*)

Attila Németh¹, Dávid Czabán¹, Gábor Csorba², János Farkas¹

¹Eötvös Loránd Tudományegyetem, Állatrendszertani és Ökológia Tanszék

²Magyar Természettudományi Múzeum, Állattár

Hungary is on the northwestern limit of the distribution area of the lesser blind mole rat. The populations of the species are decreasing and now probably less than 800 individuals live in Hungary. Based on recent Israeli studies it has been proven that active speciation process is under way on the populations of mole-rats resulting in populations characterised by different chromosomal numbers, which prevents these populations from breeding with each other.

We have hardly any information about the Hungarian mole-rats and we do not know which chromosomal types they belong to. In order to collect genetic samples, we have to solve the problem of catching animals alive. After a year of extensive field work we were able to catch specimens but our methodology needs to be improved as the capture rate for this subterranean mammal was rather low.

Key words: *Spalax leucodon*, live-trapping, lesser blind mole rats, Hungary

Szerzők névmutatója

A

Andrikovics Sándor 281, 289, 319
Aradi Csaba 127
Aradi Eszter 199
Arany Ildikó 81, 187
Árnyas Ervin 59, 421
Aszalós Réka 69, 81

B

Báldi András 17, 27, 241, 249, 371, 431
Balogh Adrien 187
Barabás Sándor 259
Bartha Dénes 69
Batáry Péter 241, 249, 371
Bátori Zoltán 269
Bellaagh Mátyás 431
Benedek Zsófia 27
Bérces Sándor 411
Bereczki Judit 421
Bleier Norbert 119
Bodonczí László 69
Bognár Vivien 299
Botta-Dukát Zoltán 163
Bölöni János 69
Braun Mihály 309

C

Centeri, Cs. 339
Czabán Dávid 439
Csorba Gábor 439

D

Deák Balázs 179
Demes Tamara 119
Dobolyi Konstantin 173

E

Elek Zoltán 349
Erdős Sarolta 241, 249

F

Farkas János 439
Fehér Zoltán 379
Fodor Áron 119

G

Garadnai János 163
Gergely Attila 259
Gőri Szilvia 127

H

Hahn István 259
Hornung Erzsébet 47, 349
Horváth Roland 209

I

Illyés Eszter 163
Illyés Zoltán 403

J

Jordán Ferenc 27, 109

K

Kancsal Béla 299
Katona Krisztián 119
Kenderes Kata 69, 101
Kisbenedek Tibor 249
Kisfali Máté 217
Kiss Béla 127, 319
Kiss Ottó 289, 319
Kiss Péter 403
Koncz Gábor 93
Korsós Zoltán 431
Kotroczó Zsolt 93
Kovács Anikó 371
Kovács Vera 119
Ködöböcz Viktor 109, 411
Krakomperger Zsolt 93
Krnács György 199
Kutasi Csaba 223, 361

L

László Zoltán 233
 Lengyel Szabolcs 127
 Lontay László 127
 Lövei Gábor 349

M

Magura Tibor 109
 Malatinszky, Á. 339
 Margóczy Katalin 199, 269
 Markó Viktor 361
 Matus Gábor 81
 Matus Gábor 187
 Mikes Bence 393
 Milinki Éva 281
 Molnár Csaba 163
 Molnár Péter 309
 Murányi Zoltán 281

N

Nagy Antal 153, 217
 Nagy Beáta 281, 289, 319
 Németh Attila 439
 Nyeste Mariann 119

O

Ódor Péter 69
 Olajos Tamás 119
 Orci Kirill Márk 249
 Orosz András 249

P

Papp Mária 93
 Pecsénye Katalin 421
 Penksza, K 339
 Podlussány Attila 249
 Prommer Máttyás 187

R

Rác István András 153
 Rédei Dávid 249
 Rédei Tamás 249
 Regős János 281

Richard D. Bowden 93
 Rozner István 249
 Sándor István 127
 Sárospataki Miklós 249

S

Simon Edina 309
 Sólymos Péter 17 379
 Standovár Tibor 69 101
 Szabados Klára 393
 Szabó Krisztián 309
 Szabó Sándor 59
 Szalkovszki Ottó 209
 Székely János 119
 Szekeres Ottó 393
 Szél Győző 223, 249, 411
 Szemethy László 119
 Szinetár Csaba 209, 299
 Szitár Katalin 141
 Szlávecz Katalin 47
 Szmorad Ferenc 69
 Szöllösi Tünde-Irén 329
 Szűts Tamás 249

T

Takács András Attila 403
 Takács Gábor 269, 403
 Terhes Attila 119
 Thomas Tittizer 281
 Tímár Gábor 69
 Tinya Flóra 37
 Tóth Andrea 421
 Tóth János Attila 93
 Tóth Mária 329
 Tóth Zoltán 37
 Tóthmérész Béla 59, 109, 179, 187, 209, 233, 309
 Török Katalin 141
 Török Péter 81
 Török Péter 187

V

Valkó Orsolya 187

Varga András 379

Varga Zoltán 59, 421

Vasas Vera 109

Vida Enikő 187

Vida Gábor 9

Vilisics Ferenc 47, 349

Vona, M. 339

Contents

Foreword	7
Vida, G.: Nature conservation – hope in hard times.	9
Sólymos, P. and Báldi, A.: Snapshots of a dynamic discipline: lessons of the Hungarian Conservation Biology Conferences	17
Benedek, Zs., Jordán, F. and Báldi, A.: On studying keystone species complexes and perspectives of possible applications in conservation biology	27
Tinya, F. and Tóth, Z.: Land use history of the Bátorliget Mire Reserve and its surroundings	37
Hornung, E., Vilisics, F. and Szlávecz, K.: Categorization of terrestrial isopods (Isopoda, Oniscidea) of Hungary based on the comparison of Budapest and Baltimore	47
Szabó, S., Árnýas, E., Tóthmérész, B. and Varga, Z.: Long-term light trap studies on the macro-moth (Lepidoptera: Macroheterocera) fauna of the Aggtelek National Park	59
Kenderes, K., Timár, G., Ódor, P., Bartha, D., Standovár, T., Bodoncz, L., Bölöni, J., Szmorad, F. and Aszalós, R.: The impact of conservation on the forests in the Hungarian mountain chain	69
Arany, I., Török, P., Aszalós, R. and Matus, G.: Game enclosure experiment in an endangered endemic Pannonian oak wood community: composition, productivity and reproductive success	81
Kotroczó, Zs., Krakomperger, Zs., Koncz, G., Papp, M., Bowden, R. D. and Tóth, J. A.: Long term changes in the composition and structure of an oak forest at Síkfőkút, North Hungary	93
Kenderes, K. and Standovár, T.: Gap regeneration in the Óserdő Forest Reserve	101
Vasas, V., Magura, T., Tóthmérész, B., Jordán, F. and Ködöböcz, V.: Habitat network analysis of the forest patches of the Bereg Plain based on the carabid fauna	109

Katona, K., Szemethy, L., Nyeste, M., Fodor, Á., Székely, J., Bleier, N., Kovács, V., Olajos, T., Terhes, A. and Demes, T.: The role of understory in the ungulate-forest relationship	119
Lengyel, Sz., Gőri, Sz., Lontay, L., Kiss, B., Sándor, I. and Aradi, Cs.: Conservation biology in practice: nature conservation management and landscape-level rehabilitation in the Egyek-Pusztakócs LIFE-Nature programme (Hortobágy, Hungary)	127
Szitár, K. and Török, K.: Long-term changes in species composition of seven Hungarian rocky grassland communities	141
Nagy, A. and Rácz, I. A.: Characterization of alkaline, sandy and loess grasslands on the basis of Orthoptera-assemblages	153
Illyés, E., Molnár, Cs., Garadnai, J. and Botta-Dukát, Z.: Survey and evaluation of threats of forest steppe meadow in the North Hungarian Range – a case study	163
Dobolyi, K.: New results of the study of dolomite flax (<i>Linum dolomiticum</i> Borbás)	173
Deák, B. and Tóthmérész, B.: Effect of cutting on a <i>Bolboschoenetum maritimi eleochariosum</i> association in the Nyírólapos (Hortobágy)	179
Török, P., Arany, I., Prommer, M., Valkó, O., Balogh, A., Vida, E., Tóthmérész, B. and Matus, G.: Above ground vegetation and phytomass of strictly protected abandoned hay-making <i>Molinion</i> meadows in Zemplén Mountains (Hungary) after restored management	187
Aradi, E., Margóczy, K. and Krnács, Gy.: Conservation and management of fragmented grasslands in South Kiskunság	199
Szalkovszki, O., Horváth, R., Szinetár, Cs. and Tóthmérész, B.: The effect of grazing on the spider assemblages at the Hortobágy National Park in Hungary	209
Kisfali, M. and Nagy, A.: Orthoptera-assemblages of wet and mesophytic grasslands in the Örmánság (SW Hungary)	217
Kutasi, C. and Szél, Gy.: Investigations of changes in species and individual numbers of ground beetle assemblages in dolomitic grasslands in Hungary (Coleoptera: Carabidae)	223

László, Z. and Tóthmérész, B.: Spatial pattern and parasitisation of rose shrubs (<i>Rosa spp.</i>) by <i>Diplolepis rosae</i>	233
Batáry, P., Báldi, A. and Erdős, S.: Local and landscape effects on bird assemblages of grasslands in Hungarian Great Plain	241
Báldi, A., Batáry, P., Erdős, S., Kisbenedek, T., Orci, K. M., Orosz, A., Podlussány, A., Rédei, D., Rédei, T., Rozner, I., Sárospataki, M., Szél, Gy. and Szűts, T.: Effects of grazing intensity on the biological diversity of grasslands of the Hungarian Great Plain	249
Hahn, I., Gergely, A. and Barabás, S.: The changes of vegetation in the Szigetköz region after the diversion of the Danube river	259
Takács, G., Margóczi, K. and Bátori, Z.: Vegetation changes in a largeness wetland reconstruction in Hanság	269
Regős, J., Milinki, É., Nagy, B., Murányi, Z., Andrikovics, S. and Tittizer, T.: The cyanide sensitivity of some aquatic species about the cyanide contamination of Tisza River	281
Nagy, B., Kiss, O. and Andrikovics, S.: Effects of channel cleaning in the Szalajka Creek	289
Kancsal, B., Szinetár, Cs. and Bognár, V.: The impact of reed cutting on the ground-dwelling spider community (Araneae) along the shore reeds of the Lake Velencei	299
Simon, E., Braun, M., Szabó, K., Molnár, P. and Tóthmérész, B.: Zinc monitoring on adults of <i>Rana esculenta</i> complex	309
Andrikovics, S., Kiss, O., Kiss, B. and Nagy, B.: Potential food resources for aquatic birds in sodic waters	319
Szöllősi, T. and Tóth, M.: Controlling tree of heaven in the Fóti Somlyó Nature Conservation Area	329
Vona, M., Centeri, Cs., Malatinszky, Á. and Penksza, K.: Effects of handling on botanical and pedological state of abandoned or extensively cultivated arable lands in the Putnok Hills	339
Vilisics, F., Hornung, E., Elek, Z. and Lövei, G.: Abundance changes in terrestrial isopod assemblages along an urban-rural gradient in Denmark	349

Kutasi, Cs. and Markó, V.: Effect of environmentally safe plant protection methods on the biodiversity and species composition of apple orchard carabid (Coleoptera: Carabidae) assemblages	361
Kovács, A., Batáry, P. and Báldi, A.: Comparison of bird and plant species richness and abundance of croplands cultivated with different methods	371
Sólymos, P., Fehér, Z. and Varga, A.: Setting priorities for mollusc species and their habitats in Hungary	379
Szabados, K., Szekeres, O. and Mikes, B.: Conservation evaluation of the species <i>Bulbocodium versicolor</i> in Serbia	393
Illyés, Z., Takács, A. A., Takács, G. and Kiss, P.: Aspects to the conservation management of the Hungarian habitats of <i>Liparis loeselii</i>	403
Bérces S., Szél Gy. and Ködöböcz V.: The distribution and nature protection status of the species <i>Carabus hungaricus</i>	411
Árnyas, E., Bereczki, J., Tóth, A., Pecsénye, K. and Varga, Z.: Egg-laying preferences of the xerophilous ecotype of <i>Maculinea alcon</i> (Lepidoptera: Lycaenidae) in the Aggtelek National Park	421
Bellaag,h M., Báldi, A. and Korsós, Z.: Habitat preference of the Hungarian populations of the species <i>Hierophis</i> (= <i>Coluber</i>) <i>caspius</i>	431
Németh, A., Czabán, D., Csorba, G. and Farkas, J.: Evaluating the methods for live-trapping of the Hungarian lesser blind mole rat (<i>Spalax leucodon</i>)	439
Author's index	445
Contents	449

