

56980

2002 MARC 19.

56980

Természet- védelmi közlemények

Magyar
Biológiai Társaság
Budapest

9

2001

TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK

56980

9. ÉVFOLYAM

A Magyar Biológiai Társaság
Környezet- és Természetvédelmi
Szakosztályának közleményei



Budapest, 2001

vetel

A Természetvédelmi Közlemények ezen számának megjelenését a

Központi Környezetvédelmi Alap
Magyar Tudományos Akadémia
Országos Tudományos Kutatási Alap
Pro Renovanda Cultura Hungariae Alapítvány

támogatása tette lehetővé

Szerkesztő bizottság:

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

Szerkesztőség címe:

Magyar Természettudományi Múzeum
1088 Budapest, Baross u. 13.
Tel.: 2677100, 2677101, Fax: 3171669
E-mail: perego@zoo.zoo.nhmus.hu vagy lokos@bot.nhmus.hu

ISSN 1216-4585

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

Megjelent: 2001. december 31-én

Tördelés: Pars Kft.

Készült a *mondAe Kft.* nyomdájában
Felelős vezető: Nagy László, Tel.: 06 30 944-9332

Tartalomjegyzék

<i>Standovár Tibor</i> : A természetvédelmi biológia helyzete Magyarországon egy országos felmérés alapján	1
<i>Mihók Barbara és Standovár Tibor</i> : Együttműködés a természetvédelemben – egy országos felmérés eredményei	15
<i>Szép Tibor és Nagy Károly</i> : Magyarországi UTM kvadrátok térinformatikai adatbázisa a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesületnél	31
<i>Csontos Péter</i> : A magbank ökológia alapjai IV. Magbank típus rendszerek	39
<i>Engloner Attila</i> : A nádpusztulást elősegítő antropogén hatások	51
<i>Mjazovszky Ákos</i> : A Háros-sziget kvantitatív florisztikai értékelése	59
<i>Tamás Júlia</i> : A feketefenyvesek telepítése Magyarországon, különös tekintettel a dolomitkopárokra	75
<i>Szerényi Júlia</i> : Az érd–százhalombattai Sánc- hegy vegetációtörténete a tájtörténet tükrében az őskortól napjainkig	87
<i>Szurdoki Erzsébet, Ódor Péter, Tímár Gábor és Tóth Zoltán</i> : Tőzegmohás élőhelyek térképezése a Vasi-hegyhát területén	111
<i>Medveggy Mihály</i> : Hogyan határozhatjuk meg egy rovarfaj veszélyeztetettségét?	151
<i>Medveggy Mihály</i> : Magyarország cincéereinek veszélyeztetettsége (Cerambycidae, Coleoptera)	163
<i>Sár József, Dudás György & Merkl Ottó</i> : A lapos sárkánybogár (<i>Pytho depressus</i>) első bizonyított magyarországi előfordulása a Villányi-hegységben (Coleoptera: Pythidae)	201
<i>Ilonczai Zoltán és Bálint Zsolt</i> : Újabb adatok a Magyarországon védett nappali lepke ismeretéhez (Lepidoptera: Lycaenidae, Nymphalidae)	209
<i>Kenyeres Zoltán & Bauer Norbert</i> : Javaslat az egyenesszárnyú (Orthoptera) együttesek természetességének megállapítására	219
<i>P. Zánkai Nóra</i> : A Kis-Balaton II. víztározó (Fenéki-tó) víziatkái	229
<i>Majer József és Bordács Margit</i> : A Dráva magyarországi felső szakaszának természetvédelmi értékelése halfaunája alapján	251
<i>Purger J. Jenő és Gyetvai Gergely</i> : Kétéltűek és hüllők pusztulási dinamikájának vizsgálata a pellérdi halastavakat átszelő úton	265
<i>Báldi András</i> : A vízimadarak tápanyagforgalmának jelentősége a Kis-Balaton II. üteme vízminőségére irodalmi adatok alapján	277
<i>Heltai Miklós, Szemethy László és Bíró Zsolt</i> : A nyest, a nyuszt, a menyét és a hermelin aktuális helyzete és elterjedése Magyarországon	287
<i>Horváth Győző</i> : Az északi pocok (<i>Microtus oeconomus</i>) újabb előfordulása, a Kis-Balaton területén végzett kisemlős ökológiai kutatások előzetes eredményei	299
Szakosztályi krónika – 2000. január – 2001. január	315

Contents

<i>Standovár, T.</i> : Conservation biology in Hungary – the results of a questionnaire study	1
<i>Mihók, B. & Standovár, T.</i> : Co-operation in Hungarian nature conservation: the results of a nation-wide survey	15
<i>Szép, T. & Nagy, K.</i> : GIS database of the Hungarian UTM quadrat developed by the Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society, MME/BirdLife Hungary	31
<i>Csontos, P.</i> : Seed bank ecology IV. Systems for classifying seed banks	39
<i>Engloner, A.</i> : Some anthropogenous reasons for reed dieback	51
<i>Mjazovszky, Á.</i> : Quantitative floristical studies of the Háros Island (Central Hungary)	59
<i>Tamás, J.</i> : Austrian pine plantations in Hungary with special attention to dolomite hills	75
<i>Szerényi J.</i> : Land use and vegetation history on the Érd–Százhalombatta Sánc-hill since prehistoric ages till today	87
<i>Szurdoki, E., Ódor, P., Tímár, G. & Tóth, Z.</i> : Vegetation mapping of <i>Sphagnum</i> dominated habitats in Vasi-Hegyhát region, West Hungary	111
<i>Medvegy, M.</i> : How can determinate the endangered insects?	151
<i>Medvegy, M.</i> : Endangerment of the Hungarian longhorn beetles	163
<i>Sár, J., Dudás, Gy. & Merkl, O.</i> : <i>Pytho depressus</i> (Linnaeus, 1767) in the Villány Hills: first evidence to the occurrence of the species in Hungary (Coleoptera: Pythidae)	201
<i>Ilonczai, Z. & Bálint, Zs.</i> : New data to the knowledge of butterflies (Lepidoptera: Lycaenidae, Nymphalidae) protected in Hungary	209
<i>Kenyeres, Z. & Bauer, N.</i> : Suggestion for the determination of naturalness of Orthoptera communities	219
<i>Zánkai, N. P.</i> : Occurrence and distribution of water mites (Hydracarina) in the Kis-Balaton II Reservoir	229
<i>Majer, J. & Bordács, M.</i> : Conservation status of fish fauna in the upper part of the Dráva river in Hungary	251
<i>Purger, J. J. & Gyetvai, G.</i> : Amphibian and reptilian casualties on the road crossing at the fishponds of Pellérd, S Hungary	265
<i>Báldi, A.</i> : The role of waterfowl mediated nutrients in the water quality of the Lake Fenéki at Kis-Balaton marshland: a literature review	277
<i>Heltai, M., Szemethy, L. & Bíró, Zs.</i> : Distribution and actual status of stone marten, pine marten, weasel and stoat in Hungary	287
<i>Horváth, Gy.</i> : New occurrence of the Root vole (<i>Microtus oeconomus</i>): preliminary results of the small mammal ecological investigations at Kis-Balaton	299
Chronicle	315

A természetvédelmi biológia helyzete Magyarországon egy országos felmérés alapján

Standovár Tibor

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

Összefoglaló: 1999 őszén egy 15 szakmai kérdést tartalmazó kérdőívet küldtem kb. 800 olyan kollégának, akiről feltételezhető volt, hogy a természetvédelmi hatóság alkalmazottjaként, kutatóként (egyetemek, kutatóintézetek, múzeumok) vagy társadalmi szervezetek aktivistájaként kapcsolatban lehet természetvédelmi szakmai tevékenységgel. A beérkezett közel 150 válasz értékelése alapján több megállapítás tehető:

- 1) A válaszadási hajlandóság eltérő volt az egyes csoportok esetében: legnagyobb százalékban a kutatóintézetek kutatói (24%), legkisebb arányban a társadalmi szervezetek (15%) válaszoltak.
- 2) A 15 szakmai kérdésre nagyon eltérő számú pozitív válasz érkezett hű tükröként a hazai kutatási tradícióknak: a legtöbben (109) a veszélyeztetett társulások megítélésére vállalkoztak, vagy veszélyeztetett fajok populációinak monitorozásában vettek részt (81). A legkevesebb érdemi válasz a konzervációbiológia nálunk kevésbé művelt területeire vonatkozó kérdésekre érkezett: metapopulációs elmélet és/vagy életképességi analízis alkalmazása (8), kis populációméret káros hatásai (16).
- 3) A természetvédelmi tevékenységet megalapozó, vagy annak hatásait nyomon követő vizsgálatok során gyakran nem alkalmaznak korrekt elővizsgálatokon alapuló mintavételt, sokszor változnak az alkalmazott módszerek a vizsgálat során, s nagyon kis százalékban valósul meg az eredmények, tapasztalatok korrekt, a szakmai közvélemény számára hozzáférhető dokumentálása.

Kulcsszavak: konzervációbiológia, természetvédelem, kérdőíves felmérés

Bevezetés

A természetvédelmi biológia (konzervációbiológia) egy olyan fiatal, alig harmincéves alkalmazott tudomány, ami arra a felismerésre adott válaszként alakult ki, hogy a fajok, élőhelyek pusztulásának lelassítását, megállítást egyetlen tradicionális gyakorlati tudomány sem tudja kellő hatékonysággal szolgálni. Éppen ezért a természetvédelmi biológia egy új, multidiszciplináris tudomány, melynek fő célja (pl. Soulé 1985, 1986, Primack 1998):

- az emberi tevékenység fajokra, társulásokra és ökoszisztémákra gyakorolt hatásainak vizsgálata; valamint ezzel összefüggésben

- olyan gyakorlati módszerek kidolgozása, amelyek alkalmazásával megakadályozható a biodiverzitás csökkenése, és ha lehet, megoldható a veszélyeztetett fajok jól működő társulásokba való visszaillesztése.

Mint oly sok nyugaton kialakult jó és rossz dolog az életben, a természetvédelmi biológia is megkésve jutott Magyarországra, de hazánkban is fejlődésnek indult az utóbbi évtizedben. A hazai tudományos tradíciók hatásait is tükröző helyzetképről többek között Báldi (1998), Margóczy (1998) és Margóczy *et al.* (1997) adott áttekintést.

Jelen cikk megszületésének háttérében az az igény állt, hogy egy magyar nyelvű természetvédelmi biológiai tankönyv (Standovár & Primack 2001) számára minél több hazai példa összegyűjtésre kerüljön. Valamint az a feltételezés is, hogy a természetvédelmi gyakorlatot szolgáló kutatások, aktív programok megismerése pusztán a publikált irodalomból csak nagyon hiányosan lehetséges, ezért a potenciális résztvevők minél szélesebb körét meg kell szólítani. Ezt a célt szolgálta az az országos felmérés, melynek keretében 1999 őszén kérdőívvel kerestük meg a témában potenciálisan érintett három csoport – természetvédelmi hatóság, kutatók, társadalmi szervezetek – képviselőit. Célunk kettős volt. Egyrészt képet szerettünk volna kapni arról, hogyan értékelik az egyes csoportok saját működési feltételeiket, illetve hogyan ítélik meg a csoportok közti együttműködés hatékonyságát (Mihók & Standovár 2001). Másrésztől, a konkrét példák megismerésén felül megfelelő válaszadási hajlandóság esetén arra is módunk nyílhat, hogy a magyarországi természetvédelmi tevékenységek szakmai megalapozottságáról, módszereiről, az eredmények dokumentációjáról átfogó információt kapjunk. A megkérdezettek kiválasztásának szempontjait részletesen az együttműködés hatékonyságát elemző írás tartalmazza (Mihók & Standovár 2001).

Ez a cikk a természetvédelmi tevékenység szakmai háttérét firtató kérdésekre érkezett válaszok elemzését adja.

A kérdések

A kérdőívben szereplő 15 szakmai kérdés arra irányult, hogy:

- a természetvédelmi tevékenység fontos elemeinek (pl. fajvédelmi programok, természetvédelmi kezelések, monitorozás, élőhely-rekonstrukció) példáit összegyűjtsem;
- hogy információt kapjak arra, mennyire érezteti hatását a modern konzervációbiológia fegyvertára (pl. sziget-biogeográfia, metapopuláció elmélet, populáció életképességi analízis) a magyar természetvédelmi alkalmazásokban, illetve mennyire jelennek meg a kutatásban;

- hogy felmérjem a hazai szakmai közvélemény álláspontját a leginkább veszélyeztetett élőhelyek, fajok kérdésében, illetve az idegenhonos invazív fajok megítéléséről.

Minden kérdést igyekeztem oly módon összeállítani, hogy egyúttal az is kiderüljön az érintett programokról, hogy a konkrét feladatok megoldásán felül mennyire jól szolgálják a szélesebb szakmai közvélemény okulását, mennyire alkalmasak általánosabb következtetések levonására. Ennek érdekében – ahol értelmes volt – a kérdőív rákérdezett az elővizsgálatokra, a mintavételre, az alkalmazott módszertanra, az időbeni nyomon követésre és az eredmények/kudarccok dokumentáltságára is.

Az alábbiakban a beérkezett válaszokat és a belőlük megrajzolható képet mutatjuk be röviden.

A válaszok és értékelésük

A válaszadásai hajlandóság

Elsőként vizsgáljuk meg, hogy a megszólított csoportok milyen arányban válaszoltak. Amint azt az 1. ábra mutatja, legnagyobb százalékban (23,93%) a kutatóintézeti kutatók, a legkisebb arányban (15,22%) a társadalmi szervezetek képviselői válaszoltak. E különbség az adatok által jelzettnél még nagyobbak tekinthető, ha figyelembe vesszük, hogy a kérdőívvel megcélzott személyek listájának összeállításakor a kutatói csoport címlistája számos konferencia címjegyzékéből

1. táblázat. A kérdőívre válaszolók szakmai háttere.

Válaszadó szakmája	Válaszok száma
Botanikus	61
Zoológus	53
Erdész	9
Természetvédő	5
Limnológus	2
Elméleti biológus	2
Egyéb	12
Összesen	144

állt össze, s ezért sok, nem igazán a témában dolgozóhoz is eljutott, míg a társadalmi szervezetek közül egy szűkített célcsoport – az utóbbi években természetvédelmi célú pályázatokat benyújtott szervezetek – kapta meg a kérdőívet.

A válaszadók szakma szerinti megoszlása annyiban egyenletesnek tekinthető, hogy közel azonos számú válaszadó vallotta magát botanikusnak és zoológusnak (1. táblázat).

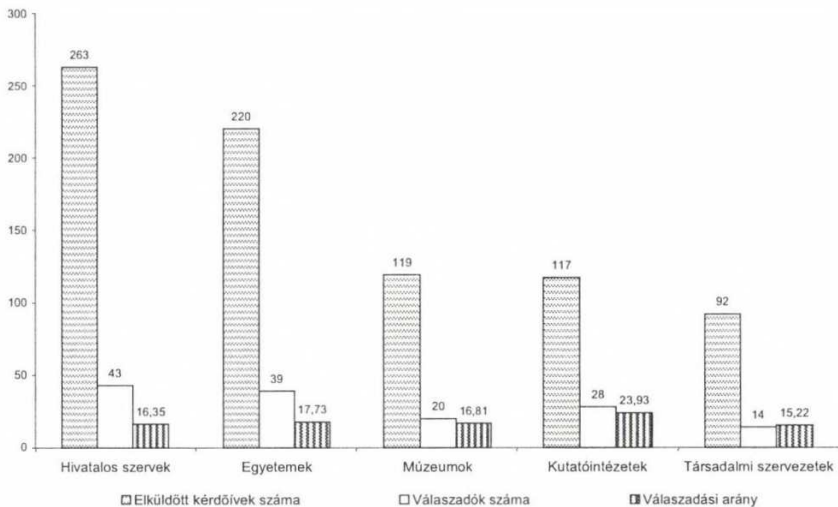
A válaszadási készség egy más szempontú elemzésére ad lehetőséget, ha azt vizsgáljuk, hogy a 144 válaszadó közül hányan adtak pozitív választ az egyes

2. táblázat. Az egyes szakmai kérdésekre érkezett pozitív válaszok száma (összesen 144 érkezett).

Kérdés	Válaszolók száma
Veszélyeztetett élőhelyek listázása	109
Veszélyeztetett faj monitorozása	81
Aktív fajvédelmi célú beavatkozás	64
Invazív exóta fajok listázása	63
Faj- és élőhely-monitorozás	63
Élőhely-rekonstrukció	52
Túlhasznosított fajok listázása	49
Komplex fajmentési program	43
Élőhelyleromlás hatásai	40
Új populáció létrehozása	30
Ex situ fajmentési program	24
Ökológiai folyosók	21
Élőhely-fragmentáció hatása	19
Kis populációméret hatása	16
Metapopulációs elmélet, PVA	8

szakmai kérdésekre. A 2. táblázat adataiból egyértelműen látszik, hogy a Magyarországon nagy tradícióval rendelkező témakörök-höz (pl. veszélyeztetett élőhelyek listázása, fajok monitorozása) sokan tudtak hozzászólni. Ugyanakkor a modern konzervációbiológia eszköztárának alkalmazásáról (pl. élőhelyfragmentáció vagy kis populációméret hatásának vizsgálata, metapopulációs elmélet alkalmazása) viszonylag kevesen számoltak be.

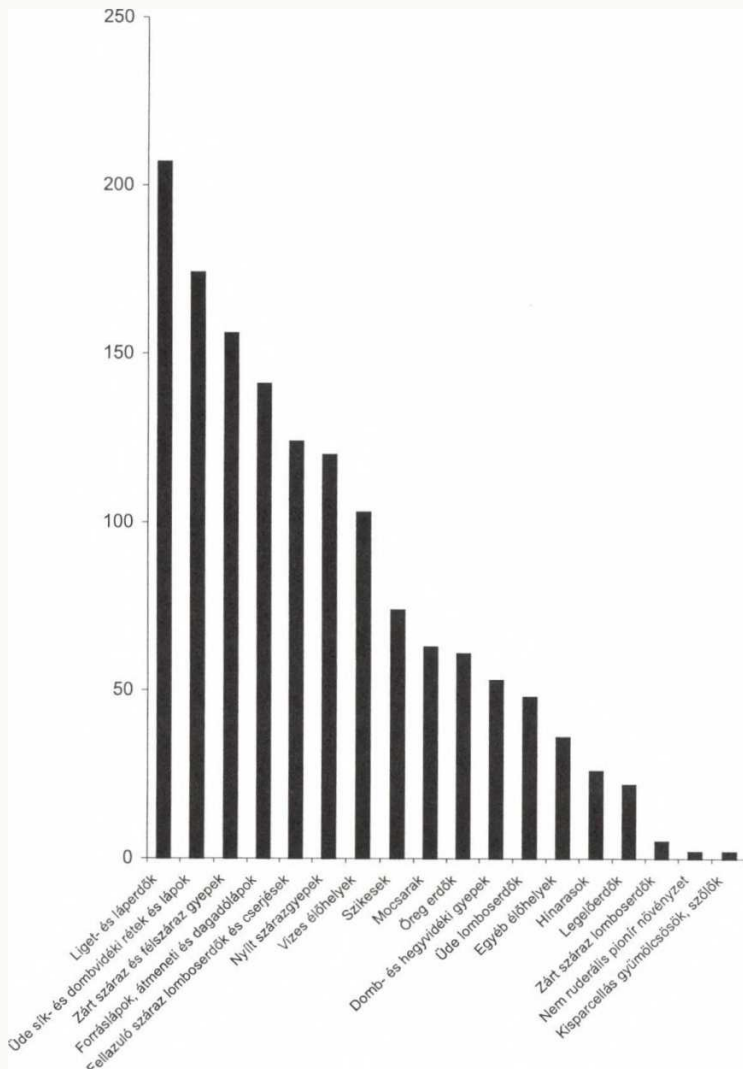
A továbbiakban az általánosítható következtetések levonására alkalmas számban (legalább a válaszadók egyharmada által) megválaszolt kérdésekre adott válaszok rövid bemutatása következik.



1. ábra. Az egyes célcsoportokba kiküldött kérdőívek száma, a beérkezett válaszok száma és a válaszolók aránya százalékban.

Veszélyeztetett élőhelyek

A legtöbb válaszadó (109) a veszélyeztetett élőhelyek rangsorának (1–5) megállapítására vállalkozott. A kérdés oly módon került megfogalmazásra, hogy a



2. ábra. Az egyes élőhelycsoportok abszolút veszélyeztetettségi sorrendje súlyozott helyezési pontszámok alapján.

lehető legtöbb ember válaszolhasson, vagyis nem kötöttem meg milyen kategória-rendszer – pl. valamelyik növénycönológiai rendszer vagy a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer – egységeit kell alkalmazni. Ez a válaszadási kedvet növelte, a válaszok értékelését viszont nehezítette. A válaszok egységes rendszerbe történő átkódolása alapján elkészült az egyes élőhelytípusok veszélyeztetettségi helyezéseinek számát tartalmazó táblázat (3. táblázat). Ebben a táblázatban a válaszok az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer – Á-NÉR – (Fekete *et al.* 1997) élőhelycsoportjaiba kerültek besorolásra, egy-két kivételtől eltekintve (pl. öreg erdők, legelőerdők). A 2. ábra ugyanezeket az eredményeket oly módon szemlélteti, hogy a helyezési számokat súlyozva összegeztem (1. hely – 5 pont, 2. hely – 4 pont, 3. hely – 3 pont, 4. hely – 2 pont, 5. hely – 1 pont).

3. táblázat. Veszélyeztetett élőhelyek helyezési számai.

NÉR kategóriák	Helyezés				
	1	2	3	4	5
Liget- és láperdők	10	17	19	11	10
Sík- és dombvidéki rétek és lápok	12	17	12	3	4
Zárt száraz és félszáraz gyepek	7	17	9	8	10
Forrás-, átmeneti és dagadólápok	20	6	3	4	0
Száraz lomberdők, cserjések	8	6	11	10	7
Nyílt szárazgyepek	8	7	6	15	4
Vizes élőhelyek	15	3	4	1	2
Szikesek	6	3	9	2	1
Mocsarak	5	5	3	3	3
Öreg erdők	4	4	4	5	3
Domb- és hegyvidéki gyepek	3	5	2	5	2
Üde lombos erdők	3	3	3	3	6
Egyéb élőhelyek	3	3	2	0	3
Hírnarasok	1	2	2	3	1
Legelőerdők	1	1	2	2	3
Zárt száraz lombos erdők	0	0	0	2	1
Nem ruderalis pionír növényzet	0	0	0	1	0
Kisparcellás gyümölcsösök, szőlők	0	0	0	1	0

4. táblázat. A 101 monitorozó program megoszlása a programok kora és az élőlénycsoportok szerint.

Program kezdete	Programok	Madár	Virágos	Emlős	Rovar	Moha	Hüllő	Csiga	Pókszabású	Haraszt
1925–1930	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
1956–1960	4	2	2	0	0	0	0	0	0	0
1961–1965	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0
1966–1970	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
1971–1975	6	3	2	0	1	0	0	0	0	0
1976–1980	4	2	2	0	0	0	0	0	0	0
1981–1985	10	7	1	0	2	0	0	0	0	0
1986–1990	10	6	2	2	0	0	0	0	0	0
1991–1995	27	13	6	3	1	1	2	0	1	0
1995 után	21	7	5	4	3	1	0	1	0	0
Nincs adat	15	6	6	1	0	0	0	1	0	1
Összesen	101	48	28	10	7	2	2	2	1	1

Mind a 3. táblázat, mind a 2. ábra jól szemlélteti, hogy a kérdésre válaszolóknak véleménye szerint Magyarországon egyrészt a vízhatás alatt álló élőhelyek (pl. liget- és láperdők, lápok), másrészt az erdőssztyepp zóna különböző élőhelycsoportjai (pl. fellazuló száraz erdők, nyílt gyepek) a leginkább veszélyeztetettek.

Veszélyeztetett faj monitorozása

A veszélyeztetett fajok populációinak időbeli változását a válaszok szerint 101 program vizsgálta, amelyekről 81 válaszadó számolt be. Amint azt a 4. táblázat adatai is mutatják, a programok közel fele (48) madarakat vizsgált. A kitüntetett élőlénycsoportok közé tartoznak még a virágos növények (28) és az emlősök (10) is.

A 4. táblázat adataiból az is kiolvasható, hogy a legtöbb program az utolsó két ötéves periódusban indult (27 és 21), 15 programról nem derült ki a közölt információk alapján, hogy mikor indították. Mindösszesen 18 olyan programról tudósítottak a válaszadók, amelyik 1980 előtt indult. A programok rövid futamidejének is köszönhető, hogy 37 nem vezetett még populációs trendek megállapításához.

5. táblázat. A 101 fajmonitorozó program dokumentáltságának szintje.

Dokumentáció formája	Programok száma
Publikáció	33
Jelentés	32
Nincs dokumentum	32
Értelmezhetetlen	4
Összesen	101

6. táblázat. Aktív védelmi programokkal támogatott fajok megoszlása az élőlénycsoportok között.

Beavatkozás célja	Programok száma
Madár	31
Virágos növény	17
Terület, társulás	15
Értelmezhetetlen	7
Emlős	3
Rovar	3
Kétéltű	1
Hüllő	1
Összesen	78

7. táblázat. A 78 aktív fajvédelmi célú program megoszlása kor szerint.

Program kezdete	Programok száma
Nincs adat	28
1995 után	13
1991–1995	19
1986–1990	9
1981–1985	1
1976–1980	5
1971–1975	2
1966–1970	1
Összesen	78

A kérdőív minden olyan kérdésnél, ahol ez releváns volt, rákérdezett a tapasztalatok dokumentáltságának szintjére is. Ennek az az oka, hogy meggyőződésem szerint kiemelt fontossága van az akár pozitív, akár negatív tapasztalatok közkinccsé tételének. Ennek tükrében értékelendő az 5. táblázat adatai. A programok közel egyharmadának (33) eredményeiből jelent már meg publikáció.

Aktív fajvédelmi célú beavatkozások

Erre a kérdésre 64 válaszadó összesen 78 programról számolt be. Amint az a 6. táblázat adataiból kiolvasható, a monitorozó programokhoz hasonlóan az aktív fajvédelmi programok sem egyenletesen oszlanak meg az élőlénycsoportok között. Ez esetben is a madarak (31) és a virágos növények (17) dominanciája a jellemző. Tizenöt esetben a válaszadók nem fajok, hanem élőhelyek aktív védelméről számoltak be.

Arra is rákérdezett a kérdőív, hogy milyen elővizsgálatok alapultak meg a programot. 41 esetben, vagyis a programok több mint fele esetében nem volt semmilyen elővizsgálat. Aktív beavatkozások végrehajtásakor fontos, hogy több alternatív módszer kerüljön kipróbálásra, hiszen ezáltal jobban fel lehet tárni a tapasztalt siker, illetve kudarc hátterében álló okokat. Ennek tükrében nem túlzottan örvendetes, hogy a 78

8. táblázat. A 78 aktív fajvédelmi célú program dokumentáltságának szintje.

Dokumentáció formája	Programok száma
Publikáció	2
Jelentés	22
Nincs dokumentum	51
Értelmezhetetlen	3
Összesen	78

programból 63 esetben nem alkalmaztak alternatív kezeléseket. A fajmonitorozó programokhoz hasonlóan az 50 ismert korú program zöme (32) fiatalabb 10 évnél (7. táblázat).

Minden aktív beavatkozással járó program fontos részét kell, hogy képezze a hatások hosszú távú nyomon követése, mert csak így tudható meg biztosan, hogy a tervezett hatást elérte-e a program. Ennek ismeretében kifejezetten aggasztó, hogy a vá-

laszadók által közölt adatok szerint a 78 programból mindössze 31 esetben követték nyomon a kezelések hatását.

Az aktív fajvédelmi célú programok esetében (is) rendkívül fontos lenne a sikeres és ugyanúgy a sikertelen programok tapasztalatainak közkinccsé tétele. Éppen ezért elszomorító a válaszok alapján megrajzolható kép a tapasztalatok dokumentáltságáról (8. táblázat). A programok közel kétharmadának (51) eredményeiből semmiféle dokumentum nem készült.

Veszélyesnek tartott invazív fajok

Számomra kicsit meglepő módon mindössze 61 ember vállalkozott arra, hogy felsoroljon néhány agresszív idegenhonos fajt. Ennek az is lehet az egyik oka, hogy talán a kérdés nem szerencsésen volt megfogalmazva. Nem volt egyértelmű többek számára, hogy csak a saját vizsgálati eredményeik alapján szerzett ismeretekre vagy a más forrásokból szerzett tapasztalataikra is vonatkozott a kérdés.

A válaszadók által megfogalmazott összesen 129 javaslat 38 taxont ölelt fel. Az esetek döntő többségében a javasolt invazív faj terjedésének történetéről, dinamikájáról nincsenek pontos publikált adatok.

Az invazív fajok káros hatásáról az igen általános „... minden mást kiszorít...” típusú válaszokon felül csak néhány válaszadó számolt be részletesebb ismeretekről.

A 9. táblázat a legalább 5 válaszadó által említett invazív taxonok listáját tartalmazza. Érdekes, hogy a válaszadók szakmai háttérétől függetlenül a legtöbb javaslat invazív növényfajra vonatkozott (10. táblázat).

A kérdésre beérkezett válaszok alapján az érzékelhető, hogy az invazív fajok okozta problémák súlyosságához képest nagyon kevés célzott kutatás történt a té-

9. táblázat. A legalább 5 válaszadó által megemlített invazív fajok listája.

Invazív faj	Válaszadók száma
Aranyvessző	18
Akác	14
Selyemkóró	10
Bálványfa	10
Bíbor nebáncsvirág	7
Japánkeserűfű	6
Gyalogakác	6
Zöld juhar	6
Muflon	6
Amerikai kőris	5

10. táblázat. Az invazív fajokra érkezett 129 javaslat megoszlása az élőlénycsoportok között.

Élőlénycsoport	Javaslatok száma
Lágszárú növény	57
Fájszárú növény	50
Hal	10
Emlős	9
Madár	3
Összesen	129

döntően fiatalok (29 tíz évnél fiatalabb), illetve itt is meglepően magas az adathiános programok száma (21).

Minden élőhely-rekonstrukciós program szerves részét kell, hogy képezze a hatások hosszú távú monitorozása. Ennek több, nyilvánvaló oka közül e helyütt elég csak azt megemlíteni, hogy pl. a legtöbb program által érintett vizes élőhelyeknél az élőhely kívánt állapota csak helyes vízkormányzással biztosítható, ami folyamatos monitorozást igényel. A válaszok alapján kialakítható kép nem túl biz-

mában. Az invazív fajok megfékezésére tett eddigi alkalmazott módszerek, erőfeszítések eredményei, illetve eredménytelenségei sem kellően közismertek.

Faj- és élőhely-monitorozás

Az erre a kérdésre beérkezett 63 választ részletesen nem elemzem, mert nagy az átfedés a veszélyeztetett fajok monitorozásával kapcsolatban kapott eredményekkel.

Élőhely-rekonstrukciós programok

Erre a kérdésre a válaszadók több mint egyharmada adott pozitív választ. Az 52 kérdőív összesen 57 programról számolt be. Amint az a 11. táblázat adataiból kiolvasható, az élőhely-rekonstrukciós programok jelentős része vízhatás alatt álló élőhelyek helyreállítását célozta. Ez esetben is rákérdezett a kérdőív, hogy milyen elővizsgálatok alapozták meg a programot. A programok több mint fele esetében (33) nem volt semmilyen elővizsgálat. A 24 „volt elővizsgálat” minősítést kapott eset között azok is szerepelnek, ahol a kevés információt hordozó „állapotfelmérés történt” választ kaptam. A 12. táblázat adatai szerint az élőhely-rekonstrukciós programok is

11. táblázat. Az 57 élőhely-rekonstrukciós program megoszlása az élőhelycsoportok között.

Rekonstruált élőhely	Programok száma
Vizes élőhelyek	12
Sík- és dombvidéki rétek és lápok	7
Holtág, tó	6
Üde lombos erdők	5
Nyílt szárazgyepek	5
Domb- és hegyvidéki gyepek	5
Forrás-, átmeneti- és dagadólápok	4
Liget- és láperdők	3
Értelmezhetetlen	2
Száraz lomberdők, cserjések	2
Zárt száraz és félszáraz gyepek	2
Meddőhányó rekultiváció	1
Egyéb élőhelyek	1
Legelőerdők	1
Szikesek	1
Összesen	57

12. táblázat. Az 57 élőhely-rekonstrukciós program megoszlása kor szerint.

Program kezdete	Programok száma
Nincs adat	21
1995 után	16
1991–1995	13
1986–1990	4
1981–1985	2
1961–1965	1
Összesen	57

tató (13. táblázat). A közölt adatok szerint az 57 program közül 30 esetben nincs információ arról, hogy történik-e nyomon követés. Mindössze 22 esetben számoltak be évenkénti monitorozásról. E 22 beavatkozás közül a válaszadók 11-t minősítettek sikeresnek, 7 program vezetett részleges sikerhez, 4 minősült sikertelennek.

Az élőhely-rekonstrukciós programok tanulságainak dokumentáltsága nagyon szegényes (14. táblázat). A

13. táblázat. Az 57 élőhely-rekonstrukciós program hatásainak nyomon követése.

Nyomon követés gyakorisága	Programok száma
Nincs adat	30
Évente	22
Időszakonként	3
Ritkuló	1
Tervezés alatt	1
Összesen	57

14. táblázat. Az 57 élőhely-rekonstrukciós program dokumentáltságának szintje.

Dokumentáció formája	Programok száma
Publikáció	4
Jelentés	20
Nincs dokumentum	33
Összesen	57

programok több mint felének (30) eredményeiből semmiféle dokumentum nem készült. Széles körben hozzáférhető publikáció mindössze 4 esetben készült.

Következtetések és javaslatok

A magyarországi természetvédelmi gyakorlat ma még kevésbé építhet a modern konzervációbiológia hazai eredményeire, de a jövőre nézve biztató, hogy több témában (pl. metapopulációs elmélet alkalmazásai, új populációk létrehozása, ökológiai folyosók tervezése, populációgenetikai vizsgálatok veszélyeztetett populációkban) is számos frissen beindult kutatási programról közöltek információt a válaszadók.

A kérdőívek áttanulmányozása alapján a hazai természetvédelemben végrehajtott programok néhány jellegzetes ismétlődő hiányossága állapítható meg. A természetvédelmi tevékenységet megalapozó, vagy annak hatásait nyomon követő vizsgálatok során:

- gyakran nem alkalmaznak korrekt elővizsgálatokon alapuló mintavételt;
- sokszor változnak az alkalmazott módszerek a vizsgálat során;
- a program szerves részét képező utómonitorozás gyakran nem valósul meg;
- nagyon kis százalékban valósul meg az eredmények, tapasztalatok korrekt, a szakmai közvélemény számára hozzáférhető dokumentálása.

Mit tehetünk e hiányosságok kiküszöbölésére? Nem gondolom azt, hogy ezek a hiányosságok elsősorban a programot végrehajtók szakmai tájékozatlanságából fakadnak. Sokkal inkább arról lehet szó, hogy a természetvédelem mai finanszírozási helyzetében (lásd Mihók & Standovár 2001) nem kellően tervezhetők a hosszú távú programok, illetve akár a korrekten beindított programok működtetése is sérül a bizonytalan finanszírozás miatt (pl. ezért is változhatnak a módszerek, maradhat el megkezdett nyomon követés). Másfelől arra is van példa, hogy tisztességes elővizsgálatokat és tervezést igénylő programokat azért kénytelen a kivitelező nem igényesen végrehajtani, mert teljesíthetetlen határidővel kapja meg a feladatot. Mindezekben sokat lendíthetne, ha az amúgy korlátos források a természetvédelmi hatóság és a területi szervek számára tervezhetően és időben állnának rendelkezésre, illetve, ha a feladatot kiadó szervezet tisztában lenne az adott szakmunka tisztességes végrehajtásának elemi feltételeivel és azok teljesítését meg is követelné.

Az eredmények, tapasztalatok dokumentáltságának alacsony szintjén több módon is lehetne javítani. Feltétlenül szükséges lenne egy olyan új szakmai fórum indítása (hírlevél, olcsón előállított periodika), amelyben lehetőség lenne az érin-

tettek széles köréhez eljuttatni olyan tapasztalatokat, eredményeket, amelyek tudományos folyóiratban esetleg nem közölhetők, de fontosak. Egy ilyen fórum megléte esetén az egyes természetvédelmi célú programokat finanszírozó szervezetek kiköthetnék, hogy az eredményeket kötelező ezen a fórumon megjeleníteni.

Az eddig jobbra jelentések formájában létező ismeretanyag hozzáférhetőségét nagyban növelné, ha elkészülne egy tematikus, esetleg annotált bibliográfia, amely egyúttal a források hozzáférési helyét is tartalmazná. Mindezt az interneten is célszerű lenne elhelyezni.

Külön felelőssége a konzervációbiológia hazai művelőinek, hogy tevékeny részt vállaljanak abban, hogy szaktudásuk, az ebből a gyakorlati természetvédelem szakemberei számára fontos ismeretek eljussanak az érintettekhez.

*

Köszönetnyilvánítás – Elsőként, szeretnék köszönetet mondani mindazoknak, akik arra méltatták kérdőívemet, hogy a válaszadás nem kevés munkáját is vállalták. Külön köszönöm a sok nyomtatott anyagot, amit többek mellékeltek a válaszokhoz. A kérdőív kiküldésének eredeti célja tankönyvi példaanyag gyűjtése volt. A megküldött válaszok közül néhányat erre a célra is fel tudok használni, amiért hálás köszönettel tartozom minden majdani olvasó nevében is. Végezetül köszönettel tartozom Mihók Barbarának, Novok-Rostás Évának és Gálhidy Lászlónak, akik nagy segítségemre voltak a felmérés technikai lebonyolításában.

Irodalomjegyzék

- Báldi, A. (1998): A konzervációbiológia meghatározása publikált cikkek elemzése alapján és javaslatok hazai kutatásokra. – *Természetvédelmi Közlemények* 7: 6–17.
- Fekete, G., Molnár, Zs. és Horváth, F. (szerk.) (1997): A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a nemzeti élőhely-osztályozási rendszer. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 374 pp.
- Margóczy, K., Báldi, A., Dévai, Gy. & Horváth, F. (1997): A természetvédelmi ökológiai kutatási prioritásai. – *Természetvédelmi Közlemények* 5–6: 6–16.
- Margóczy, K. (1998): *Természetvédelmi biológia*. – Szeged, JATE Press, 108 pp.
- Mihók, B. & Standovár, T. (2001): Együtműködés a természetvédelemben – egy országos felmérés eredményei. – *Természetvédelmi Közlemények* 9: 15–30.
- Standovár, T. & Primack, R. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 542 pp.
- Soulé, M. (1985): What is conservation biology? – *BioScience* 35: 727–734.
- Soulé, M. (ed.) (1986): *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. – Sinauer Associates, Sunderland, 584 pp.
- Primack, R. (1998): *Essentials of Conservation Biology. 2nd ed.* – Sinauer Associates, Sunderland, 660 pp.

Conservation biology in Hungary – the results of a questionnaire study

T. Standovár

Department of Plant Taxonomy & Ecology, L. Eötvös University

H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c, Hungary

E-mail: standy@ludens.elte.hu

Abstract: A questionnaire was sent to representatives of organisations (conservation authority, research institution, NGO) active in nature conservation. The 144 answers obtained for the 15 thematic questions provide the basis for some general conclusions: 1) Researchers were the most responsive (24%), whereas only 15% of NGOs responded; 2) The answers obtained for the 15 questions indicated quite well Hungarian research traditions. Most respondents were active in defining endangered communities and in monitoring population size of threatened species. Very few projects made use of modern conservation biology tools like metapopulation theory, population viability analysis (PVA); 3) In many projects weak points include lack of appropriate sampling design, changes of sampling methods over time, and lack of publishing the results.

Key words: conservation biology, nature conservation

Együttműködés a természetvédelemben – egy országos felmérés eredményei

Mihók Barbara & Standovár Tibor

*ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c
E-mail: babar@mail.mata.v.hu*

Összefoglaló: Országos felmérésünk a természetvédelemben szerepet játszó három csoport – az állami természetvédelmi szervezet, a kutatói bázis és a társadalmi szervezetek – közti együttműködés, illetve a természetvédelmi tevékenységek feltételeinek értékelésére kérdezett rá. Az együttműködés a csoportok között általában közepes–jó, az egyes csoportokkal való együttműködés erősségei és gyengeségei a tevékenységi formák és keretek szerint eltérőek. A jogi szabályozás a kérdőívek nagy része szerint a gyakorlatban nem kielégítően valósul meg. A hazai természetvédelem alulfinanszírozott, a válaszok nagy része szerint hatékony működésre képtelen. A jelenleg hiányzó feltételek között nagy arányban említik a válaszok a megfelelő finanszírozást, a támogató társadalmi szemléletet és politikai akaratot, a szakmai szempontok nagyobb fokú érvényesülését.

Kulcsszavak: természetvédelem, együttműködés, kérdőíves felmérés

Bevezetés

A természetvédelem hatékony működésének egyik feltétele a megfelelő jogi, infrastrukturális és finanszírozási háttér, ugyanakkor a természetvédelemben tevékenykedő különböző csoportok közti együttműködés mértéke és minősége is alapvetően befolyásolja a természetvédelmi célkitűzések megvalósítását. A hazai természetvédelem szereplői tevékenységük területe és típusa szerint három nagyobb csoportra oszthatók: az állami természetvédelem intézményeiben dolgozóakra, az oktatási intézményekben, kutatóintézetekben stb., esetleg függetlenül dolgozó kutatói bázis tagjaira, illetve a nem-kormányzati társadalmi szervezetekben működő, önkéntes alapon vagy alkalmazottként tevékenykedő tagokra. E három csoport eltérő működési keretei és formái miatt feltételezhetően másként érzékeli és értékeli a hazai természetvédelem állapotának egyes jellemzőit, míg a csoportok közti együttműködés megítélése is különböző lehet.

1999 őszén egy országos felmérés keretében kérdőívvel kerestük meg a fent említett három csoport – állami természetvédelmi szervezet, kutatók, társadalmi szervezetek – munkatársait. Célunk az volt, hogy egyrészt képzet kapjunk arról, hogyan értékelik az egyes csoportok saját működési feltételeiket, illetve ho-

gyan ítélik meg a csoportok közti együttműködés hatékonyságát. Másrésről a természetvédelmi tevékenységek szakmai alapjáról, koncepciójáról, módszertanáról, dokumentációjáról kívántunk átfogó információt kapni.

A felmérés keretében két kérdőívet küldtünk ki, az ún. együttműködési, illetve a szakmai kérdőíveket. A szakmai kérdőívek értékelése egy másik írás témája (Standovár 2001). A kérdőívekkel megcélzott személyek listája a következőképpen alakult ki: az állami természetvédelmi szervezet esetében a kérdőíveket a nemzeti parkok igazgatóságain dolgozó munkatársaknak, a Természetvédelmi Őrszolgálat tagjainak, illetve a KöM Természetvédelmi Hivatala dolgozóinak küldtük ki. A kutatói csoport címlistája számos konferencia címjegyzékéből állt össze, magába foglalva a felsőfokú oktatási intézmények, a kutatóintézetek, a múzeumok munkatársait, illetve a „szabadúszó” kutatókat. A társadalmi szervezetek közül azok kerültek kiválasztásra, amelyek az utóbbi években természetvédelmi célú pályázatokat nyújtottak be a KAC-hoz (Környezetvédelmi Alap Célelőirányzat), tehát amelyekről feltételezhető volt az aktív természetvédelmi munka. Az elküldött és visszaérkezett kérdőívek számát az 1. táblázat mutatja.

Az együttműködési kérdőív kérdései három fő csoportra oszthatók. Az első kérdéscsoport arra vonatkozott, hogyan értékelik az egyes csoportok a másik két csoporttal való együttműködést, illetve mit tartanak az együttműködés erősségeinek, gyengeségeinek. A második kérdéscsoport tevékenységük jogi és finanszírozási környezetére kérdezett rá: hogyan látják a természetvédelmi jogi szabályozás gyakorlati megvalósulását a válaszadók, mennyiben segítik vagy gátolják tevékenységüket a jogszabályok, milyenek tartják a természetvédelem finanszírozásának helyzetét. A harmadik kérdéscsoport a hatékony természetvédelem jelenleg még hiányzó legfontosabb feltételeit firtatta.

Eredmények

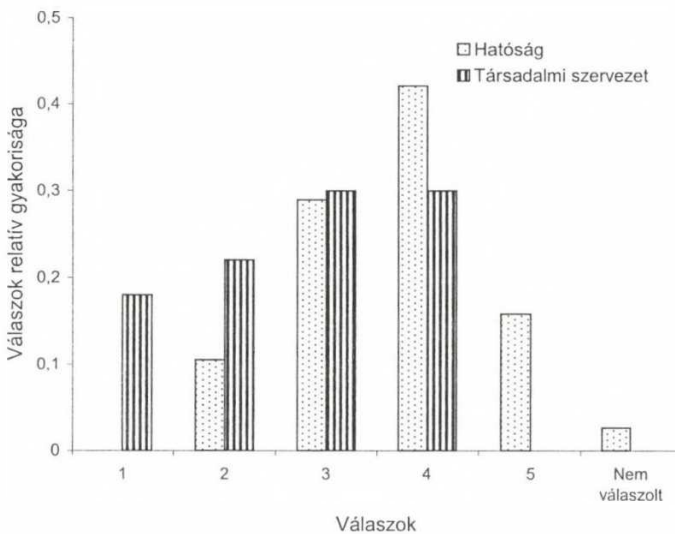
Együttműködés a csoportok között

A kutatói csoporttal való együttműködést az állami természetvédelmi szervezet és a társadalmi szervezetek kismértékben másképp értékelték (1. ábra). Az állami természetvédelmi szervezethez tartozó válaszadók közül 15% szerint kiváló az együttműködés a kutatókkal, míg a társadalmi szervezetek válaszaiban nem volt kiváló minősítés. Nem hatékonyak a társadalmi szervezetek 20%-a minősítette az együttműködést a kutatókkal, míg az állami természetvédelem részéről nem volt ilyen kategória. A válaszadók többsége mindkét csoportban közepesen-jóként értékelte az együttműködést.

1. táblázat. Az elküldött és visszaérkezett kérdőívek száma a csoportok szerint.

	Elküldött kérdőívek száma	Visszaküldött kérdőívek száma	A válaszadás aránya (%)
Állami természetvédelmi szervezet	263	38	15
Kutatók	456	70	15
Társadalmi szervezetek	92	12	13
Összesen	811	120	43

A kutatói bázissal való kapcsolat erősségei közül a válaszadók egyértelműen a leglényegesebbként a szaktudást jelölték meg (2. táblázat). Pozitívumként szerepelt a társadalmi szervezetek részéről a madártani kutatások támogatottsága a kutatói oldalról, illetve a kutatások összehangolása. Az állami természetvédelmi szervezet kiemeli a hatékony munkát, a kapcsolatok meglétét és a kutatók részéről a bejelentési kötelezettség betartását, mint kedvező jellemzőt. Gyengeségként a társadalmi szervezetek szerint a legfőbb probléma a kapcsolattartás és az információáramlás elégtelensége. A közös fellépés hiánya szintén megnehezíti a munkát a válaszadók szerint, illetve a két csoport közti ellentét is felmerül a válaszokban. Az állami természetvédelmi szervezet tagjainak válasza szerint nagy probléma a kuta-



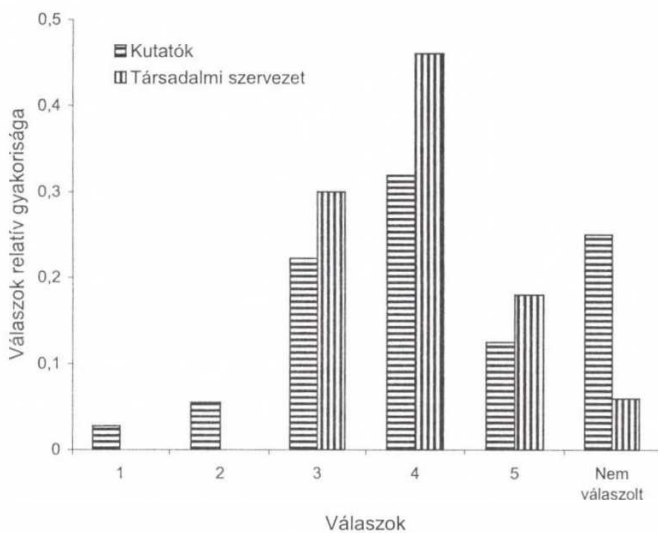
1. ábra. A kutatókkal való együttműködés értékelése (1: nem hatékony, 5: kiváló).

tók részéről a gyakorlatiasság hiánya, illetve az elégtelen egyeztetés. A hosszú távú kutatási programok hiánya nehezíti a munkát, és jellemző a válaszolók szerint, hogy a hivatalos vezetés kevésszer veszi komolyan a kutatói ajánlásokat, így főként csak a személyes kapcsolatokon nyugszik az együttműködés. A kutatások pénzigényessége is szerepel a gyengeségek között, valamint némely válasz említi a természetvédelmi szempontból káros kutatások meglétét.

Az állami természetvédelmi szervezettel való együttműködés megítélése kismértékben különbözik a kutatók és a társadalmi szervezetek részéről (2. ábra). Az együttműködés mindkét csoportnál 60–70% között mozog. A kutatók nagyobb részétől nem érkezett értékelés az állami természetvédelmi szervezetekkel való együttműködésre vonatkozóan, ami feltételezhetően az együttműködések alacsony intenzitását jelzi. A válaszadó kutatók magasabb arányban ítélték nem haté-

2. táblázat. A kutatókkal való együttműködés értékelése a válaszok számával jelölve.

Állami természetvédelmi szervezetek	Társadalmi szervezetek		
Gyengeségek			
Gyakorlatiasság hiánya	7	Kapcsolat hiánya	3
Pénzigény	3	Közös fellépés hiánya	2
Törvényen kívüliség vélelme	1	Információáramlás	1
Túlvállalás	1	Ellentétek	1
Egyeztetés hiánya	1		
Hosszú távú kutatási programok hiánya	1		
Hatóság nem fogadja el az ajánlásokat	1		
Csak személyes kapcsolatokon alapul az együttműködés	1		
Eltérő látásmód	1		
Természetvédelmileg káros kutatások	1		
Forrásfelosztás	1		
Gerinctelenek kutatása háttérben	1		
Erősségek			
Szaktudás	11	Szakmai segítség, szakértelem	2
Ismertség	1	Kutatás összehangolása	1
Hatékony munka	1	Madártani kutatások támogatása	1
Bejelentési kötelezettség elmulasztása	1		



2. ábra. Az állami természetvédelmi szervezettel való együttműködés értékelése (1: nem hatékony, 5: kiváló).

3. táblázat. Az állami természetvédelmi szervezettel való együttműködés értékelése a válaszok számával jelölve.

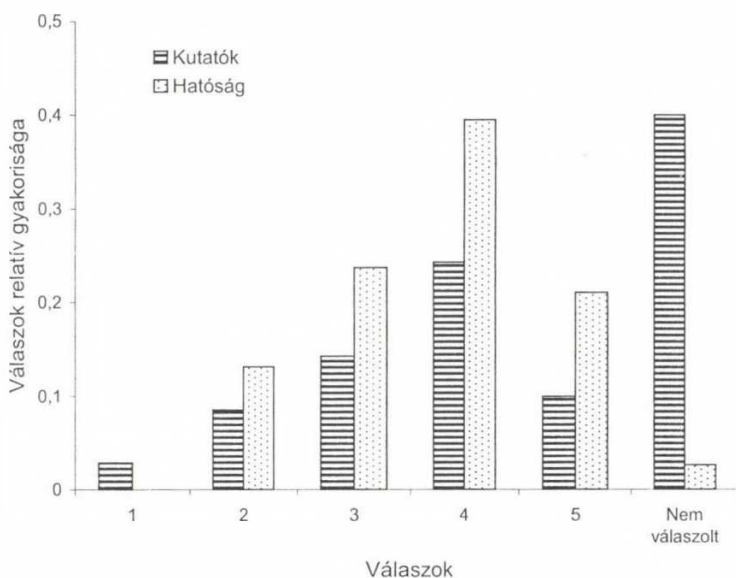
Kutatók	Társadalmi szervezetek
Gyengeségek	
Bürokrácia	2
Információáramlás	2
Reakciógyorsaság	2
Bürokrácia	2
Hivatalos szinten az együttműködés	1
Központok távol	1
Kutatás elosztása	1
Erősségek	
Személyes kapcsolatok	5
Adatszolgáltatás	1
Kutatások engedélyezése	1
Aktív TV	1
Eszközök biztosítása	1

konynak az együttműködést, mint a társadalmi csoportok képviselői. A társadalmi szervezetek általában jobbnak ítélték meg az együttműködést a hatósággal. A válaszok többsége szerint az együttműködés itt is közepes–jó.

Erősségek szempontjából a társadalmi szervezetek a hatósággal való személyes kapcsolatokat emelik ki, és többek között szerepel a kedvező tényezők között az adatszolgáltatás, az aktív természetvédelem (3. táblázat). Elgondolkodtató, hogy a kutatói oldalról nem érkezett válasz az erősségekre vonatkozóan.

A gyengeségek szempontjából a természetvédelmi hatósággal való kapcsolatban mindkét csoport részéről a leglényegesebb a bürokrácia. A társadalmi szervezetek válaszaiban ezenkívül megjelenik az információáramlás és a hivatalos szintű együttműködés elégtelensége. A kutatói oldalról mindössze két válasz érkezett a kérdésre vonatkozóan, amelyek a bürokráciát említették.

A társadalmi szervezetekkel való együttműködés gyakorisága a két másik csoportnál eltérő (3. ábra). A hivatásos természetvédelem részéről a válaszadók 76%-a jelöl meg szorosabb együttműködést a társadalmi szervezetekkel, míg a kutatók 52%-a. Az együttműködés megítélése kismértékben különbözik a két csoportnál, aminek oka részben, hogy a kutatók 40%-a nem válaszolt. Általában mindkét csoportban a válaszadók többsége közepesnek–jónak ítélte meg az együttműködést.



3. ábra. A társadalmi szervezetekkel való együttműködés értékelése (1: nem hatékony, 5: kiváló).

A társadalmi szervezetek lelkesedése, rugalmassága, függetlensége a legfontosabb jellemző, amit a velük való együttműködés során kedvezőnek ítélnék a válaszadók (4. táblázat). Jelentős a helyi ismertség, és a közösségekkel való kapcsolat is. Gyengeségeként a válaszadók többek között megemlítik a szaktudás hiányát, szervezetlenséget, kapkodást, szubjektívizmust.

4. táblázat. A társadalmi szervezetekkel való együttműködés értékelése a válaszok számával jelölve.

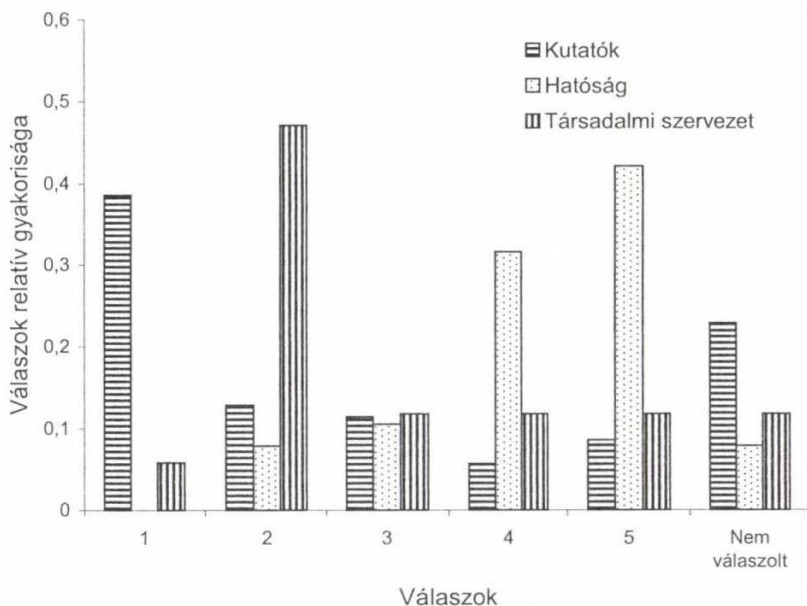
Kutatók	Hatóság		
Gyengeségek			
Szakmai hiányosságok	5	Kommunikáció	4
Pénzhiány	3	Az egyeztetés hiánya	3
Konkrét munka hiánya	2	Érdekszemlélet	3
Kis ismertség	2	Szakképzettség, szaktudás hiánya	2
Szervezetlenség, kapkodás	1	Rivalizálás	2
Előítéletek	1	Kezelésben kis részvétel, alapkutató	2
Csak munkaidőn túl végezhető tevékenység	1	Szubjektívizmus	2
Adminisztráció lassúsága	1	Tolerancia hiánya	2
Érdekközpontúság	1	Túlvállalás	1
Döntésképtelenség	1	Átfedés a hivatások és az NGOk között	1
Erősségek			
Lelkesedés	4	Lelkesedés, elhivatottság, kapacitás	10
Rugalmasság	2	Rugalmasság	5
Szervezési készség	1	Speciális programok, akciók	3
Helyi ismertség	1	Szervezettség	2
Sok helyre eljutás	1	Tömegbázis	2
Függetlenség	1	Általános hozzáértés	1
		Személyes kapcsolatok ápolása	1
		Területkezelés	1
		Azonos látásmód	1

A természetvédelem jogi és finanszírozási hátterének értékelése

A természetvédelem jogi szabályozásának megítélését több szempontból közelítette meg a kérdőív. Egyrészt rákérdezett arra, mennyiben befolyásolják a válaszadók munkájának elvégzését a jogszabályok: milyen gyakran folyamodnak munkájuk során kifejezetten jogi eszközökhöz, illetve, hogy többnyire segíti vagy gátolja a jog tevékenységük hatékonyságát. Másrészt arra is rákérdeztünk, hogyan értékelik az érintettek a jogszabályok gyakorlati érvényre jutását.

A „Milyen gyakran használ természetvédelmi tevékenysége során jogi eszközöket?” kérdésre a kutatók 40%-a jelölte az „egyáltalán nem” kategóriát, a természetvédelmi hatóság szintén 40%-a pedig a „legtöbbször” választ (4. ábra). A társadalmi szervezetek válaszainak többsége szintén a ritka kategóriába esett. A kutatók és a szervezetek között nagyobb volt a nem válaszolók aránya, mint a természetvédelmi hatóságnál.

A jogszabályok a válaszadók több mint egyharmada szerint segítik a természetvédelmi munkát (5. ábra). A válaszadási hajlandóság a természetvédelmi hatóság esetében volt a legnagyobb, illetve ez a csoport jelölte a “segíti” választ is a

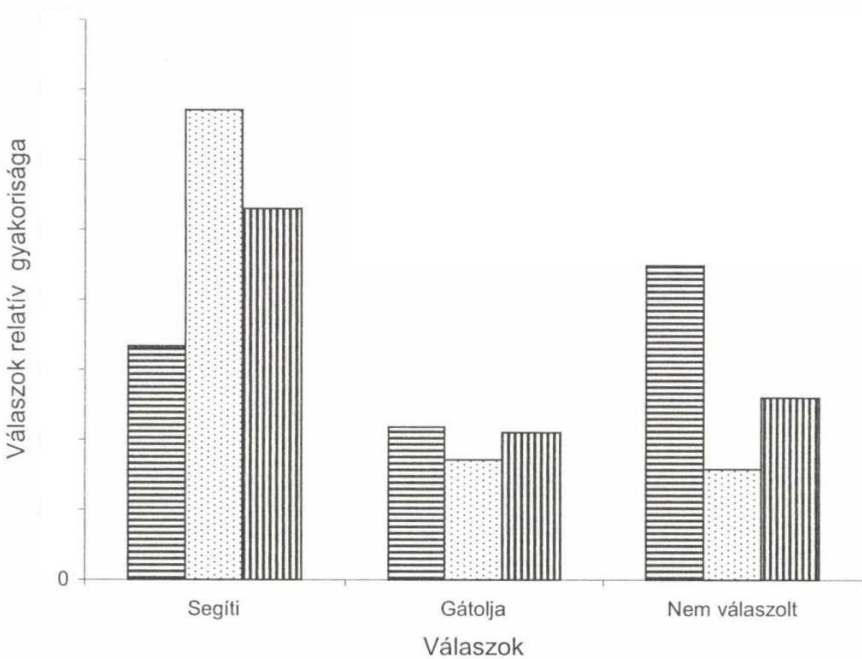


4. ábra. Milyen gyakran használ természetvédelmi tevékenysége során jogi eszközöket? (1: egyáltalán nem, 5: legtöbbször).

legnagyobb arányban. A kutatói csoport majdnem fele nem válaszolt, a válaszadók között az eltérés nem volt olyan nagymértékű, mint a másik két csoport esetében.

A jogszabályok gyakorlati megvalósulását legkritikusabban a társadalmi szervezetek szemlélik, többségük szerint a törvények és egyéb jogszabályok gyakorlati végrehajtása nem hatékony. Lényeges megemlíteni, hogy ennél a kérdésnél a társadalmi szervezetek kérdőívében csak két válaszadási kategória volt: a hatékony és a nem hatékony kategória (6. ábra). A hivatásos szervezet munkatársai válaszainak többsége a közepes–jó hatékonyságú kategóriában található. A kutatók igen nagy százaléka szintén nem válaszolt erre a kérdésre, a válaszadók szerint sem kielégítő a jogérvényesítés.

A válaszok megoszlása tükrözi a csoportok működési formái és keretei közti különbségeket. A jogszabályok a hivatásos természetvédelem „munkaeszközei”, ezért munkájukban alapvetően fontosak, számos tevékenység keretét a jogszabályok határozzák meg. A kutatói bázis tevékenysége során főként a kutatás feltételeinek megteremtésében van szerepe a jognak, pl. kutatási engedélyek, gyűjtési engedélyek kiadása, illetve az általuk vizsgált objektumok jogi szabályozottsága



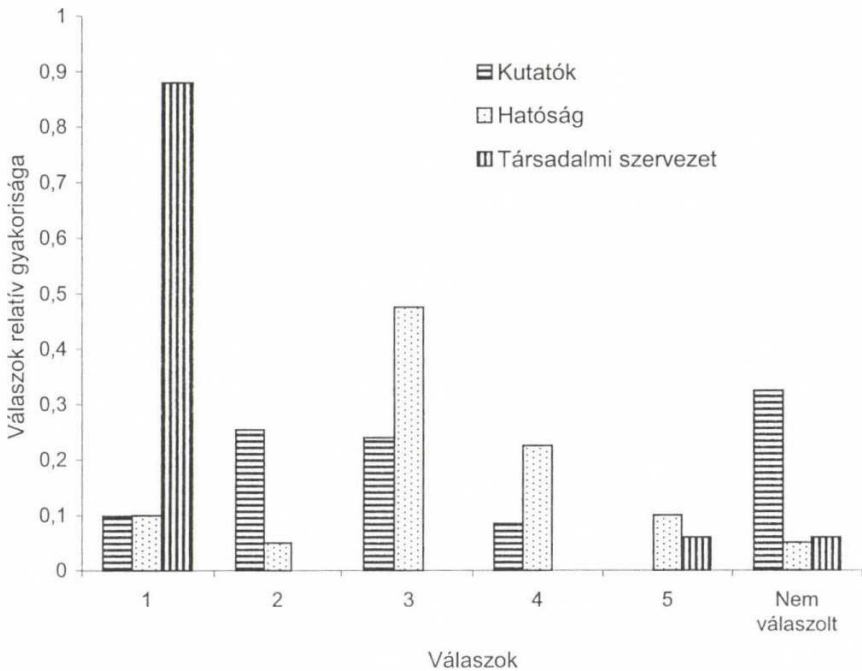
5. ábra. Hogyan befolyásolja tevékenységét a jogi szabályozás?

révén. A társadalmi szervezetek értéklik a legkritikusabban a jogi feltételeket, társadalmi érzékenysükből és függetlenségükből adódóan. A jogérvényesítést nagymértékben hátráltatja a válaszadók szerint a törvények végrehajtási rendeleteinek hiánya, amely az érintett törvények megalkotása óta, több éve fennáll. A természet védelméről szóló törvény igen szigorú előírásai így jelenleg korlátoosan használhatók.

A finanszírozási hátteret értékelve a válaszadók egyértelműen az alulfinanszírozott–közepesen finanszírozott kategóriát jelölték meg (7. ábra). A kutatói csoport kb. 20%-a nem válaszolt erre a kérdésre.

A természetvédelem ma még hiányzó szükséges feltételei

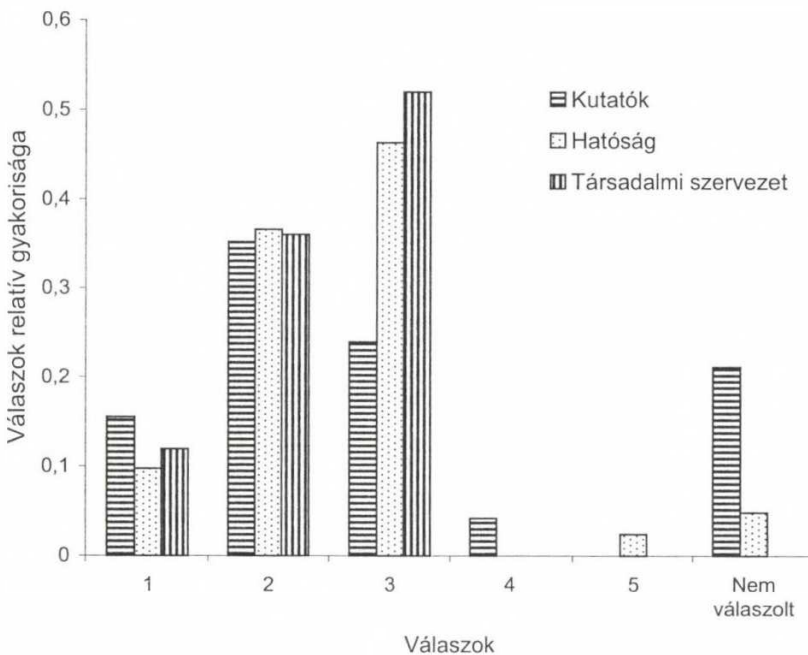
A harmadik kérdéscsoportra adott válaszok tükrözik, hogy a válaszadók szerint melyek a ma még hiányzó legfontosabb feltételek a hatékony természetvéde-



6. ábra. Milyennek találja a törvények gyakorlati megvalósulását? (1: nem hatékony, 5: hatékony).

lemhez. (5. táblázat). Mindhárom csoport szerint a legfontosabb feltételek között van: az egyenletes, kiszámítható finanszírozás, ennek hatékony felhasználása; a társadalmi szemlélet megváltozása; több elhivatott szakember, szakértő és korrekt minisztérium megléte, illetve a jogszabályok hatékony alkalmazása. A kutatók válaszai között szerepel a monitorozó programok, alapkutatások fejlesztése, a természetvédelmi kezelések kidolgozását célzó kutatások végzése is többek között. A hivatásos természetvédelemben dolgozóknál felmerül több válaszban is a földtulajdonlások megváltoztatása, több terület természetvédelmi kezelésbe és kincstári tulajdonba vétele. A szervezeti struktúra, a pályázati rendszer korszerűsítése szintén fontos feltétel. A társadalmi szervezetek számára a civil háttér felhasználása megjelenik, mint új feltétel.

Mindhárom csoport tevékenységének eltérő formájával együtt a természetvédelemben hasonló hiányosságokat érzékel és tekint lényegesnek. A fent említett feltételeken kívül fontos megemlíteni, hogy az együttműködés mindhárom csoport szempontjai között szerepel, ami azt jelzi, hogy a csoportok közti együttműködés jelenlegi hatékonysága nem kielégítő.



7. ábra. Milyennek találja a hazai természetvédelem finanszírozását? (1: alulfinanszírozott, hatékony működésre képtelen, 5: megfelelően finanszírozott).

5. táblázat. Milyen feltételek hiányoznak a hatékonyabb természetvédelemhez? (No: válaszok száma).

Kutatók	No	Állami természetvédelmi szervezet	No	Társadalmi szervezet	No
Szemléletváltás, ezt elősegítő nevelés	36	Megfelelő finanszírozás, összegek visszaforgatása	23	Kiszámítható, egyenletes finanszírozás, jobb infrastruktúra	15
Egyenletesen, hatékonyan felhasználható finanszírozás	30	Több elhivatott szakember, nagyobb kapacitás	17	Megfelelő társadalmi szemlélet	10
Több szakember, szakmai szempontok jobb érvényesülése	18	Jogrend, szankcionálás hatékonysága	10	Korrekt, erős, szakértő minisztérium, szakmai vezetés	4
Jogszabályok egyeztetése és szigorú betartatása	9	Szakmai, társadalmi szemlélet, támogatottság	8	Több szakember	4
Megfelelő politikai akarat és vezetés	6	További földterületek kincstári tulajdonba vétele	7	Hatékony jogszabályok, rendeletek	3
Gazdasági és természetvédelmi érdekek összehangolása	6	Infrastruktúra, eszközök (főleg autó!)	7	Hatékony együttműködés az állami természetvédelmi szervezettel	2
Gyakorlati természetvédelmet szolgáló, a kezeléseket megalapozó kutatás	5	Tisztázni a célokat, tevékenységi köröket	4	Politikai támogatás	2
Több alap kutatás, hosszú távú programok, monitorozás	4	Több természetvédelmi őr	4	Civil háttér használata	2
Együttműködés	4	Megfelelő szervezeti struktúra	3	Ismeretterjesztés	1
Tolerancia	3	Pályázati rendszer korszerűsítése	3	Jól működő monitorozás	1
Jólét	3	Okszerű természetvédelmi kezelés	3		

Kutatók	No	Állami természetvédelmi szervezet	No	Társadalmi szervezet	No
Szervezettség	2	Ismeretterjesztés, sajtómunka	3		
Korrupció felszámolása	2	Kompenzáció	3		
A célok egységesítése	2	Politikamentes légkör	2		
Több természetvédelmi őr, területkezelő	1	Ipari tevékenység beszüntetése védett területen	2		
Kutatók bevonása a jogalkotásba, kezelésbe	1	Kommunikáció, együttműködés	2		
Kevesebb bürokrácia	1	Korrupciómentes légkör	1		
Állami tulajdonú területek arányának növelése	1				

Következtetések, javaslatok

Amennyiben a kérdőívekre adott válaszok reprezentatív mintát adnak, akkor levonhatjuk a következtetést, hogy a hazai természetvédelemben tevékenykedő csoportok közti kommunikáció és együttműködés még fejlesztendő. Az együttműködési szándékok bizonyos jellegét jelzik a kérdőívek visszaküldött arányai is, ez mindhárom csoportnál 15% körül van. Ugyanakkor érdemes megjegyezni, hogy a kutatói csoport szakmai kérdőívekre adott válaszainak aránya ennél 10%-kal magasabb (Standovár 2001). Kérdéses, hogy a maradék 85%-nyi címzett miért nem válaszolt, illetve hogy munkája során mennyire jelentős szerepet játszhat az együttműködés a többi csoporttal.

Összességében a válaszadók szerint az együttműködés hatékonysága mindhárom csoport között közepes-jó. A kérdőívek alapján mindhárom csoport számára megfogalmazhatók javaslatok a további munka sikerességének növelése érdekében.

A kutatói csoport a válaszok alapján szaktudásával lényeges szerepet képvisel a természetvédelemben. Szükséges ugyanakkor, hogy nagyobb figyelmet szenteljen a többi szférával való kapcsolattartásra és információáramlásra. Szaktudásával megalapozottan elősegítheti a másik két csoport működésének sikerességét, de ehhez gyakorlatiasabb szemléletre van szüksége. A kutatóknak támogatnia kellene azt a szükségszerű változást, ami a gyakorlati – esetleg nem a legmagasabb impakt faktorú lapban leközlhető, de hazai szinten alapvető fontosságú – kutatásokat ugyanolyan tudományos értékű munkaként tekintené, mint az alap- vagy az elméleti kutatásokat. A jelenlegi helyzetben nehezen találja meg a közös nevezőt a gyakorlati, konkrét javaslatokat váró hivatásos természetvédelmi szervezet és a vizsgálatokat végző kutató. Fontos megemlíteni, hogy több csoport részéről elhangzott a hosszú távú kutatások hiánya, amely egyszer a kutatókkal való együttműködés gyengeségeként, másszor a kutatók által említett hiányzó feltételként jelenik meg. A hosszú távú kutatások hiánya véleményünk szerint finanszírozási okokból áll fenn, a sok kutató által megfogalmazott jogos igény főként a tudománypolitika szándékaitól és hosszú távú megfontolásaitól függ. Ezeket a szándékokat a politikai akarat befolyásolja, így a kutatók részéről a politikai döntéshozók felé szükséges egy erőteljesebb fellépés a hosszú távú programok meghirdetése érdekében.

A természetvédelmi hatósággal való együttműködés során a bürokrácia nehezíti a munkát – ez a hatóság részéről is nehézségként jelentkezik. A hivatásos természetvédelem saját munkafeltételeinek romlását is tapasztalja a rengeteg bürokratikus teendők és az ezt elvégző emberek kapacitáshiánya miatt. A hivatásos természetvédelmi intézmények zöme az államigazgatáshoz tartozik, költségvetésüket az állami költségvetés határozza meg. Ez a rendszer nem biztosítja a fenn-

tartható és kiszámítható finanszírozást, ami nagyban rontja a hosszabb távú és így szakmailag megalapozottabb munka kialakítását. Mint személyes beszélgetések során, illetve a kérdőívekbe beleírt megjegyzések alapján kiderült, a kapacitáshiány miatt a szaktudással rendelkező dolgozók nagy része is bürokratikus teendőket végez ideje kisebb-nagyobb részében. Számos esetben pedig még pártpolitika és az aktuálpolitika is befolyásolhatja egyes szakmai kérdések elbírálását. A hivatalos természetvédelemmel való együttes munka általában a személyes ismeretségek alapján folyik, ami egyrészt egy pozitív jellemző, másrészt a hivatalos szinten való együttműködések – pl. egyetem és nemzeti park között – hiányát tükrözi.

A társadalmi szervezetek nagy kapacitást képviselnek önkénteseik, civil hátterük kapcsán, ami egy kiaknázandó lehetőség mindkét másik csoport számára. Ugyanakkor a társadalmi szervezetek felé igényként jelentkezik a nagyobb fokú szakmaiság és az objektivitás. A szervezetek tudatformálási tevékenységükben sokakhoz eljuthatnak, de lényeges, hogy a megfelelő szakismeretre alapozott álláspontot tükrözzék.

A fent említett igények és javaslatok kielégítése mindhárom réteg szándékán és energiáján múlik. Konkrét problémák megoldására összekovácsolódott csapatok kommunikációjára, a szakmai érvek hatékony felhasználására, és a nagyobb léptékű tudatformálásra, mindhárom csoport által elvégzendő munkára nagy szükség van a természetvédelemben.

Ugyanakkor a politikai vezetés és akarat, illetve a döntéshozók felelőssége is alapvető. A természetvédelem hatékonyságának növelésében alapvetően lényeges lenne a még hiányzó természetvédelmi rendeletek megalkotása. Lényeges a hosszú távú kutatások támogatása, és ilyen jellegű programok beindítása is, illetve a finanszírozás kiszámíthatóbbá tétele.

Irodalomjegyzék

Standovár, T. (2001): A természetvédelmi biológia helyzete Magyarországon egy országos felmérés alapján. – *Természetvédelmi Közlemények* 9: 5–14.

Co-operation in Hungarian nature conservation: the results of a nation-wide survey

B. Mihók & T. Standovár

Department of Plant Taxonomy & Ecology, L. Eötvös University

H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c, Hungary

E-mail: babar@mail.mata.vu.hu

Abstract: We surveyed the quality, strength and weakness of co-operation among the interested parties (nature conservation authorities, NGOs, scientists) involved in nature conservation by a questionnaire. In addition, we also collected information on how they assess the legal and financial environment of their conservation activities.

Each group assessed co-operation for moderate to good and expressed the need for improvement. For each group different strengths and weaknesses were listed by the members of the other two co-operating parties.

Almost all responses assessed the legal framework potentially good (modern act on nature conservation), but with limited efficiency in practical implementation. It was also unequivocally emphasised that nature conservation should be much better supported financially.

The answers concerning the most important factors that limit the efficiency of nature conservation included sufficient financial support, more efficient use of limited resources, improved public awareness, political will and widespread application of scientific approach in conservation activities.

Key words: nature conservation, co-operation

Magyarországi UTM kvadrátok térinformatikai adatbázisa a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesületnél

Szép Tibor és Nagy Károly*

Nyíregyházi Főiskola, Környezettudományi Tanszék
4400 Nyíregyháza, Sóstói út 31/b, E-mail: szept@zeus.nyf.hu

*Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület
Madármonitoring Központ, 4401 Nyíregyháza, Pf. 286, 4401
E-mail: nagykamme@freemail.hu

Összefoglaló: A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME) kialakította a Magyarország területén található, különböző méretű (1×1, 2,5×2,5, 10×10 km) UTM kvadrátok sarokpontjait földrajzi és EOVS koordinátákkal megadó térinformatikai adatbázist, amely alapján mód nyílik az UTM alapú nagyfelbontású munkatérképek készítéséhez és az UTM széleskörű felhasználásra. Az MME ingyenes bocsátja rendelkezésre a non-profit célú kutatók számára a kifejlesztett adatbázist a hazai természetvédelmi és ökológiai munkát segítő. Az 5×5 és 2,5×2,5 km UTM kvadrátok kódolása esetében két kódolási rendszer van alkalmazásban Magyarországon MME és KLTE, amelyek közötti különbségek miatt szükséges a kódolások feltüntetése.

Kulcsszavak: UTM, GIS, térképezés

Bevezetés

A különböző méretű UTM kvadrátok alkalmazása a vadon élő szervezetek előfordulásának vizsgálatában nagy jelentőséggel bír a természetvédelemben (Jalas & Suominen 1972). A Nyugat-Európában, mind a botanikai mind a zoológiai munkákban, széles körben használják az UTM alapú prezenciát-abszenciát, illetve az adott objektumok mennyiségi adatait nyilvántartó rendszereket (Heath & Perring 1975, Jalas & Suominen 1972), amelyhez jelentősen hozzájárul az is, hogy ezen országokban zömében mód van az Universal Transverse Mercator vetületben készült térképek és azokon a biológiai vizsgálatokban használt UTM kvadrátok pontos behatárolására.

Magyarországon a hetvenes évek óta folynak UTM alapú térképezési munkák (Dévai *et al.* 1997) azonban e munkákat nagyban hátráltatta az a probléma, hogy a terepi vizsgálatok számára megfelelő léptékű és pontos térképeken (1:100.000 – 1:10.000, Gauss-Krüger, illetve EOVS) a 10×10 km-es, illetve annál kisebb nagyságú UTM kvadrátok sarokkoordinátái nem álltak rendelkezésre és így azok megbízható pontosságú jelölésre nem volt mód.

A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME) a hetvenes évek vége óta végzi európai együttműködésben a hazai madárfajok előfordulásának feltérképezését, állomány nagyságok becslését és monitoringját (Báldi *et al.* 1997, Szép 2001), amely munkákban központi szereppel bír az UTM kvadrátok használata. Az MME az European Bird Census Council-al (EBCC, amely szervezet 1992-ben az International Bird Census Council, IBCC és az European Ornithological Atlas Committee, EOAC egyesülésével jött létre) együttműködésben 1978–1994 között Magyarországon végezte el és irányította a szemikvalitatív európai fészkelő madáratlasz (Hagemeyer & Blair 1997) munkálatait. E tevékenység során, ahol 50×50 km-es UTM kvadrátokban került felmérésre a fészkelő populáció előfordulása és nagysága, vált nyilvánvalóvá, hogy szükség van az akkor Magyarországon hozzáférhető, nagy léptékű európai UTM térképek után kézzel megrajzolt térképeknél megbízhatóbb és pontosabb térképekre. Sajnos a kilencvenes évek elejéig ilyen UTM térkép, illetve az adott UTM kvadrátok sarok koordinátáinak adatai nem álltak rendelkezésre Magyarországon.

MME UTM adatbázisának létrehozása

Az MME-ben keretében 1993-tól megindított országos Ritka és Telepesen fészkelő madarak Monitoringja (RTM) munkák számára, ahol a felmérőknek 2,5×2,5 km UTM négyzetekben kell a fészkelő állomány nagyságát felmérni (Szép 2001), szükségessé tette a pontos UTM térképek készítését és biztosítását a több száz terepi felmérő számára.

Az MME Madármonitoring Központjában, az MME saját szűkös forrásaira alapozva, Szalamonidesz Sándor geodétával közösen 1992–1993 során kifejlesztettünk egy olyan számítógépes programot, amely segítségével mód nyílt a különböző méretű UTM kvadrátok (10×10 km, 5×5 km, 2,5×2,5 km, 1×1 km) sarokpontjainak nagy pontosságú kiszámítására (max. ±10 m) a Magyarországon hozzáférhető, nagy felbontású térképeken alkalmazható koordináta rendszerekben (földrajzi koordináta, EOVS koordináta). Az így kialakított adatbázis alapján térinformatikai szoftverekkel pontos UTM munkatérképeket lehet készíteni mind a terepi felmérő és az elemző munkát nagyban segítve.

Az MME keretében 1992–1993 során elkészítettük a Magyarország teljes területét lefedő, 1:100 000 léptékű munkatérképeket, amelyek alapján hazánkban először tudta több száz terepi megfigyelő egy országos léptékű monitoring vizsgálatot, Ritka és Telepesen fészkelő madarak Monitoringját (RTM) megkezdeni a 2,5×2,5 km-es UTM kvadrátokban. 1994-től, a Nyíregyházi Főiskola Környezet-tudományi Tanszékével közösen, az elkészített UTM adatbázis alapján térinfor-

matikai alapú (GIS) felhasználást kezdtünk meg, amely révén a terepi munkák során jól alkalmazható, nagyfelbontású geo-, illetve EOY koordinátájú munkatérképek készítésére nyílik mód.

Az MME keretében 1992–1993-ben elkészített UTM rácsozatú munkatérképek az első, nagy pontosságú és az ország valamennyi területén használható térképeket biztosították és biztosítják nemcsak a madarakat, hanem számos más élőlénycsoportot (kétélű, hüllő, denevér stb.) vizsgáló, napjainkra közel ezer hivatásos és önkéntes amatőr megfigyelő számára. A Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer (NBmR) fejlesztése munkái (Horváth *et al.* 1997) során az MME által elkészített UTM rendszerét vette át a fejlesztő konzorcium.

UTM kvadrátok kódolása

Az MME, az által kialakított UTM kvadrát adatbázisban a különböző méretű kvadrátok elnevezésében, a széleskörű nemzetközi együttműködést biztosítva, követte az európai vadonélő élőlényfajok térképezésében mérőldkövet jelentő EBCC madáratlaszban alkalmazott nevezéktan (Hagemeijer & Blair 1997), amely madáratlasz kialakítása során az Atlas Florae Europaeae (Jalas & Suominen 1972) ajánlásait vették alapul. Az NBmR egyeztetési munkái során, 1996-ban derült fény arra, hogy az UTM kvadrátok negyedelésével kapott 5×5 km-es és 2,5×2,5 km-es UTM kvadrátok elnevezésében eltérés mutatkozik az MME által kifejlesztett UTM kvadrát adatbázis és a Dévai György által a Debreceni Egyetemen (az egyetemi integráció előtt KLTE) kidolgozott (Dévai *et al.* 1997) adatbázis között (1–2. ábra). Az eltérés feltárásakor a két fejlesztőcsoport arra a megállapodásra jutott, hogy az UTM kvadrátok elnevezésekor az azt alkalmazóknak jelezni-e kell, hogy MME vagy KLTE kódolást alkalmaznak-e. A döntés háttérében az állt, hogy bizonytalanak látszik az, hogy van-e egyértelmű nemzetközi ajánlás ezen típusú kvadrátok nevezéktanát illetően. Dévai Györgynek és munkatársainak elvitathatatlan érdemei vannak az UTM kvadrátok hazai alkalmazásában és időben elsőként ő tett javaslatot a kvadrátok hazai nevezéktanára (Dévai *et al.* 1997). Ugyanakkor az MME-nek a megelőző és a megállapodást követő széleskörű nemzetközi madártani együttműködésében követnie kellett és kell az e területen meglévő nemzetközi gyakorlatot és ugyanakkor több száz megfigyelője már évek óta alkalmazta a jelentős költséggel elkészített nagyszámú munkatérképeket, amelyek lényegében az egyetlen nagyfelbontású, pontos és az egész országot lefedő UTM kvadrátokat ábrázoló munkatérképek voltak 1996-ban és napjainkban egyaránt.

A két kódolási mód jelzésének elmulasztása jelentős félreérthetőségre adhat okot az 5×5 km UTM kvadrátok esetében a B és C kódú és a 2,5×2,5 km UTM kvadrátok esetében a 2 és 3 kódú kvadrátoknál, amelyek más négyzetre mutatnak

az MME illetve a KLTE kódolástól függően (1–2. ábra). A 10×10 km és 1×1 km nagyságú UTM kvadrátok esetében nincs különbség a két kódolás között.

Az UTM kvadrát adatbázis felhasználhatósága

Az Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Monitoring Bizottsága 2000 őszén úgy döntött, hogy a hazai természetvédelmi terepi felmérő és érté-

A	C
B	D

a

pl.:

<i>EU14A</i>	<i>EU14C</i>
<i>EU14B</i>	<i>EU14D</i>

1	3
2	4

b

pl.:

<i>EU14B1</i>	<i>EU14B3</i>
<i>EU14B2</i>	<i>EU14B4</i>

1. ábra. Az MME által alkalmazott MME UTM kvadrát kódolás. a) a 10×10 km-es UTM kvadrátok negyedelése során 5×5 km-es UTM kvadrátok elnevezéséhez. A kiemelt 5×5 km UTM kvadrát kódja: pl. EU14B, ahol EU14 az adott 10×10 km UTM kvadrátot jelöli. b) az 5×5 km-es UTM kvadrátok negyedelése során a 2,5×2,5 km-es UTM kvadrátok elnevezéséhez. A kiemelt 2,5×2,5 km UTM kvadrát kódja: pl. EU14B2, ahol EU14B az adott 5×5 km UTM kvadrátot jelöli.

kelő munkát elősegítendő, lemondva a saját limitált forrásaiból finanszírozott fejlesztőmunka költségeinek térítési igényéről, ingyenesen hozzáférhetővé teszi minden non-profit célú kutatás és alkalmazás számára az általa kifejlesztett UTM kvadrát adatbázist.

Az MME UTM adatbázis tartalmazza valamennyi hazánk területét érintő 10×10 km-es, 2,5×2,5 km-es, illetve 1×1 km-es UTM kvadrát nevét (MME kódolás),

A	B
C	D

a

pl.:

<i>EU14A</i>	<i>EU14B</i>
<i>EU14C</i>	<i>EU14D</i>

1	2
3	4

b

pl.:

<i>EU14C1</i>	<i>EU14C2</i>
<i>EU14C3</i>	<i>EU14C4</i>

2. ábra. A Dévai *et al* (1997) által alkalmazott KLTE UTM kvadrát kódolás. a) a 10×10 km-es UTM kvadrátok negyedelése során 5×5 km-es UTM kvadrátok elnevezéséhez. A satírozott 5×5 km UTM kvadrát kódja: pl. EU14C, ahol EU14 az adott 10×10 km UTM kvadrátot jelöli. b) az 5×5 km-es UTM kvadrátok negyedelése során a 2,5×2,5 km-es UTM kvadrátok elnevezéséhez. A satírozott 2,5×2,5 km UTM kvadrát kódja: pl. EU14C3, ahol EU14C az adott 5×5 km UTM kvadrátot jelöli.

sarokpontjainak földrajzi (geo) és EOVS koordinátáit ASCII formátumú (*.txt, valamint GIS alkalmazások számára MapInfo Intery Format (*.mif, *.mid) fájlokban. Az MME Monitoring Központja a felmerülő anyagköltségek biztosítása mellett segítséget nyújt UTM kvadrátokat ábrázoló munkatérképek kialakításában.

Az MME UTM adatbázisát az MME Monitoring Központjával való egyeztetés után lehet beszerezni az alábbi címen (MME Monitoring Központ, Nyíregyháza 1, Pf. 286, 4401, Tel: (42) 433 544, e-mail: nagykamme@freemail.hu).

*

Köszönetnyilvánítás – Ezúton mondunk köszönetet Szalamonidesz Sándornak a vetületi rendszerek közötti átszámításban nyújtott nélkülözhetetlen segítségért és együttműködésért a fejlesztések minden fázisában.

Irodalom

- Báldi A., Moskát Cs. & Szép T. (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer IX. Madarak.* – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Dévai Gy., Miskolczy M. & Tóth S. (1997): Egyesítési javaslat a névhasználatra és az UTM rendszerű kódolásra a biotikai adatok lelőhelyeinél. – *Acta Biol. Debr. Suppl. Oecol. Hung.* **8**: 13–42.
- Jalas, J. & Suominen, J. (1972): *Atlas Florae Europaeae.* – Committe for Mapping the Flora of Europe, Helsinki.
- Hagemeijer, W. J. & Blair, M. J. (1997): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance.* – T & A D Poyser, London.
- Heath, J. & Perring, F. (1975): Biological recording in Europe. – *Endeavour* **34**: 103–108.
- Horváth F., Rapcsák T. és Szilágyi G. (szerk.) (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer I. Informatikai alapozás.* – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Szép T. (2001): *A madármonitorozás új módszerei és lehetőségei.* – MME Tudományos Ülése, Budapest. [in press]

GIS database of the Hungarian UTM quadrat developed by the Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society, MME/BirdLife Hungary

Szép, T. & Nagy, K.

Department of Environmental Sciences, College of Nyíregyháza
H-4400 Nyíregyháza, Sóstói út 31/b
E-mail: szept@zeus.nyf.hu

*Bird Monitoring Centre, Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society
(MME/Birdlife Hungary), H-4401 Nyíregyháza, Pf. 286, Hungary
E-mail: nagykamme@freemail.hu

The Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society, MME/BirdLife Hungary, developed the GIS database of varying size (1×1, 2.5×2.5, 10×10 km) UTM quadrates cover Hungar-

ian territory. The database contains the coordinates of the quadrates in geocoordinates and in the Hungarian National coordinate system (EOV). The new database allow to produce high resolution working maps with UTM quadrates which was not possible before. The MME/BirdLife Hungary provides this database freely for all non-profit researches for help in the conservation and ecological researches in Hungary. There are two system in Hungary for coding 5×5 and 2.5×2.5 km UTM squares (MME, KLTE) which makes important to indicate the coding system by which the UTM squares were coded.

Keywords: UTM, GIS, mapping

A magbank ökológia alapjai IV. Magbank típus rendszerek

Csontos Péter

*MTA-ELTE, Ökológiai és Elméleti Biológiai Kutatócsoport
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c
E-mail: cspeter@ludens.elte.hu*

Összefoglaló: A közlemény a magbank típusok rendszerbe foglalására tett nyolcféle kísérletet elemzi. Ennek alapján kulcsfontosságúnak mondható az egy évnél rövidebb, illetve hosszabb (tranzienst és perzisztens) típus szétválasztása. Emellett leggyakoribb a dormancia típus figyelembevétele a tipizálásnál. Az ismert tipizálások közül Thompson és Grime négykategóriás, valamint a Thompson által kidolgozott háromkategóriás rendszer vált leginkább népszerűvé. A természetvédelmi feladatok megoldásához, ahol az időbeli túlélő képesség kapja a legnagyobb hangsúlyt, a két rendszer közül is általában az utóbbit ajánlják, mert három kategóriájával (tranzienst, rövid távú- és hosszú távú perzisztens) lehetővé teszi a kérdéses flóra fajainak gyors besorolását.

Kulcsszavak: dormancia típus, magbank típusok, perzisztens magbank, szemle, tranzienst magbank

Bevezetés

A természetes magbank – amelynek definícióit és kutatási módszereit korábban részletesen tárgyaltuk (Csontos 1997, 2000) – a növényökológián belül leginkább a természetvédelmi és regenerációs ökológiai kérdések kapcsán kerül előtérbe. A természetvédelem számára fontos információt jelent a védett növényfajok magbank típusának ismerete. Ha egy faj magbankja tranzienst (azaz a magvak életképessége 1 évnél rövidebb), akkor ez egyrészt a faj nagyobb veszélyeztetettségét jelenti, másrészt tudnunk kell, hogy ilyen esetekben a populáció lokális megsemmisülése után csak új kolonizáció révén számíthatunk a faj ismételt megjelenésére. Szemben a tranzienst magbankkal a perzisztens magbank (a túlélő képességével arányos mértékben) nagyobb stabilitást biztosíthat a populációk számára.

A restaurációs ökológia működési területén gyakran szintén a magbank jelenti a növényközösség legkönnyebben megóvható komponensét, amely a restaurációs munkálatokban jól felhasználható. Így például fontos tudnunk, hogy egy több évig tartó nagyberuházás esetén, ahol az értékes feltalajt az építkezés ideje alatt tárolják (azért, hogy annak végeztével visszateríthessék) a tárolási idő hogyan

hat a magbank faji és mennyiségi összetételére (Dickie *et al.* 1988). Nyilvánvaló, hogy ennek megítéléséhez a fajok magbank típusának ismerete elengedhetetlen.

Egy harmadik szempont lehet a vegetáció gyomoktól és tájjidegen invazív fajoktól való fenyegetettségének előrejelzése magbank vizsgálat útján. Ugyanis a gyomok és özönlő fajok magvai gyakran akkor is megtalálhatók a talajban, ha kifejlett állományaik, vagy egyedeik nem fordulnak elő a környéken. Jó példát szolgáltat erre a budai-hegységi Nagy-Szénás csoport feketefenyveseiben elvégzett magbank vizsgálat (Csontos *et al.* 1996). Ezekben az idős feketefenyvesekben az eredeti dolomitnövényzet fajai csak egészen kis számban kerültek elő a magbankból, viszont mellettük több gyomnövény, köztük a tájjidegen betyárkóró magbankja is kimutatható volt. Az ilyen fenyvesek leégését követően e területek valóban elgyomosodtak (Tamás 1997), és a betyárkóró vált a szukcesszió kezdeti szakaszának főszereplőjévé (Tamás 2000).

A fent említettek rámutattak arra, hogy a fajok és növényközösségek magbank típusainak ismerete számos természetvédelmi probléma esetében közelebb vihet bennünket a megoldáshoz. A magbank kutatók azonban, miután az adatfelhalmozó szakaszban már eléggé előrehaladtak, hozzáláttak az ismeretek rendszerbe foglalásához, aminek eredményeként napjainkig számos magbank típus rendszer került publikálásra. Ezért szükségessé vált e rendszerek kritikai áttekintése, ami az alábbiakban időrendi sorrendet követve kerül tárgyalásra.

A tipizálási rendszerek ismertetése

A legkorábbi magbank tipizálás, amit sikerült felkutatnom Schafer és Chilcote nevéhez fűződik, és a szerzők 1969-ben közölték. A talaj magbankját (valójában minden ott található magot) négy általános csoportra bontják. (1) Az első csoportot azok a magvak alkotják, amelyek exogén (azaz a külső környezetből eredő) ok miatt nyugalmi állapotban vannak (ezt az állapotot másodlagos magnyugalomnak is szokták nevezni). Az idetartozó magvak, ha biztosítanánk számukra az ideális feltételeket, akkor csírázásnak indulnának. (2) Az endogén okokra visszavezethetően dormans magvak alkotják a második csoportot. Ezek a magvak rendszerint még ideális körülmények biztosítása mellett sem csíráznak (ún. elsődleges magnyugalom állapotát mutatják). Az ilyen típusú magnyugalomért felelős leggyakoribb okok lehetnek az embrió éretlensége, a maghéj mechanikai ellenállása (amely gátolja a vízfelvételt vagy a gázcserét) és az endogén anyagcseregátlók jelenléte (Szabó 1980). (3) A harmadik csoportot az adott helyzetben csírázó magvak alkotják, míg a negyedikbe (4) a talajban található életképtelen magvak tartoznak.

Látható, hogy Schafer és Chilcote csoportosításukat elsősorban a magnyugalom típusaira alapozták és így rendszerüket inkább mondhatjuk fiziológiainak, mint ökológiainak. A modern magbankökológia megközelítési módjától szintén eltérnek abban, hogy az életképtelen magvakat is bevonják a felosztásba. Feltehetőleg e két ok következtében ez a csoportosítási rendszer a későbbiekben nem nyert széles körben alkalmazást a magbankökológiai irodalomban.

Éppen egy évtized múltán találkozunk az első immár ökológiai szemléletű magbank tipizálási rendszerrel. Thompson és Grime (1979) változatos élőhelytípusok magbankját megvizsgáló extenzív tanulmányuk eredményeire alapozva négy magbank típust különböztettek meg. Rendszerük – bár ezt ők kevésbé hangsúlyozzák – hierarchikus, ahol a 2 fő csoportot a tranziens és perzisztens bifurkáció eredményezi. Tranziensnek tekintik a magbankot akkor, ha az elhullott magvak 1 évnél rövidebb ideig maradnak életképesek (ez idő alatt vagy kicsíráznak, vagy elhalnak). Ilyenkor a faj magbankját azonos évben keletkezett magok alkotják, azaz a magbankgenerációk átfedésmentesek. A perzisztens magbank esetében a magvak egy része egy évnél tovább is elfekszik a talajban. Felső határt nem szabnak, tehát a 2 évig, ill. 100 évig életképesen elfekvő magvú fajokat egyaránt a perzisztens magbank viselkedés kategóriájába sorolják.

A tranziens típuson belül további két csoportot különböztetnek meg:

- 1) A tárgyévi magszórást követően a magvak ősszel kicsíráznak, tehát a faj magbankja csak néhány hónapig van jelen a talajban.
- 2) A tárgyévi magtermés a télen át elfekszik, és csak a következő év tavaszán csírázik ki. A magbank több évszakon át is megtalálható a talajban, de jelenléte az egy teljes évet nem érheti el.

A perzisztens típust – bár más megközelítés szerint – szintén két csoportra osztják:

- 3) A faj magtermésének csupán kis hányada áll elfekvésre képes magvából, a nagyobb rész egy éven belül kicsírázik. A magbank mennyisége az év során jelentős ingadozást mutat.
- 4) A magtermés döntő hányada évről évre a perzisztens magbank részévé válik, amely így igen jelentős méretű is lehet, s az év során mennyiségi ingadozást alig mutat.

Belátható, hogy a harmadik és a negyedik típus között átmeneti sorozat áll fenn, a kitüntetett kategóriák csak a kontinuum szélső állapotai. Thompson és Grime rendszere igen hamar népszerű lett, a cikkben közölt ábrájukat számos kézikönyv és „review” átvette (Fenner 1985, Leck *et al.* 1989, Roberts 1981), és ma is ez a legtöbbit idézett tipizálási rendszer.

Két évvel később Grime megkísérelte a fenti rendszert tovább finomítani. Az első típust négy, a harmadikat két altípusra bontotta (a 2. és 4. típust változatlanul

megtartotta), és nagyobb hangsúlyt adott a dormancia formájának. E téren egy esetben odáig is elment, hogy két, a látható jelenség szintjén azonos csírázási képet mutató esetet azért különböztetett meg, mert az egyiknél a csírázás késlekedésének oka elsődleges magnyugalom, míg a másiknál kiváltott (másodlagos) magnyugalom volt (Grime 1981). Kétségtelen, hogy Grime rendszerét ígéretes volna használnunk, ha a vadon élő fajok döntő többségének ismernénk már minden dormancia sajátosságát. Valószínűleg ebbeli tudatlanságunkkal magyarázható, hogy Grime rendszere feledésbe merült.

A japán ökológusokra az utóbbi évtizedekben különösen jellemző az, hogy élénken reagálnak az európai eredményekre. Thomson és Grime (1979) magbank tipizálására is felfigyeltek, s arra alapozva Nakagoshi (1985) saját rendszert dolgozott ki. A Thompson–Grime-féle két tranziens kategóriát összevonta, míg a kétféle perzisztens kategóriát megtartotta, s ezt a három típust kombinálta három fő életforma kategóriával (lágyszárú, cserje és fa). Ez kilenc típust eredményezett, amihez mindhárom életformánál felvett egy negyedik lehetőséget, amikor is „magprodukciónál általában nincs”.

Összesen tehát 12 típussal dolgozott, amelyek közül hármat az általa végzett vizsgálatokban üres halmaznak talált (Nakagoshi 1985). Tágabb florisztikai körben azonban ez a három kategória sem feltétlenül üres; így a perzisztens magbankú – fa életformájú típusba például beosztható a *Robinia pseudo-acacia* L. (Toole és Brown 1946).

Nakagoshi rendszerének előnyös vonása az, hogy a kategóriák számának növelése ellenére a fajok besorolhatósága nem válik nehezzé, továbbra sem igényel különleges ismereteket (ellentétben pl. Grime bővítési kísérletével, amely minden fajról részletes csírázásélettani vizsgálatokat kíván meg). Mindazonáltal Nakagoshi rendszerének is vannak gyengeségei. Mindenképpen elhibázottnak kell tekintenünk, hogy a Thompson–Grime-féle perzisztens („persistent”) típust permanens („permanent”) névvel jelöli, noha pontosan ugyanarról a jelenségről ír, idézi is Thompson és Grime 1979-es cikkét, és az általa közölt ábrán is világosan felismerhető, hogy azt a Thompson–Grime-féle cikk ábrája ihlette. Akár szándékos volt az átkeresztelés, akár véletlen elírás történt, ezzel egy máig fel-felbukkanó nevezéktani zavar keletkezett.

Másrészt azon is érdemes elgondolkodni, hogy a kategorizálás 2. szempontjával választott, három osztályra redukált életformaspektrumnál van-e hatékonyabb tipizálást nyújtó tulajdonság? Felvethető például monokarp évelő, polikarp évelő és therofiton hármas. De, ha maradunk a leginkább megszokott életformáknál, akkor szerencsésebbnek tűnik a teljes Raunkiaer-féle rendszer alkalmazása, hiszen hova tennénk Nakagoshi rendszerében egy törpecserjét, vagy a borostyánt?

A magbanknak a populációk életében betöltött szerepével az életformáknál szorosabban összekapcsolhatónak tűnik a bolygatásokra adott válasz figyelembevétele, amit Grubb (1988) tárgyal.

A környezeti hatás („disturbance”) és az ehhez kapcsolódó magbank-aktiválódás („recruitment”) módja szerint három típust sorol fel.

1) A bolygatásra gyorsan és szinte maradéktalanul reagáló magbankkal rendelkező fajok („disturbance-broken” típus). Idetartoznak a széltörés okozta lékekben elsőként megjelenő természetes pionírok, vagy a gyepek felszakított foltjait elfoglaló, többnyire rövid életű növények. A tűz által befolyásolt vegetációtípusok számos faja szintén ide sorolható.

2) Magbankjuk bizonyos hányadát még kedvező körülmények között is visszatartó fajok („risk-spreading” típus). Különösen olyan fajok esetében van jelentősége, ahol a csírázást követő, de még juvenilis stádiumban bizonyos években nagy, esetleg teljes lehet a mortalitás. A csírázás elhúzódását és így a kockázat szétterítését néhány egymást követő évre leggyakrabban a belső „innate” magnyugalom (Harper 1977) valamely típusa biztosítja.

3) A magvak a környezetükből érkező speciális jelre várnak, amely a megfelelő időjárási helyzet beálltát mutatja („weather-dependent” típus). Félsviatagokban, ahol ez a típus igen gyakori, a jel a talaj átnedvesedése. Ezt a típust Grubb csak megemlíti, részletes elemzésére (szemben az előző két típussal) nem tér ki.

Érdekes, de valószínűleg csak az általa vizsgált trópusi vegetációra alkalmazható ötkategóriás csoportosítást javasol Garwood (1989). A mérsékelt övre kidolgozott, 1 évnél rövidebb életképességgel definiált tranziens kategória helyett Garwood sajátos típusokat vezet be:

1) Tranziens. Rövid ideig életképes magvú, azonnal csírázó fajok tartoznak ide.

2) Szezonális-tranziens. A magvak rendelkeznek dormanciával, de ezt az állapotot csak rövid ideig mutatják. Elfekvésük a talajban mindig rövidebb egy évnél.

3) Pseudo-perzisztens. Ezt a csak trópusi viszonyok között elképzelhető típust valójában olyan tranziens magbankú fajok képviselik, amelyek a szakadatlan magérlelés és magszórás következtében látszólag perzisztens magbankot tartanak fenn.

Az említett 3 tranziens kategória mellett késleltetett tranziens („delayed-transient”) néven még egy negyediket is tárgyal, de az a véleményem, hogy ebben az esetben már célszerűbb volna a rövidtávú perzisztens elnevezés. Garwood leírása szerint ide a késleltetett és emellett gyakran aszinkron csírázású fajok tartoznak, és a magvak egy része 1-2 éven át is a talajban várakozhat. Garwood ötödik típusként a hagyományos értelemben vett perzisztens kategóriát jelöli meg, ahol a magvak hosszú életűek, többféle dormanciát mutathatnak és évekig elfekhetnek.

1. táblázat. Az ismert magbank típus rendszerek legfontosabb jellemzői*.

Referencia	Kategóriák száma	Időbeli túlélésen alapuló kategóriák	A magvak domanciáján és csírázási sajátságain alapuló kategóriák	További szempontok	A rendszer alkalmazási köre	Megjegyzés
Schafer & Chilcote 1969	4	–	3	a negyedik kategóriát az életképtelen magvak alkotják	mezőgazdasági területek	–
Thompson & Grime 1979	4	2 T és P	2, a T csoporton belül	a magbank szezonális ingadozásának és teljes mennyiségének aránya (a P csoporton belül)	mérsékelt égvöi vegetáció	hierarchikus rendszer; az elsődleges felosztás az időbeli túlélésen alapul
Grime 1981	8	2 T és P	5, a T csoporton belül; 2, a P csoporton belül	a magbank szezonális ingadozásának és teljes mennyiségének aránya (a P csoporton belül)	mérsékelt égvöi vegetáció	hierarchikus rendszer; az elsődleges felosztás az időbeli túlélésen alapul
Nakagoshi 1985	12 (3*3+3)	2 T és P	–	a magbank szezonális ingadozásának és teljes mennyiségének aránya (a P csoporton belül); minden típust életforma szerint 3 csoportra bont	eddig csak esettanulmányoknál alkalmazták Japánban	életformánként 1–1 kategóriát fenntart a magot általában nem érlelő fajoknak
Grubb 1988	3	–	3 „disturbance-broken”, „risk spreading”, „weather-dependent”	–	általánosan alkalmazható	a dormancia és a csírázási sajátságok itt a környezeti hatás felől értelmezettek

1. táblázat (folytatás)

Referencia	Kategóriák száma	Időbeli túlélésén alapuló kategóriák	A magvak domanciáján és csírázási sajátságain alapuló kategóriák	További szempontok	A rendszer alkalmazási köre	Megjegyzés
Garwood 1989	5	3 T, RP és HP	2, a T csoporton belül	„Pseudo-persistent”; látszólag P a folyamatos termésérés miatt	esőerdők és más egyenlítői éghajlat alatti vegetáció	az RP kategóriát Garwood „delayed-transient”-nek nevezi
Thompson 1993	3	3 T, RP és HP	–	–	mérsékelt égövi vegetációhoz készült, de általánosan alkalmazható	Bakker javaslatait is felöleli

Rövidítések: T = tranzienst, P = perzisztens, RP = rövidtávú perzisztens, HP = hosszútávú perzisztens.

* Bakker (1989) javaslatait Thompson 1993-as rendszere tartalmazza.

E felosztás arányaiból is érződik, hogy az egyenlítői éghajlati viszonyok között (a vegetáció nyugalmi időszakának hiányában) inkább a tranzienstípusok dominálnak. A perzisztenciára vonatkozóan közölt adatok (a legmagasabb értékek 10–14 év körül mozognak) azt jelzik, hogy a száraz évszak nélküli trópusi viszonyok között valószínűleg ritka az olyan extrém hosszú perzisztencia, mint ami például egyes mérsékelt övi *Verbascum*-okat jellemez, amelyekre vonatkozóan 100 évnél hosszabb életképességről is ismerünk adatokat (Kivilaan és Bandurski 1981, Csontos 1996).

A Thompson–Grime-féle rendszerre támaszkodó újabb tipizálások – így például Nakagoshi vagy Garwood részéről – nem jelentettek komolyabb kihívást az 1979-ben közölt „alaprendszerrel” szemben, mivel egyrészt nem egyetemes típusrendszerként jelentkeztek (hanem inkább csak a szerzőik által kutatott vegetációegység magbank dinamikájának megragadására szolgáltak), másrészt soha nem támadták Thompson és Grime rendszerét.

1989-ben azonban jön Bakker, aki nagy mennyiségű saját eredményre támaszkodva megkísérli az újítást. Gyepgazdálkodási vizsgálatai során ugyanis Bakker felfigyelt arra, hogy a Thompson és Grime (1979) szerint perzisztens magbankúnak tekintendő fajok (tehát amelyek magvai egész évben kimutathatók a talajból) két csoportra oszthatók.

Az egyik csoportba – ezt a legtipikusabb képviselőről Bakker „*Bellis perennis* L. csoport”-nak nevezi – azok a fajok tartoznak, ahol a talaj felső 2 centiméterében több mag található, mint az azonos térfogatú, de mélyebben fekvő talajzónákban. Közös jellemzője még e csoport fajainak, hogy jól fejlett magbankkal csak akkor rendelkeznek, ha az adott terület lábön álló növényzetében is jelen vannak. Ha e fajok populációit herbicid kezeléssel eltüntetjük, akkor néhány éven belül a magbankjuk is eltűnik a területről.

A másik – a *Sagina procumbens* L.-ről elnevezett – csoportot olyan fajok alkotják, amelyeknek viszonylag kevés magja mutatható ki a talaj felső 2 cm-es zónájából, viszont a mélyebb rétegekben jól fejlett magbankkal rendelkeznek. A *Sagina* csoport fajaira az is jellemző, hogy magbankjuk akkor is kimutatható a talajból, ha az adott terület lábön álló növényzetében évek óta nem fordultak elő példányaik.

Bakker hangsúlyozza, hogy a fenti két csoport populációdinamikai képességei eltérőek, és jelentőségük a rehabilitációs ökológiában nem egyenértékű. A *Bellis perennis* típusú magbank elnevezésére a perzisztens („persistent”), míg a *Sagina* típusú, jóval hosszabb életű magbank jelölésére a permanens („permanent”) kifejezést javasolja (Bakker 1989). Természetesen a rehabilitációs ökológiában az utóbbit tekinti kulcsfontosságúnak.

Noha Bakker lényeges szempontot vett észre, ötletét mégsem dolgozta ki eléggé ahhoz, hogy abból önálló rendszer szülessen. Az újragondolt perzisztens kategóriákat ugyanis nem helyezte el egy teljes rendszerben, mivel nem tisztázta a tranziens kategóriákat. Így ezt a munkát Thompson (1993) végezte el oly módon, hogy összevonta a korábban Grime-mal együtt definiált két tranziens kategóriát. Indoklásként pedig azt írta, hogy az 1-es és 2-es tranziens típus elkülönítéséhez többnyire hiányoznak a fajok szezonális dinamikájára vonatkozó adatok, és ennek a két típusnak a regenerációs ökológia gyakorlati vonatkozásában – ahol a túlélőképesség időtartama a lényeges – amúgy sincs jelentősége.

Bakker javaslatának másik gyenge pontja a terminológia esetlensége. Nem tudhatjuk, hogy ismerte-e Nakagoshi (1985) dolgozatát, vagy attól függetlenül vezette be a permanens magbank fogalmát, mindenesetre nem szerencsés a két igen hasonló hangzású szó („persistent” és „permanent”) együttes használata, ráadásul az utóbbi szemantikailag is kifogásolható, mivel szinonimájaként leginkább az „everlasting” adódik, ami szigorúan véve semmiféle magbank esetében sem lehet igaz. Ezért Thompson új, sokkal célszerűbb neveket adott a bakker-i kategóriáknak.

Az ily módon átformált új, háromkategóriás magbank típus rendszer az alábbi formában került közlésre:

- 1) Tranziens („Transient”) – a magvak maximum 1 évig maradnak életképesek.
- 2) Rövidtávú perzisztens („short term persistent”) – az életképesség 1 évnél tovább, de legfeljebb 5 évig tarthat.
- 3) Hosszútávú perzisztens („long term persistent”) – az életképesség 5 évnél tovább is megmarad (Thompson 1993).

Ha ránézünk erre a rendszerre, akkor valóban úgy érezhetjük, hogy Bakker csak az ötletet adta, de a kidolgozás Thompson érdeme. Ez olyan jól sikerült, hogy később a „klasszikus” Thompson–Grime-féle rendszer mellett, a Bakker-rel és Bekker-rel írt társszerzős könyvükben is a Thompson-féle új rendszer kapott helyet (Thompson *et al.* 1996).

Következtetések

Jelen közlemény a magbank típusok rendszerbe foglalására tett kísérleteket tárgyalja. Nyolcféle rendszer megvizsgálása alapján elmondható, hogy a tipizálás legfontosabb szempontját a magbank időbeni túlélő képessége jelenti (1. táblázat). E tekintetben kulcsfontosságúnak számít az 1 évnél rövidebb (tranziens), ill. hosszabb (perzisztens) típusok elkülönítése.

Az időtengelyen történő tagolás mellett leggyakrabban a dormancia típus figyelembevételével találkozhatunk.

Az eddig publikált rendszerek közül – legalábbis a mérsékelt égövre vonatkozóan – Thompson és Grime négykategóriás, valamint a Bakker-féle javaslat alapján Thompson által kidolgozott háromkategóriás rendszer tűnik a leginkább használhatónak.

Thompson és Grime rendszere két tranziens és két perzisztens típust különböztet meg: a tranziens típust a dormancia jellege alapján, a perzisztens típust pedig a magbank mennyisége alapján osztja további kategóriákra.

Thompson új, háromkategóriás rendszere már csak az időtengelyt veszi tekintetbe, így egyetlen tranziens típust tartalmaz. A perzisztens típus esetében az 1 évnél hosszabb, de 5 évnél rövidebb túlélő képességű magbankot rövidtávú perzisztensnek, az ennél hosszabb életképességűeket hosszútávú perzisztensnek tekinti.

A természetvédelmi feladatok megoldásához általában az utóbbi rendszert ajánlják, mert ilyen esetekben többnyire valóban csak az időbeli túlélő képességnek van igazi jelentősége. Emellett, egyszerűsége folytán leginkább ez a rendszer alkalmas nagyszámú faj gyors besorolására.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozom Ken Thompson sheffieldi kutatónak, aki konzultációink során számos tanáccsal, útmutatással segítette a szakirodalom feldolgozását. Andreas Sendtko (Freiburg) és Colin Legg (Edinburgh) nálunk elérhetetlen közlemények felkutatásával és elküldésével, Tamás Júlia a kézirat gondos átolvasásával nyújtott hathatós segítséget. Jobbító észrevételeikért szintén köszönet illeti a kézirat két lektorát. Punka Hedvig laboránsnak megköszönöm a munka során nyújtott közreműködését. Jelen szemle a szerzőnek nyújtott Bolyai János Kutatási Ösztöndíj és az OTKA (no. T025350) támogatásával készült.

Irodalomjegyzék

- Bakker, J. P. (1989): *Nature management by grazing and cutting*. – Kluwer Academic Publ., Dordrecht, 400 pp.
- Csontos, P. (1996): Seed bank behaviour of *Verbascum* L. species. – *Studia Bot. Hung.* **27–28**: 117–121.
- Csontos, P. (1997): A magbank-ökológia alapjai: definíciók és mintavételi kérdések. – *Természetvéd. Közlem.* **5–6**: 17–26.
- Csontos, P. (2000): A magbank-ökológia alapjai II. A talajminták feldolgozásának módszerei és alkalmazhatóságuk összehasonlító elemzése. – *Acta Agr. Óváriensis* **42**(1): 133–150.
- Csontos, P., Horánszky, A., Kalapos, T. & Lőkös, L. (1996): Seed bank of *Pinus nigra* plantations in dolomite rock grassland habitats, and its implications for restoring grassland vegetation. – *Annls hist.-nat. Mus. natn. hung.* **88**: 69–77.

- Dickie, J. B., Gajjar, K. H., Birch, P. & Harris, A. (1988): The survival of viable seeds in stored top-soil from opencast coal workings and its implications for site restoration. – *Biol. Conserv.* **43**: 257–265.
- Fenner, M. (1985): *Seed ecology*. – Chapman and Hall, London.
- Garwood, N. C. (1989): Tropical soil seed banks: a review. – In: Leck, M. A., Parker, V. T. & Simpson, R. L. (eds): *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, San Diego, pp. 149–209.
- Grime, J. P. (1981): The role of seed dormancy in vegetation dynamics. – *Ann. Appl. Biol.* **98**: 555–558.
- Grubb, P. J. (1988): The uncoupling of disturbance and recruitment, two kinds of seed bank, and persistence of plant populations at the regional and local scales. – *Ann. Zool. Fennici* **25**: 23–36.
- Harper, J. L. (1977): *Population biology of plants*. – Academic Press, London.
- Kivilaan, A. & Bandurski, R. S. (1981): The one hundred-year period for Dr. Beal's seed viability experiment. – *Am. J. Bot.* **68**: 1290–1292.
- Leck, M. A., Parker, V. T. & Simpson, R. L. (1989): *Ecology of soil seed banks*. – Academic Press, San Diego.
- Nakagoshi, N. (1985): Buried viable seeds in temperate forests. – In: White, J. (ed.): *The population structure of vegetation*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, pp. 551–570.
- Roberts, H. A. (1981): Seed banks in soils. – *Adv. in Applied Biol.* **6**: 1–55.
- Schafer, D. E. & Chilcote, D. O. (1969): Factors influencing persistence and depletion in buried seed populations. I. A model for analysis of parameters of buried seed persistence and depletion. – *Crop. Sci.* **9**: 417–419.
- Szabó, L. Gy. (1980): A magvak nyugalmi állapota. – In: Szabó, L. Gy. (szerk.): *A magbiológia alapjai*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 96–120.
- Tamás, J. (1997): *A növényzet regenerálódása leégett feketefenyvesek helyén, dolomiton*. – ELTE szakdolgozat, Budapest, 80 pp.
- Tamás, J. (2000): Az invázió fajok terjedésének törvényszerűségei egy magyarországi esettanulmány kapcsán – a betyárkóró. – *Bot. Közlem.* **86–87**: 169–181.
- Thompson, K. (1993): Persistence in soil. – In: Hendry, G. A. F. & Grime, J. P. (eds): *Methods in comparative plant ecology*. Chapman and Hall, London, pp. 199–202.
- Thompson, K., Bakker, J. P. & Bekker, R. M. (1996): *The soil seed banks of North West Europe*. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Thompson, K. & Grime, J. P. (1979): Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. – *J. Ecol.* **67**: 893–921.
- Toole, E. H. & Brown, E. (1946): Final results of the Duvel buried seed experiment. – *J. Agricultural Res.* **72**: 201–210.

Seed bank ecology IV. Systems for classifying seed banks

P. Csontos

Research Group in Theoretical Biology and Ecology, Dept. Plant Taxonomy and Ecology
L. Eötvös University, H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c, Hungary

Abstract: This paper discusses eight seed bank classification systems published since 1969 (see Table 1). Seed bank survival in time proved to be the main view-point of seed bank classification systems. In this respect the one year survival seems to be critical and is used as dividing value between transient (short lived) and persistent (long lived) seed banks. Beside distinction on the grounds of longevity, dormancy type is often used as criterion for seed bank classification.

The most useful classification systems – at least for the temperate climate region – seems to be Thompson–Grime’s system with four categories, and Thompson’s more recently published work in which he modified and completed Bakker’s proposal. The „classic” Thompson–Grime’s system distinguishes two transient and two persistent types; then further division is made by dormancy type for the transient group and by amount of long lived seeds for the persistent group. Thompson’s new system with three types operates on longevity only, so thus it has a single transient type. In the division of the persistent group two types are defined according to survival time: short term persistent – when seeds live longer than 1 year but shorter than 5; and long term persistent – when seeds live longer than 5 years.

For nature conservation purposes usually the latter system is suggested, because in most of the cases seed bank properties beside the seed longevity plays insignificant role in solving conservational problems. A further advantage of this system is its simplicity that makes possible to classify large number of species within reasonable time.

Key words: dormancy type, persistent seed bank, review, seed bank classification, transient seed bank

A nádpusztulást elősegítő antropogén hatások

Engloner Attila

Szent István Egyetem MKK Növénytani és Növényélettani Tanszéke

2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.

E-mail: engloner@fau.gau.hu

Összefoglaló: Nádasaink pusztulását kiváltó okok nagyrésze emberi eredetű. Hazai és nemzetközi kutatási eredmények, következtetések áttekintésével és rendszerbe foglalásával próbálunk képet nyújtani a különböző beavatkozások közvetlen és közvetett hatásairól. E felsorolásban főként az eutrofizáció, az aratás és égetés, a szabályozott vízszint, valamint a közvetlen nádpusztítás következményeit tekintjük át. Olyan egymásra is ható folyamatok, mint az alga-biomassa és a fitotoxinok felszaporodása, a fokozódó anoxia, valamint a nád szöveti felépítésében és növekedésében bekövetkező változások, illetve az abból fakadó mechanikai sérülések közötti összefüggéseket mutatjuk be.

Kulcsszavak: anoxia, aratás, égetés, eutrofizáció, fitotoxinok, *Phragmites australis*

Bevezetés

A nádpusztulás szerte a világon megfigyelt, terjedő jelenség. A lehetséges kiváltó okok felderítése már hosszabb ideje áll a nemzetközi és a hazai kutatások középpontjában (Ostendorp 1989), sőt az utóbbi években nemzetközileg összehangolt programot, ún. EC-EUREED Projectet is létrehoztak a káros folyamatok hátterének felderítésére (van der Putten 1997). Az egyes tudományterületek mind több részlettel szolgálnak a jelenség megértéséhez, azonban sokféle nádpusztulás van, jól elkülönülő vagy bonyolult módon összefonódó folyamatok egyaránt vezethetnek ugyanahhoz az eredményhez: az állományok leromlásához, pusztulásához. A kiváltó okok több-kevesebb sikerrel csoportosíthatók, egy-egy folyamatot azonban nem lehet élesen elhatárolni. Különösen igaz ez akkor, amikor az emberi tevékenység hatásait keressük, hiszen a közvetlen pusztításán kívül a közvetett hatások akár időben, akár térben eltolva, bonyolult áttételeken keresztül fejt(het)ik ki hatásukat. Éppen ezért nem vállalkozhatunk arra, hogy teljes képet nyújtsunk valamennyi antropogén hatásról, amely hozzájárul nádasaink pusztulásához. Megkíséreljük azonban a jobban vagy kevésbé ismert hazai és nemzetközi eredményeket, illetve (az időnként ellentétes) véleményeket bemutatni. Az idézett és felhasznált munkák számszerű adatainak bemutatására terjedelmi korlátok miatt nincs mód, azok a nádasokkal foglalkozó szűkebb szakmában amúgy is ismertek, illetve az irodalmi utalások alapján megtalálhatók. Szándékaink szerint a feltárt folyamatok

rövid összefoglalásával és rendszerbe helyezésével szélesebb kör számára adhatunk képet a nádpusztulást elősegítő antropogén hatásokról.

Eutrofizáció

A nádpusztulás egyik jelentős kiváltója az ipari és mezőgazdasági vegyszerek, valamint a kommunális szennyvizek által okozott eutrofizáció. Elsősorban a megnövekedett nitrogén hozzáférhetőség miatt növekszik a nád föld feletti biomasszája, ugyanakkor a gyökér- és rizómanövekedés visszamarad (Kühl *et al.* 1997). Eutróf vizek nádasában a hajtások mechanikailag sérülékenyebbek, a nádszál pusztulását nagyszámú oldalhajtás kifejlődése követi. A másodlagos hajtások azonban egyrészt rosszabb mechanikai tulajdonságokkal rendelkeznek (lásd később), másrészt ez a biomassza gyarapodás nagyobb energiamennyiséget használ fel, ami miatt a vegetációs periódus végén kevesebb szénhidrát raktározódik a rizómában (Kühl & Kohl 1993). A csökkenő szénhidrát tartalékok miatt nyárvégén-összel kisebb számú és gyengébb sarjhajtás fejlődik, ami visszaveti a tavaszi kihajtást (Cizkova-Koncalova *et al.* 1992). Gyengül továbbá például az anaerob körülményekkel szembeni ellenállóképesség (kevesebb energia szabadítható fel az anaerob fermentáció során), és a növény visszaszorul a mélyebb vizezerekből (lásd később) (Cizkova-Koncalova *et al.* 1992). A megnövekedett nitrogénfelvétel eredményeként megváltozik a nád szöveti összetétele is. Nagyobb nitrogén mennyiség hatására kisebb arányú szilárdító szövet (sclerenchyma) fejlődik, megnő viszont a kevésbé ellenálló parenchymatikus rétegek aránya (Boar *et al.* 1989, Young *et al.* 1991). A hajtások emiatt mechanikailag sérülékenyebbé válnak.

Algák, fitotoxinok

Az eutrofizáció, a vizekben feldúsuló tápanyagok következménye az algák nagymértékű felszaporodása is. A nádra tapadó algavatta jelentősen megnöveli a nádszárra nehezedő tömeget, így a hullámozás okozta mechanikai sérülések is gyakoribbak (Ostendorp 1995a). Az algák ugyanakkor olyan fitotoxinokat is termelnek, amelyek szintén a nád pusztulását okozhatják. A mérgező anyagok ellen a növény többféleképpen is védekezik. Egyrészt a vízfelszín feletti részeiből a gyökök zónájába juttatott oxigénnel a toxinokat még a sejtekbe jutásuk előtt „hatástalanítani” tudja. Az idősebb gyökök és rizómák pedig parásodott, ligninesedett sejtfalakkal gátolják meg a mérgek bejutását. Ha a fitotoxinok nagy mennyisége miatt nem elég hatékony a védekezés, akkor a mérgező szerves savak (pl. ecetsav)

és szulfidok a rügyek pusztulását, csenevész, járulékos gyökerek képződését okozzák. Végső esetben a növény a gázjáratok és szállítóelemek eltömésével lezárja a kedvezőtlen körülmények között növekvő szár és rizóma szakaszokat (Armstrong *et al.* 1996). A blokkolt részek azután sem oxigénhez, sem asszimilátumokhoz nem jutnak, ezért elpusztulnak és elrothadnak. A rothadó nádrészek (csakúgy, mint a lebomló alga és más növényi szervezetek) szintén a fitotoxinok mennyiségét növelhetik.

Oxigénhiány

A bomló szervesanyagok, mechanikai sérülések (pl. eltörik a nádszár és a befolyó víz eltömi a gázjáratokat stb.) oxigénhiányos környezetet alakítanak ki. Mivel a föld alatti szervek nem jutnak elegendő oxigénhez, a növekedéshez szükséges energiát a növények anaerob fermentációval állítják elő (az aerob útnál jóval kisebb hatékonysággal). Ez a folyamat a későbbi növekedéshez tartalékolt szénhidrátok mennyiségének csökkenését okozza. A fitotoxinok jelenléte szintén súlyosbítja az anoxiát, hiszen a talaj-, illetve vízfelszín fölötti növényi részekben lefelé (a gyökerek és rizómák ellátására) szállított oxigén egy része a fitotoxinok oxidálására fordítódik. Az anoxia végső következménye a szártágok és rizómák – korábban említett – lezárása és pusztulása.

Vízmélység és vízszint

A nád számára még elviselhető legnagyobb vízmélységet számos tényező befolyásolja. Ha csökken a rizómában raktározott szénhidrát tartalékok mennyisége (például a korábban említett okok miatt), egyre kisebb lesz az a víz réteg, amelyen a fiatal hajtások keresztül tudnak hatolni (Cizkova-Koncalova *et al.* 1992). A fotoszintetikus folyamatok beindulásáig – vagyis a vízfelszín fölé emelkedésig – ugyanis heterotróf módon, a tartalékok felhasználásával fejlődnek az új hajtások. A növény a rizoszféra különböző stresszhatások miatt fokozódó oxigén igényét annál nehezebben tudja kielégíteni, minél hosszabb utat kell megtennie az oxigénnek a víz feletti hajtásrészekről a gyökerekig. Ezeket a folyamatokat az eutrofizáció mértéke valamint az alzat tulajdonságai is befolyásolják: nitrogén szegény homokon a nád mélyebb vizekben is megél, mint nitrogénben gazdag üledékben (Weisner 1987, Weisner & Strand 1996). A tápanyagszint növekedése tehát szintén a nád visszaszorulását okozza a mélyebb vízterekből. Nemcsak a víz mennyisége, hanem az állandóra szabályozott vízszint is befolyásolja a nádasok növekedését. A mesterségesen magasan tartott vízszint (különösen tavasszal) kizárja az

adott élőhelyen a magról való szaporodást, illetve hátráltatja a fiatal sarjhajtások növekedését. Ezek nélkül a generatív és vegetatív szaporodási lehetőségek nélkül lassul, majd megszűnik a felszabdalódott nádasok hézagainak betelepülése (Rea 1996). A vízjárás ingadozása ugyanakkor csökkentheti a különböző okok miatt kialakuló anaerobitást a rizoszférában.

Aratás

A nádasok aratása sokfelé elterjedt gyakorlat, ugyanakkor a nemzetközi irodalom annak hatásairól ellentmondásos eredményeket és véleményeket közöl. Haslam (1972) szerint az intenzív vágás eredményeképpen nő a hajtás sűrűség, valamint növekszik a halott rizómák mennyisége – amiben szintén a gyorsabb növekedés bizonyítékát látja. Granéli (1990) eredményei szerint a téli vágás vagy nem befolyásolja a következő év hajtás produkciójának mennyiségét, vagy növeli azt. Említett szerző az aratás kedvező hatásának tekinti, hogy tavasszal a vágott állományokban több a fény, amely a növekedést segíti. Káros következményként azt jegyzi meg, hogy a vágás „befagyasztja a természetes szukcessziót”: hiszen az állományokban maradó elhalt növényi anyag csökkenthetné a „nád kompetitív képességét”, így más növények is előtérbe kerülhetnének. Ostendorp (1995b) szerint a téli aratás (csakúgy, mint az égetés, amelyről később külön is szólunk) kedvezőtlenül hat a nád mechanikai ellenálló képességére. Mindkét beavatkozás nagyobb hajtássűrűséget, de vékonyabb, a hullámvásznak kevésbé ellenálló szarát eredményez. Az aratás következményeit a vágási technika is nagyban befolyásolja. A nehéz aratógépek károsítják az előző őszelel már fejlődésnek indult sarjhajtások csúcsait, aminek következtében gyengébb (pl. kisebb átmérővel, alacsonyabb magassággal és hosszabb növekedési idővel) rendelkező hajtások fejlődnek (Ostendorp 1987). A föld alatti szerveket (elsősorban a rizómákat) is károsítják – főleg tömörebb talajon. A kézi erővel, vagy vállra akasztható motoros gépekkel történő vágást ilyen károsodások nem kísérik, ugyanakkor csak jégen, illetve olyan mélységű vízben alkalmazhatók, amelyen az aratást végző lábbal át tud gázolni. További problémát jelent a vágási magasság. A víz alatti vágás jelentős csökkenést eredményez a következő évi hajtásszámban, elsősorban a már kifejlődött hajtáscsúcsok pusztulása miatt (Szeglet & Busics 1995). A víz színén vagy a felszín fölött nem megfelelő magasságban történő vágást követően (főleg, ahol jelentősebb hullámvászás fordulhat elő) a nádszálakba befolyó víz, mint korábban említettük, a növény oxigén ellátását gátolja.

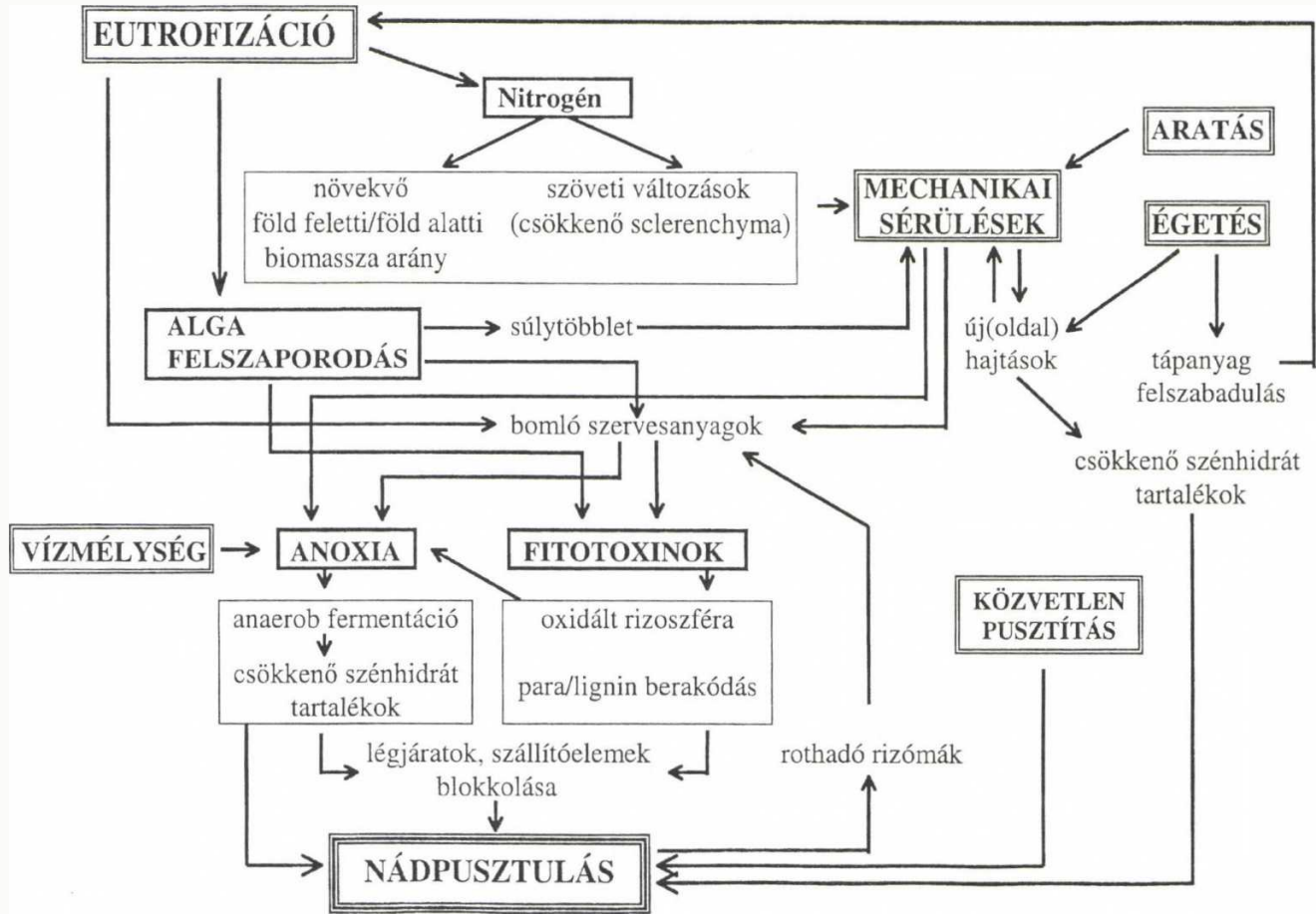
Égetés

Az égetés szintén jelentős emberi hatás, amelynek következményeit nagyban befolyásolja a beavatkozás időpontja. Shay és munkatársai (1987) szerint míg a tavaszi és őszi égetés következtében nő a nádasok biomasszája, addig a nyári égetést követően drasztikusan csökken. Az Egyesült Államokban több helyen (pl. New Jersey-ben, Delaware-ban) alkalmazzák a téli égetést, mert eredményeik szerint az előírt égetés nem csökkenti a nád növekedési képességét – kivéve, ha „megégnek a gyökerek” (Marks *et al.* 1994). Az égetés utáni nagyobb növényi tömeg azonban a hajtáscsúcs pusztulását követő (rosszabb tulajdonságú) oldalhajtások növekedésének eredménye. Az égési maradványból ugyanakkor sokkal gyorsabban szabadulnak fel a megkötött tápanyagok, mint a lassú rothadás során, így ugrásszerűen növekszik a víz vagy a talaj hozzáférhető tápanyag tartalma (Shay *et al.* 1987, Ostendorp 1987). A tápanyag megnövekedett mennyisége pedig ugyanazokkal a következményekkel jár, amelyeket korábban már említettünk. (Hasonló eredményekhez vezet az a nádvágási gyakorlat is, amely során a növényi törmelék nem szállítják ki a partra, hanem a jégen égetik el.)

Közvetlen pusztítás

Az aratás és a nehéz aratógépek taposásán kívül további (emberi eredetű) mechanikai hatások is károsítják nádasainkat. Az amúgy is csökkenő ellenálló képességű állományokat a természetes hullámozáson túl a motorcsónakok által okozott hullámok is mind erőteljesebben sújtják. A mesterséges (kövezett, betonozott) partvonalak tovább erősítik a víz hullámozási energiáját és fokozódik a turzáslerakás is (Kovács *et al.* 1994). A Balatonon súlyos problémát jelent, hogy horgászösvényekkel, csónakbeállókkal és vitorlás kikötőkkel szabdalják fel az összefüggő állományokat. Évről évre nagy számban figyelhetők meg továbbá olyan horgászstégek, amelyeket tulajdonosaik nyár végén – az előírás ellenére – nem távolítottak el, és amelyeket télen a jég maga előtt tolva borotválja le széles sávban a nádasat. Az így létrejött szabad vízfelületekbe a hullámozás akadálytalanul bejut, az elpusztított rizómák helyén újak nem jönnek létre. Gyakori jelenség az is, hogy a nyaralótulajdonosok hosszú partszakaszokon feltöltenek és lebetonoznak nádasokat, hogy fürdőzőhelyeket alakítsanak ki.

Az emberi beavatkozások káros következményeinek számba vétele még meglehetősen hiányos. (Ehelyütt sem szóltunk például a nádasokban élő növények és állatok életfeltételeinek nagymértékű romlásáról.) A nádasokkal foglalkozó gazdálkodóknak, természetvédőknek és kutatóknak olyan további tapasztalatai vagy



Nádpusztulást kiváltó antropogén tényezők és folyamatok

kísérleti eredményei lehetnek az állományokat pusztító káros (emberi) beavatkozásokról, melyeket mielőbb érdemes és szükséges megismerni.

*

Köszönetnyilvánítás A dolgozat megszületését a Balatonkutató Alapítvány és az OTKA (F025795) támogatta. Köszönettel tartozunk Kovács Margitnak, Dinka Máriának, Csontos Péternek és Horváth Ferencnek a kéziratához fűzött megjegyzésekért és tanácsokért.

Irodalom

- Armstrong, J., Armstrong, W., Wu, Z. B. & Afreen-Zobayed, F. (1996): A role for phytotoxins in the Phragmites dieback syndrome? – *Fol. Geobot. Phytotax.* **31**: 127–142.
- Boar, R. R., Crook, C. E. & Moss, B. (1989): Regression of Phragmites australis reed swamps and recent changes of water chemistry in the Norfolk Broadland, England. – *Aquat. Bot.* **35**: 41–55.
- Cizkova-Koncalova, H., Kvet, J. & Thompson, K. (1992): Carbon starvation: a key to reed decline in eutrophic lakes. – *Aquat. Bot.* **43**: 103–113.
- Granéli, W. (1990): Standing crop and mineral content of reed, Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Studel, in Sweden – Management of reed stands to maximize harvestable biomass. – *Folia Geobot. Phytotax.* **25**: 291–302.
- Haslam, S. M. (1972): Biological flora of the British Isles. Phragmites communis Trin. – *J. Ecol.* **60**: 585–610.
- Kovács M., Szabó Sz., Busics I. & Kaszab L. (1994): A balatoni nádasok területének változása, degradációjuk. – *MBT XII. Országos vándorgyűlés I. kötet.* pp. 250–258.
- Kühl, H., Woitke, P. & Kohl, J. G. (1997): Strategies of nitrogen cycling of Phragmites australis at two sites differing in nutrient availability. – *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie* **82**: 57–66.
- Kühl, H. & Kohl, J. G. (1993): Seasonal nitrogen dynamics in reed beds (Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steudel) in relation to productivity. – *Hydrobiologia* **251**: 1–12.
- Marks, M., Lapin, B. & Randall, J. (1994): Phragmites australis (P. communis): Threats, Management, and Monitoring. – *Natural Areas Journal* **14**: 285–294.
- Ostendorp, W. (1987): Die Auswirkungen von Mahd und Brand auf die Ufer-Schilfbestände des Bodensee-Untersees. – *Natur und Landschaft.* **62**: 99–102.
- Ostendorp, W. (1989): 'Die-back' of reeds in Europe – A critical review of literature. – *Aquat. Bot.* **35**: 5–26.
- Ostendorp, W. (1995a): Estimation of mechanical resistance of lakeside Phragmites stands. – *Aquat. Bot.* **51**: 87–101.
- Ostendorp, W. (1995b): Effect of management on the mechanical stability of lakeside reeds in Lake Constance-Untersee. – *Acta Ecologica* **16**: 277–294.
- Rea, N. (1996): Water levels and Phragmites – Decline from lack of regeneration or dieback from shoot death. – *Fol. Geobot. Phytotax.* **31**: 85–90.
- Shay, J. M., Thompson, D. J. & Shay, C. T. (1987): Post-fire performance of Phragmites australis (Cav.) Trin. in the Delta Marsh, Manitoba, Canada. – *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* **27**: 95–103.
- Szeglet P. & Busics I. (1995): Nádasállomány változásának vizsgálata a Keszthelyi öblötben és nádrehabilitációs kísérlet a *Balatonon*. – ERDA BT, Budapest

- Young, S. W., Davies, D. H. & Milligan, P. J. (1991): The potential of anatomical features of the common reed *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex. Steudel as a biotic indicator of adjoining land use. – *Arch. Hydrobiol.* **122**: 297–304.
- van der Putten W. H. (1997): Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European Research Programme on Reed Die-back and Progression (1993–1994). – *Aquat. Bot.* **59**: 263–275.
- Weisner, S. E. B. (1987): The relation between wave exposure and distribution of emergent vegetation in an eutrophic lake. – *Freshwater Biol.* **18**: 537–544.
- Weisner, S. E. B. & Strand, J. A. (1996): Rhizome architecture in *Phragmites australis* in relation to water depth – Implications for within-plant oxygen-transport distances. – *Fol. Geobot. Phytotax.* **31**: 91–97.

Some anthropogenous reasons for reed dieback

Engloner Attila

Szent István University, Department of Botany and Plant Physiology
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1, Hungary
E-mail: engloner@fau.gau.hu

This paper aims to show some of the harmful effects of the human activity on reed stands. Eutrophication, burning, harvesting and other mechanical damage, stabilised water level, just as the role of phytotoxins and anoxia are listed. Consequences of the presented anthropogenic influences, such as histological and physiological degradation, decreasing mechanical resistance, clumping and dieback of reed are also expressed.

Key words: *Phragmites australis*, harvesting, burning, anoxia, eutrophication

A Háros-sziget kvantitatív florisztikai értékelése

Mjazovszky Ákos

Budai Nagy Antal Gimnázium, 1221 Budapest, Anna u. 13–15.

Összefoglaló: A Háros-szigeten összesen 218 edényes növényfajt találtunk, amiből 4 új florisztikai adatot jelent. A sziget és a hazai flóra fajkészletét összehasonlítva kvantitatív ökológiai mutatók eloszlásának homogenitásvizsgálata alapján több esetben jelentős (szignifikáns) különbség mutatkozott. A fák, cserjék és epifitonok országosnál nagyobb gyakorisága a rendszeres vízborítottsággal magyarázható, akárcsak sok degradációtűrő, tágtűrésű és természetes kompetitor taxon megjelenése. Az ártéri ligeterdők természetes fajainak alkalmazkodniuk kell az évente egy-két alkalommal rendszeresen bekövetkező zavaráshoz: az árvízhez, mely hosszabb-rövidebb időre elzárja a növényeket a levegőtől, illetve iszap- és törmelékárhordással jár. A nagy areával bíró fajok jelentős száma is a folyóparti helyzetből adódik, hiszen a folyamok mentén hatalmas, kontinuuus életteret találnak maguknak. A nagy areájú, a degradációtűrő, a terjeszkedőben lévő, és a gyomnövény jellegű fajok nagy számában az is szerepet játszik, hogy a Hároson készített fajlista nem korlátozódik a természetvédelmi területre, hanem a pufferzónának, illetve az attól nem messze elhelyezkedő lakotnyának a növényzetét is felöleli, ahol a leromlott, ruderalis társulások gyakoriak.

Kulcsszavak: ártéri növényzet, életformák, degradációtűrés, areanagyság, vertikális előfordulás, szociális magatartástípusok

Bevezetés és irodalmi áttekintés

Hazánk potenciális vegetációjának 19%-a lehetne ártéri ligeterdő, de az ármentesítések és folyószabályozások következtében területük 0,8%-ra szorult vissza (Bartha & Oroszi 1995). Nehéz hasznosításuk miatt azonban ezekben az erdőkben találjuk meg az utolsó természetes, vagy ahhoz igen közeli társulásokat. A Duna ártéri erdeinek növényzetét átfogóan századunk elejétől vizsgálják. Kisalföldi szakaszát Zólyomi (1934, 1937) kutatta, aki később a főváros és vidékének növénytakaróját is tanulmányozta (Zólyomi 1958). Budapest flórájáról Hegedüs (1995) ír összefoglalóan. Gemenc környékén Kevey és Tóth vizsgálatai jelentősek (Kevey és Tóth 1992, Kevey 1993). A Szentendrei-sziget déli részének flóráját Zsolt (1943) térképezte fel. A különböző területeken folytatott munkák eredményeit Kárpáti I. és Kárpáti V. (1958a, b, 1968) foglalta össze. Ma a legfontosabb kutatások a Gemenci Tájvédelmi Körzetben és a Szigetközben folynak (Simon *et al.* 1993). A Háros-sziget tanulmányozása jelentős lehet e két kiemelten vizsgált terület közötti elhelyezkedése miatt, illetve hogy megtudjuk: a korábbi intenzív

emberi beavatkozásokat milyen mértékben és mennyi idő alatt képes kiheverni egy ártéri erdővel borított terület?

A Háros-sziget a Duna jobb partján fekszik Budatétény és Nagytétény között. Noha a térképeken és a szakirodalomban szigetként szerepel, ma már félsziget, mert egy 1911-es partrendezés alkalmával a jobb parthoz csatolták (Pécsi 1957). Területe 100 ha, mely 1928-tól a honvédség kezelésében állt. Loksa és Loksa (1994), valamint Gergely (1992, 1994) állapotfelmérése, és a Zöld Jövő Környezetvédelmi Egyesület munkájának eredményeként 1993-ban a félsziget déli kétharmadát fokozottan védett természetvédelmi területté nyilvánították (Czájlik & Gergely 1994). A honvédségi hasznosítás alatt a félsziget északi és középső harmadában intenzív katonai tevékenység folyt (Gergely 1992), mely szerencsére nem tette tönkre a sziget ma védőzónaként működő középső harmadának növényzetét, és alig terjedt ki a védett déli részre. Jellemző a szigetre a mikrodomborzat és így a mikrohabitatok változatossága. Az alacsonyabb területek rendszeresen víz alá kerülnek, de a magasabb térszínekre is hat a talajvíz, és annak ingadozása. Az egykori feltöltődött meanderekben klasszikus karbonátos, valamint karbonátos kétrétegű humuszos öntéstalaj, míg az 1–2 méterrel magasabb szinteken réti öntéstalaj található (Stefanovics & Szűcs 1961, Stefanovics 1963, 1992, Szalai 1996, Szalai & Gergely 1997). A sziget legjellegzetesebb társulásai a bokorfüzesek (*Salicetum triandrae*), a fűz-nyár ligeterdők (*Salicetum albae-fragilis*) és a tölgy-szil-kőris ligeterdők (*Fraxino pannonicarum-Ulmetum*) (Gergely 1994). A természetvédelmi területen kívül változatos ruderális, útszéli és taposott gyomtársulásokkal találkozhatunk.

A Háros-szigeten végzett, hosszabb lélegzetű vizsgáldás során felmerült a kérdés: vajon van-e számottevő különbség a tanulmányozott terület és a hazai flóra fajlistán alapuló kvantitatív florisztikai adatainak átlagai között? Ha igen, ez milyen jellegű és mivel magyarázható?

Anyag és módszer

A vegetáció felméréséhez a feltöltött holtágakra merőlegesen két transzektet jelöltünk ki, melyek mentén 18, illetve 8 db 5 × 5 m-es permanens kvadrátot helyeztünk el. A kvadrátok felvételezése két alkalommal, kora tavasszal és nyár elején történt (Mjazovszky 1995, Gergely & Szalai 1997). Az így nyert adatokat a több éven át folytatott (a védett magterületre, a pufferzónára és a honvédség által használt területre egyaránt kiterjedő) rendszeres terepbejárások adataival egészítettük ki.

A sziget flórájának összehasonlítását a teljes magyar flórával az alábbi szempontok alapján végeztük el: 1.) Szociális magatartástípusok Borhidi (1993) szerint; 2.) a fajok magassági (vertikális) elterjedése; 3.) a Raunkiaer-féle életforma; 4.) az areanagyság (Németh-féle GAN (B) érték); 5.) a degradációtűrés (Németh-féle VDT (H) érték); és 6.) a terjeszkedési-pusztulási tendencia (Németh-féle VTP (G) érték). A 2–6. mutatók esetében a Flóra adatbázis adataira támaszkodtunk (Horváth *et al.* 1995).

Mivel a legtöbb növény magassági elterjedése nem korlátozódik egyetlen zónára, például az „s-p” azt jelenti, hogy adott faj a síkságoktól a prealpin régióig egyaránt megtalálható, az ilyen fajok a grafikon mindazon oszlopaiba bekerültek, ahol előfordulnak.

A Raunkiaer-féle életforma-kategóriák vizsgálatokor egy praktikus problémát is meg kellett oldani. A taxonok besorolásánál gyakran találkozunk több kategória kötőjeles vagy zárójeles kombinációjával (pl. TH–H, H–(G)). Kötőjeles írásmód esetén a kategóriák egyenértékűek, a zárójeles írásmód mellett a zárójelben szereplő kategória alárendelt. Ez a rendszer, a tíz különböző kategóriát figyelembe véve, számos kombinációt tesz lehetővé, ami az áttekinthető ábrázolást igen megnehezíti. A kategóriák összevonásainak szubjektivitását elkerülendő, és a grafikus kiértékelést megkönnyítendő, egy pontrendszert dolgoztunk ki. Az egyes taxonok összesen 6–6 pontot kapnak az egyes kategóriákban (a diagram oszlopaiban). Ha egy taxon mellett csak egy kategória, mondjuk TH áll, az 6 pont a TH oszlopban. Ha egy taxont több kategória jellemez, az összesen ekkor is 6 pontot kap, de megosztva az előforduló kategóriák között. A megosztás elvét az alábbi példák szemléltetik: TH–H → 3–3 pont; H(TH) → 4–2 pont.

A vizsgált mutatók országos és a Háros-on tapasztalt eloszlását homogenitás-vizsgálatnak vetettük alá, majd a szignifikanciát 1, 5 és 10%-on vizsgáltuk (Sváb 1981). A fajok nevezéktanára Simon (1992), a növénytársulásoké Borhidi és Sánta (1999) munkáját követi.

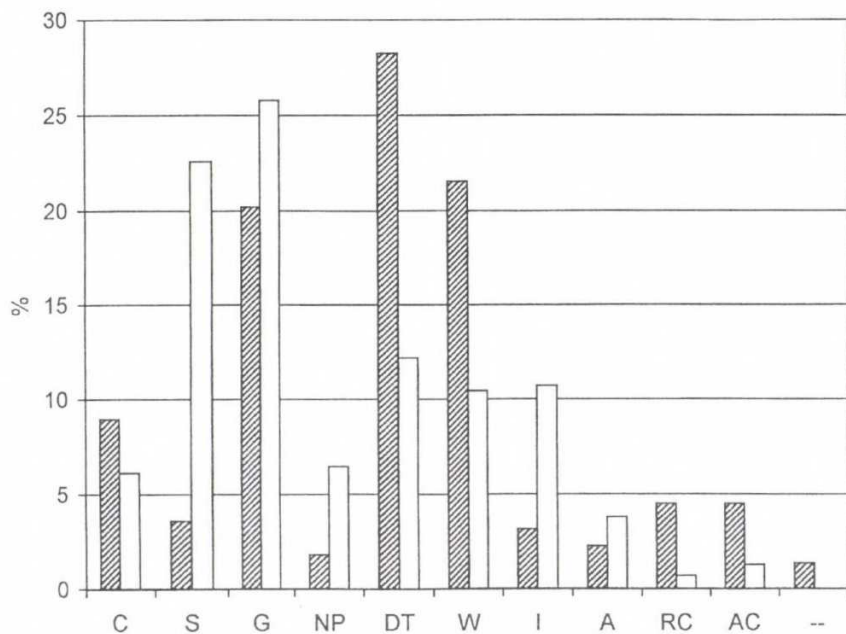
Eredmények és következtetések

A Háros-szigetről összesen 218 edényes taxont mutattunk ki (1. melléklet, Gergely 1994). A sziget a 8680-as számú közép-európai flóratérképezési cellába tartozik. Elterjedési térképeivel összevetve 4 faj új előfordulását regisztráltuk: *Crataegus monogyna*, *C. laevigata*, *Laburnum anagyroides*, *Malus sylvestris* (Bartha & Mátyás 1995).

A Háros-on található fajok vertikális elterjedésének adatait összehasonlítva a magyar flóra átlagos vertikális elterjedésével, láthatjuk, hogy a kettő között lényeg-

gi különbség nem tapasztalható (1. ábra). A homogenitást 10%-on vizsgálva sem kapunk szignifikáns különbséget. Noha az általunk vizsgált terület tipikusan alföldi táj, melynek tengerszint feletti magassága 100 m körüli, mégsem jellemző a síkságok (s), a dombvidékek (k) vagy az alacsonyabb hegyvidékek (m) fajainak túlsúlya. A prealpin (p), szubalpin (u) és az alpin (a) régiók fajainak a hazai átlaggal szinte megegyező, sőt annál 2–3%-kal magasabb arányban megfigyelhető reprezentációját minden bizonnyal az ártéri jelleg magyarázza. A Háros-félsziget élőhelyei – mint minden ligeterdő – az alföldi élőhelyek többségénél nedvesebbek és hűvösebbek, akárcsak a hegyvidéki területek.

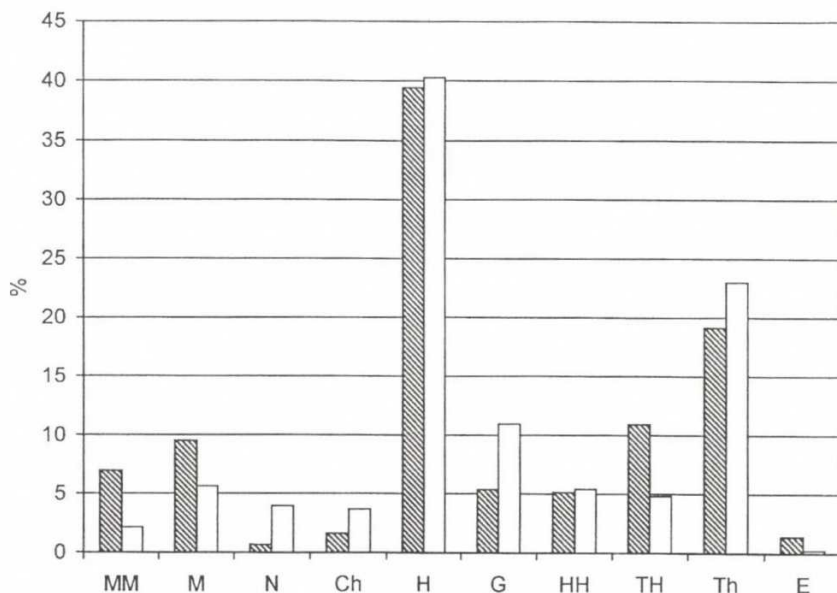
A Raunkiaer-féle életformák alapján elvégzett összehasonlítást a 2. ábra mutatja be. Látható, hogy a Hároson tapasztalt eloszlás nagyon hasonlít a magyarországi átlaghoz, s a két eloszlást a statisztikai vizsgálat is azonosnak mutatta. Az eltérések többsége a terület túlnyomó részének időszakos vízborítottságával magyarázható. Elsőként a fák és cserjék (M és MM) országos átlagnál magasabb, valamint a félcserjék (N) és törpecserjék (Ch) jóval alacsonyabb arányát lehet kiemelni. Az ártéri keményfaligeteknek közismerten fajgazdag a lombkorona és



1. ábra. A Háros-sziget flórájának összehasonlítása a vertikális előfordulási kategóriák szerint a magyarországi flórával (-- = nincs adat).

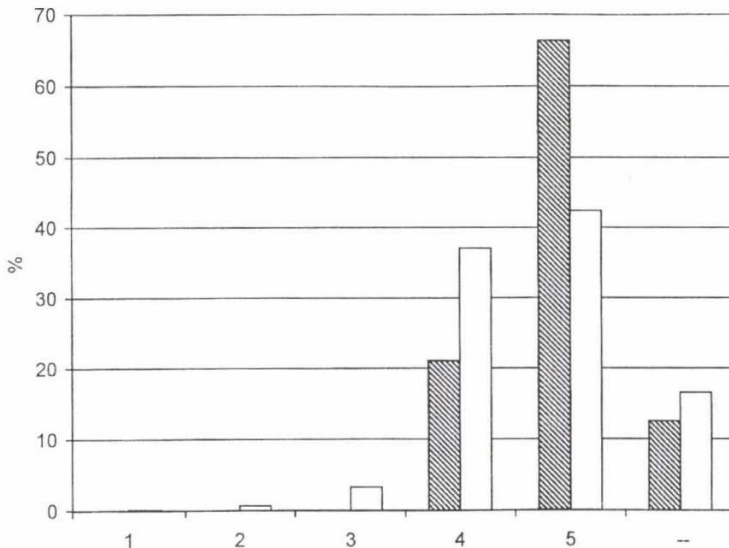
cserjeszintje, mely itt még tájidegen fajokkal is kiegészül. A puhafa ligeteknek a fásszárú fajok adják meg a habitusát: *Populus alba*, *P. nigra*, *P. tremula*, *P. x canescens*, *Salix alba*. A bokorfüzesekben szintén a fás szárú fajok dominálnak, noha kevésbé fajgazdagon: *Salix purpurea*, *S. triandra*. Egy ártéri területen azok a növények indulnak jó eséllyel a túlélési küzdelemben, melyek magasak, legfontosabb szerveik egy jókora áradás esetén is a vízszint felett tudnak maradni. A fásodó szárú, de kisebb termetű fél- és törpecserjék közül csak néhány faj tudja elviselni a vízborítottságot: *Rubus caesius*, *Solanum dulcamara*. Ugyanez lehet az oka a geofitonok országosnál alacsonyabb arányának, melyek áttelelő szervei itt szintén hosszabb időre víz alá kerülhetnek. Ennek ellenére a kora tavasziak igen nagy egyedszámban láthatók: *Ficaria verna*, *Galanthus nivalis*, *Scilla vindobonensis*. Az epifiton stratégia a diagramot vizsgálva szintén sikeres, hiszen a liánszerű életmódot választó fajok (*Clematis vitalba*, *Parthenocissus quinquefolia*, *Vitis sylvestris*, *V. vulpina* és egyéb *Vitis* hibridek) az országos átlaghoz képest többszörös arányban vannak jelen a Hároson, vegetációjának képét meghatározzák.

A Németh-féle GAN (B) érték a taxonok areájának nagyságát mutatja meg. A 3. ábrán látható, hogy a vizsgált terület flórájában a nagy elterjedési területtel rendelkező fajok dominálnak. Az 1-es, 2-es és 3-as kategóriákba tartozó, vagyis



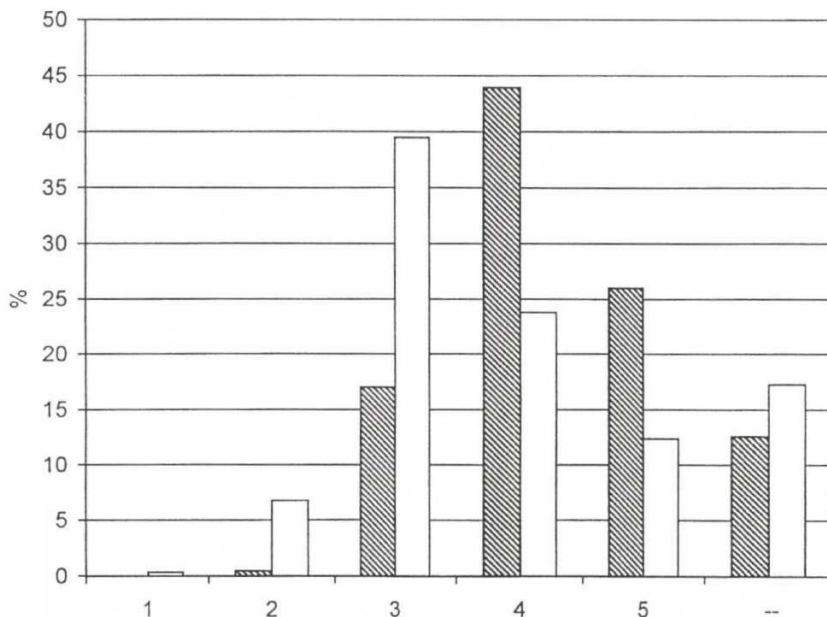
2. ábra. A Háros-sziget flórájának összehasonlítása a Raunkiaer-féle kategóriák szerint a magyarországi flórával.

lokális előfordulású, vagy egy-egy flóraterületre korlátozódó növény nincs. A legtöbb növény a 4-es vagy 5-ös típusba sorolható, melyek szinte az egész európai flóraterületen elterjedtek, vagy ennél is nagyobb az élőhelyük. Kimondhatjuk, hogy a Hároson megtalálható fajoknak általában nagyobb az elterjedési területük, mint a magyar flóra taxonjainak átlagos areája: 5%-on vizsgálva szignifikáns a különbség. Ez annak köszönhető, hogy a folyók mellett kialakuló edafikus (intra-zonális) társulások fajtái egybefüggő, hasonló környezeti feltételekkel rendelkező kontinuum életteret találhatnak maguknak. Terjedésük is gyors és széles körű, egyrészt a folyóvízzel sodródó szaporítószervek, másrészt az azokat szintén terjesztő víziállatoknak köszönhetően. A nagy elterjedési területtel rendelkező fajok dominanciájának másik oka a vizsgált területen az invazív és adventív növényfajok jelenléte. Ezek egyrészt olyan gyomnövények, melyek az ártereken folyamatosan megfigyelhető, víz általi zavarást el tudják viselni, és a szukcesszió első fázisában könnyen meglepszene az iszapos, kavicsos felszíneken (*Polygonum lapathifolium*, *P. mite*, *Rorippa palustris*, *R. sylvestris*), másrészt a félsziget katonailag hasznosított, így folyamatosan zavart területén kerültek a fajlistába, ott, ahol az ember tevékenysége jelent folyamatos zavarást (*Ambrosia artemisiifolia*, *Capsella bursa-pastoris*, *Chenopodium album*, *Cichorium intybus*, *Convolvulus arvensis*, *Hordeum murinum*, *Matricaria maritima*, *Solidago gigantea*).



3. ábra. A Háros-sziget flórájának összehasonlítása a taxonok areájának nagysága szerint a magyarországi flórával (-- = nincs adat).

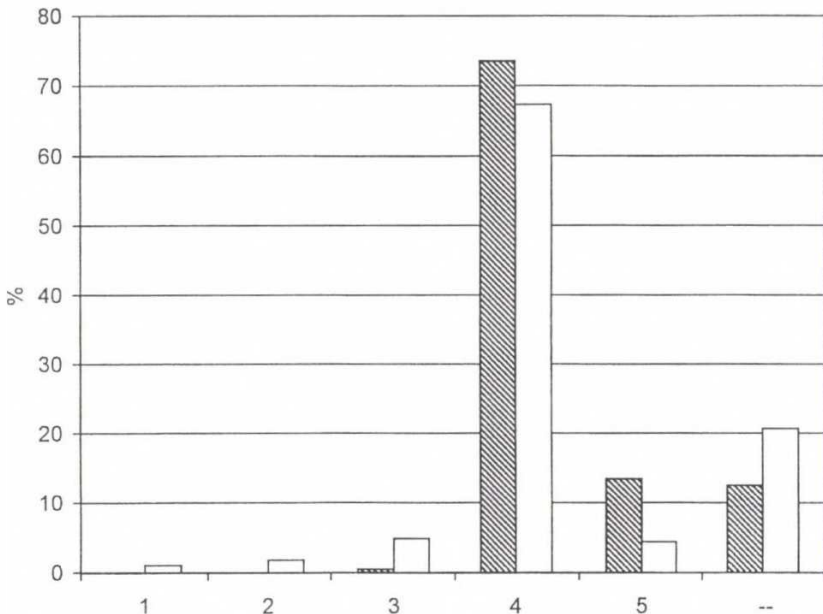
A Németh-féle VDT (H) érték a degradációtűrésre ad felvilágosítást (4. ábra). A diagramot kiértékelve a hazai flóra átlagos értékeitől való jelentős eltérést tapasztalunk: 1%-on is szignifikáns különbséget. Degradációt nem tűrő faj (1-es kategória) egyáltalán nem fordult elő. A termőhely leromlását csak kevésbé elviselő faj (2-es kategória) is csak egyetlen egy akad (*Leucojum aestivum*), míg a fajok közel háromnegyede degradációt jól tűrő vagy azt kedvelő (4-es és 5-ös kategóriák). A vizsgált területen tehát jóval nagyobb fokú a degradációtűrés, mint a hazai átlag. Ez egyfelől annak köszönhető, hogy az árterek természetes állapotukban is áradásokkor vízborításnak és iszapráhordásnak vannak kitéve, ami valójában egy természetes diszturbáció, így a természetes ártéri fajkészletbe csak olyan taxonok tartozhatnak, melyek képesek ezzel együtt élni. Ezek a növények máshol az antropogén zavarásnak is jobban ellen tudnak állni, így egyéb zavart élőhelyeken is tért hódítanak. Másfelől a terület leromlottabb részein nagy számban növő ruderalizáló és invazív fajok szintén jó degradációtűrők. A degradációtűrés és az areanagyság mutatói közötti összefüggés feltűnő: minél nagyobb a fajok degradációtűrése, annál nagyobb területen találhatják meg a szükséges életfeltételeiket, vagyis annál nagyobb lehet az életterük, areájuk.



4. ábra. A Háros-sziget flórájának összehasonlítása a degradációtűrés szerint a magyarországi flórával (-- = nincs adat).

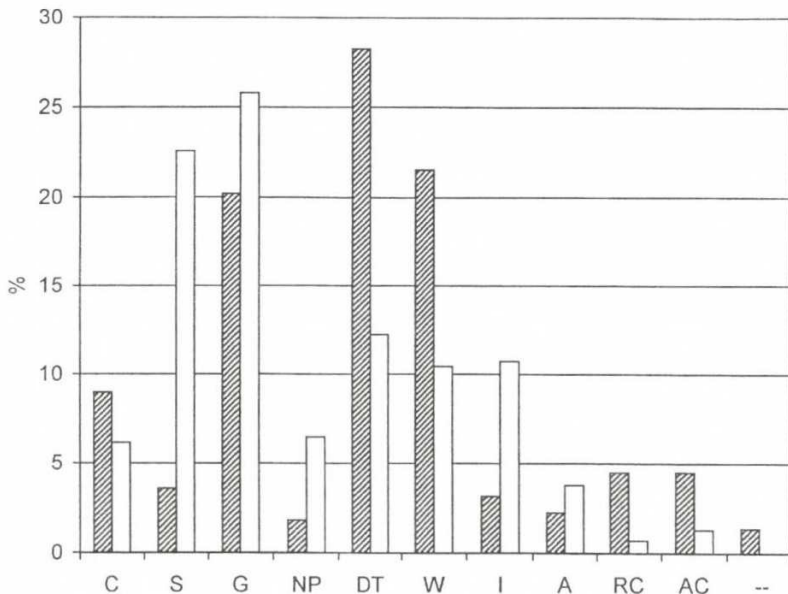
A Németh-féle VTP (G) érték egy faj hazai populációjának terjeszkedési, illetve pusztulási tendenciáját mutatja meg. Eszerint a Háros flórája 5%-on vizsgálva szignifikánsan eltér a magyar flórától (5. ábra). Kiveszett vagy erősen kivesztőben lévő (1-es és 2-es kategóriájú) fajt a Hároson nem találtunk. A visszaszorulóban lévő fajok (3-as kategória) közé is mindössze egyetlen faj tartozik, a Terpó András (1976a, b, 1977) vizsgálatai alapján felismert *Vitis sylvestris*, melynek populációja igen kis egyedszámú. A félszigeten nagyobb tömegben előforduló észak-amerikai adventív *Vitis vulpina* (syn.: *V. riparia*), illetve ennek hibridjei már a következő kategóriába tartoznak. A stagnáló (4-es kategória) taxonok aránya közel megegyezik a hazai megoszlással, ezek teszik ki a fajkészlet majdnem háromnegyedét. A terjeszkedő (5-ös kategória) fajok számaránya jócskán meghaladja a magyar flóra átlagát, annak mintegy háromszorosa. Ez főleg olyan ruderalizáló fajok jelenlétének köszönhető, melyek az antropogén zavarás miatt jelentek meg, és hódítottak teret a természetes fajkészlet rovására.

A szociális magatartástípusokra vonatkozó adatok összehasonlítása során (6. ábra) szintén számottevő eltérésekre figyelhetünk fel: már 1%-on vizsgálva is szignifikáns különbséget tapasztalunk. A természetes élőhelyeken előforduló nö-



5. ábra. A Háros-sziget flórájának összehasonlítása a hazai populációk terjeszkedési, illetve pusztulási tendenciája szerint a magyarországi flórával (-- = nincs adat).

vények aránya alacsonyabb az országos átlagnál. Egyik legfeltűnőbb különbség a specialisták (S) igen alacsony aránya. Ez várható, hiszen ezek a növények általában sztenők fajok, melyeknek kicsi a stressz- és a versenytűrő képessége, viszont az ártéri ligeterdők állandóan változó körülményei inkább a tágtűrésű fajoknak kedveznek. A vizsgált területen ennek ellenére jelentősebb számban előfordul specialisták az alábbiak: *Acer tataricum*, *Galanthus nivalis*, *Laburnum anagyroides*, *Leucojum aestivum*, *Scilla vindobonensis*, *Ulmus laevis* és *Vitis sylvestris*. Hasonló helyzetben vannak, bár arányuk csak kisebb mértékben marad el az országos átlagtól, a generalisták (G). Ezek a fajok tágabb tűrőképességűek, tehát a környezeti tényezők természetes fluktuálását jobban elviselik, viszont az antropogén zavarást rosszul tűrik. Emiatt a Háros jelentős részén hiányoznak. Közülük a legfontosabbak: *Acer campestre*, *A. platanoides*, *Circaea lutetiana*, *Convallaria majalis*, *Cornus sanguinea*, *Crataegus monogyna*, *C. laevigata*, *Euonymus europaeus*, *Galeopsis speciosa*, *Iris pseudacorus*, *Phalaroides arundinacea*, *Polygonatum latifolium*, *Ulmus minor*, *Viburnum opulus* és *Viola cyanea*. A kompetitor fajok (C) átlagosnál magasabb aránya kedvező előjel a vizsgált terület növényzeti stabilitását illetően. Ezek a fajok a természetes társulások valamely szintjének domináns fajai, K-stratégisták, magas vegetatív allokációs rátájú évelők (*Agrostis*



6. ábra. A Háros-sziget flórájának összehasonlítása a szociális magatartástípusok szerint a magyarországi flórával (-- = nincs adat).

stolonifera, *Carex acutiformis*, *C. brizoides*, *C. gracilis*, *Festuca pratensis*, *Ficaria verna*, *Glyceria maxima*, *Phragmites australis*, *Stellaria holostea*, *Typha angustifolia*), vagy fás életformák, amelyek a szukcesszió adott szakaszában egy bizonyos termőhelyen a legversenyképesebbek. A felsorolt tulajdonságaik alapján ezek képesek hosszabb távon stabilizálni a társulás összetételét és a zavaró hatásokkal szemben tanúsított ellenálló képességét. Az országosnál magasabb részeseedésük a terület fajkészletéből összefügg a fás életformák már említett magasabb arányával, vagyis azzal, hogy a fás szárú, magasabb növények könnyebben átvészelik az áradásokat. A természetes pionír növények (NP) alacsony aránya első pillantásra meglepő, hiszen idetartoznak az ártéri szukcessziós szériészek iniciális stádiumának tipikus fajai, illetve azok a fajok is, melyek egy-egy erőteljes emberi beavatkozás (dózerutak vagy árkok kialakítása) után tért hódíthatnak: *Arenaria serpyllifolia*, *Potentilla supina*, *Ranunculus sceleratus*. A Háros-sziget fajkészletéből azért részesülhetnek ezek a növények jóval alacsonyabb mértékben, mint általában a magyar flórából, mert az országos viszonyokhoz képest itt sokkal kevesebb típusú szabad élőhely pionír benépesítéséről lehet szó. A bolygatott, másodlagos és mesterséges termőhelyek növényeinek aránya magasabb, mint a hazai általában. A zavarástűrő természetes növényfajok (DT) és a természetes gyomfajok (W) a Háros-szigeten mintegy kétszer olyan gyakoriak, mint a magyar flórában általában. Ebbe a két kategóriába a ritkább vagy sűrűbb emberi beavatkozás következtében elterjedő fajok tartoznak, például a kaszált, legeltetett rétek, erdei vágások, utak, útszélek tipikus növényei. A kaszálás, a tarvágás, a széltörések fajsza és diverzitás növelő hatása jól ismert jelenségek (Bobbink 1989, Csontos 1988, 1996). Ezek lehetnek a másodlagos szukcesszió pionír elemei, illetve a mesterséges létesítmények (pl. laktanya) természeteshez közelebbi állapotú szubsztrátumait benépesítő taxonok, melyek a zavart élettereket gyorsan képesek hasznosítani. Gyakran r-stratégista, rövid életciklusú fajok, melyek egy év alatt akár több nemzedéket is képesek létrehozni. A Hároson előforduló gyakoribb vagy érdekesebb zavarástűrő természetes növényfajok: *Ajuga reptans*, *Calystegia sepium*, *Carex hirta*, *Clematis vitalba*, *Dactylis glomerata*, *Glechoma hederacea*, *Lamium maculatum*, *Lysimachia nummularia*, *Medicago lupulina*, *Poa trivialis*, *Polygonum lapathifolium*, *Ranunculus repens*, *Rubus caesius*, *Solanum dulcamara*, *Stellaria media*, *Trifolium pratense*, *T. repens*, *Tussilago farfara*, *Urtica dioica*, *Vicia cracca*. A gyakoribb természetes gyomfajok pedig: *Anagallis arvensis*, *Aristolochia clematitis*, *Carduus acanthoides*, *Chelidonium majus*, *Echium vulgare*, *Erodium cicutarium*, *Lamium amplexicaule*, *Lathyrus tuberosus*, *Linaria vulgaris*, *Malva sylvestris*, *Melandryum album*, *Plantago altissima*, *P. major*, *Potentilla anserina*, *Reseda lutea*, *Senecio vulgaris*, *Verbena officinalis*. A meghonosodott idegen fajok (I) száma kevés: *Celtis occidentalis*, *Elaeagnus angustifolia*, *Erucastrum galli-*

cum, *Fraxinus pennsylvanica*, *Gleditsia triacanthos*, *Malus domestica*, *Morus alba*. Ebbe a kategóriába olyan táj- és flóraidegen növények tartoznak, melyeket valamely erdő- vagy mezőgazdasági kultúrában termesztettek, vagy természetek. Jelenlétük a természetes növénytakaróban azt mutatja, hogy a vizsgált terület milyen mértékben van vagy volt mezőgazdaságilag hasznosítva. Mivel a Háros ártér, így mezőgazdasági hasznosíthatósága igen korlátozott, az ország egyéb területeinél sokkal kisebb mértékű. Ugyanezzel magyarázható a behurcolt vagy adventív fajok (A) viszonylag alacsony reprezentációja. Ezek az emberi tevékenység – leggyakrabban a mezőgazdasági munkálatok – során kerülnek ide, és csak a másodlagos termőhelyek növényzetébe hatolnak be. Mivel ezek a meghonosodott idegen fajokkal együtt fordulnak elő, nem meglepő ha hozzájuk hasonló módon alacsony lesz előfordulási arányuk: *Aster tradescantii*, *Parthenocissus quinquefolia*, *Reynoutria japonica*. Bolygatott mezőgazdasági és más kultúrterületeket átszelő vízfolyások mentén azonban ezek a fajok nagyobb arányban is előfordulhatnak (Balogh *et al.* 1994, Balogh 1998). A Hároson megjelenésük, jellegükből adódóan, a katonai létesítmények környékére koncentrálódnak, amely a terület jellegzetességeit tekintve megegyezik a nagyvárosi ipartelepekkel és vasútállomásokkal. Mind a ruderalis kompetitorok (RC), mind az agresszív tájidegen inváziós fajok (AC) számaránya többszörösen meghaladja a magyar flórában tapasztalható arányukat. A ruderalis kompetitorok egy része (*Agropyron repens*, *Bromus sterilis*, *Calamagrostis epigeios*, *Cirsium arvense*) ugyan a természetes flórához tartoznak, de bizonyos körülmények között – főleg a másodlagos szukcesszióban – annak megváltoztatására is képesek. Az agresszív tájidegen inváziós fajok szándékos, vagy véletlen behurcolás következtében kerültek a hazai fajkészletbe, és ott hatékony szaporodási stratégiájuknak, illetve annak köszönhetően, hogy nem illeszkednek a természetes táplálékláncokba, nagyon elterjedhetnek, átalakíthatnak egyes társulásokat, vagy elfoglalhatják értékes, természetes növényeink életterét, elzárva ezzel a természetes szukcesszió útját. Ezek jelentős része vizes élőhelyeink jól ismert betolakodói közül kerül ki: *Acer negundo*, *Impatiens parviflora*, *Solidago gigantea* (Csontos 1984, 1986, Balogh *et al.* 1994, Bartha & Mátyás 1995, Balogh 1998), míg mások a szárazságtűrő adventívek közé tartoznak, melyek főleg a laktanyához tartozó épületek környékén figyelhetők meg, és nem fenyegetik a félsziget délebbi, erdősült területeit (*Ambrosia artemisiifolia*, *Erigeron canadensis*) (Tamás 1999–2000). A Hároson az e két csoportba tarozó taxonok magas előfordulása annak köszönhető, hogy a fajlistában szerepel a honvédség által hasznosított, zavart terület is, melynek felhagyott gyakorlótereit, járműparkolói gyakran ideális élőhelyet biztosítanak eme növények számára.

Irodalomjegyzék

- Balogh, L., Tóthmérész, B. & Szabó, T. A. (1994): Patakíserő invázió gyomok (*Helianthus*, *Humulus*, *Impatiens*, *Reynoutria*, *Rubus*, *Sambucus*, *Solidago* és *Urtica*) állományainak számítógépes elemzése Szombathely térségében. – *BDTF Tudományos Közleményei* 9, *Természettudományok* 4: 73–99.
- Balogh, L. (1998): Az inváziós gyomnövényzet vizsgálata Délnyugat-Vas megyében, különös tekintettel a *Fallopia* (*Sectio Reynoutria*) és a *Helianthus* fajokra. – JPTE Szakdolgozat, Pécs.
- Bartha, D. & Mátyás, Cs. (1995): *Erdei fa- és cserjefajok előfordulása Magyarországon*. – Sopron, 223 pp.
- Bartha, D. & Oroszi, S. (1995): Magyar erdők. – In: J. Komlódi, M. (szerk.): *Pannon Enciklopédia, Magyarország növényvilága*. Dunakanyar 2000 Kiadó, Budapest, 222 pp.
- Bobbink, R. (1989): *Brachypodium pinnatum* and the species diversity in chalk grassland. – Drukkerij Elinkwijk BV, Utrecht.
- Borhidi, A. (1993): *A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai*. – JPTE Növénytani Tanszék, Pécs.
- Borhidi, A. & Sánta, A. (1999): *Vörös könyv Magyarország növénytársulásairól*. 1–2. kötet. – TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.
- Czajlik, P. & Gergely, A. (1994): A védett Háros-sziget. – *Élet és Tudomány* 49(4): 122.
- Csontos, P. (1984): Az *Impatiens parviflora* DC. vadállókői (Pilis) állományának cönológiai és ökológiai vizsgálata. – *Abstracta Botanica* 8: 15–34.
- Csontos, P. (1986): Dispersal and establishment of *Impatiens parviflora*, an introduced plant, in a hardwood forest. – *Abstracta Botanica* 10: 341–348.
- Csontos, P. (1988): Diverzitás szigetek a Simon-kút (Visegrádi-hg.) Fagetalia erdejében. – *I. Magyar Ökológus Kongresszus, Előadás-kivonatok és poszter-összefoglalók*, Budapest, p. 29.
- Csontos, P. (1996): *Az aljnövényzet változásai cseres-tölgyes erdők regenerációs szukcessziójában*. – Scientia Kiadó, Budapest.
- Gergely, A. (1992): A Háros-sziget ártéri erdei. – A 'Lippay János' tudományos ülésszak előadásai és poszterei. *A Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem Kiadványai*, Budapest, pp. 186–189.
- Gergely, A. (1994): A Háros-sziget botanikai értékei. – In: Simon T. (szerk.): *Természeti kincsek Dél-Budán. A Tétényi-fennsík és a Háros-sziget növény- és állatvilága, természetvédelme, 1990–1994*. Zöld Jövő-Cserépfalvi Kiadó, Budapest, pp. 52–68.
- Gergely, A. & Szalai, Z. (1997): Az aljnövényzet és a mikrodomborzat összefüggése egy ártéri ligeterdőben. – *IV. Magyar Ökológus Kongresszus, Pécs, 1997. június 26–29. Előadások és poszterek összefoglalói*, p. 70.
- Hegedüs, Á. (1995): *Budapest jelenlegi virágos flórája*. – Animula Kiadó, Budapest.
- Horváth, F., Dobolyi, Z. K., Morschauer, T., Lőkös, L., Karas, L. & Szerdahelyi, T. (1995): *Flóra adatbázis 1.2*. – Flóra Munkacsoport, MTA Ökológiai és Botanikai Kutató Intézet, MTM Növénytára, Vácrátót, 267 pp.
- Kárpáti, I. & Kárpáti, V. (1958a): A hazai Duna-ártér erdőtüpusai. – *Erdő* 8: 307–318.
- Kárpáti, I. & Kárpáti, V. (1958b): Elm-ash-oak grove forests (*Querceto-Ulmetum hungaricum*) turning into poplar dominated stands. – *Acta Agronomica Acad. Sci. Hung.* 8(3–4): 267–283.
- Kárpáti, I. & Kárpáti, V. (1968): Die zöologische Verhältnisse der Donauwälder in Ungarn. – *Verhandlungen der Zoologisch Botanischen Gesellschaft in Wien* 108: 165–179.
- Kevey, B. (1993): *A szigetköz erdeinek összehasonlító cönológiai vizsgálata*. – Kandidátusi értekezés, kézirat, MTA kéziratára, Budapest.
- Kevey, B. & Tóth, I. (1992): A béda-karapancsai Duna-ártér gyertyános-tölgyesei (*Quercus robur*-*Carpinetum*). – *Dunántúli Dolg. Term. tud. Sorozat* 6: 27–40.

- Loksa, I. & Loksa, I. (1994): Adatok a Háros-sziget ízeltlábú faunájához. – In: Simon, T. (szerk.): *Természeti kincsek Dél-Budán. A Tétényi-fennsík és a Háros-sziget növény- és állatvilága, természetvédelme, 1990–1994*. Zöld Jövő-Cserépfalvi Kiadó, Budapest, pp. 70–79.
- Mjazovszky, Á. (1995): *A mikrodomborzat és aljnövényzet összefüggése a Háros-szigeten*. – Szakdolgozat. Kézirat. ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tsz, Budapest.
- Pécsi, M. (1957): *A Magyarországi Duna-völgy kialakulása és felszínaktana*. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Simon, T. (1992): *A magyarországi edényes flóra határozója*. – Tankönyvkiadó, Budapest.
- 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**(1–2): 179–186.
- Stefanovics, P. (1963): *Magyarország talajai*. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Stefanovics, P. (1992): *Talajtan*. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Stefanovics, P. & Szűcs, L. (1961): *Magyarország genetikus talajterképe*. – Országos Mezőgazdasági Minősítő Intézet, Budapest, pp. 42–63.
- Sváb, J. (1981): *Biometriai módszerek a kutatásban*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 439–448.
- Szalai, Z. (1996): Soil and vegetation pattern in relationship with microrelief (the case of Háros Island, Budapest). – In: Thissen, F. (ed.): *Land, Sea and Human Effort. Abstract Book*. IGC, Utrecht, p. 458.
- Szalai, Z. & Gergely, A. (1997): Szennyező anyagok hatása természeteshez közeli ártéri ökoszisztémákra a mikrodomborzat függvényében. – *Földrajz – hagyomány és jövő c. konferencia előadásának kivonatai*, Budapest, 1997. május 20–23, p. 63.
- Tamás, J. (1999–2000): Az invázió fajok terjedésének törvényszerűségei egy magyarországi esettanulmány kapcsán – a betyárkóró. – *Bot. Közlem.* **86–87**: 169–181.
- Terpó, A. (1976a): The carpological examination of wildgrowing wine species of Hungary I. – *Acta Botanica Acad. Sci. Hung.* **22**: 209–247.
- Terpó, A. (1976b): A Magyarországon vadon és elvadultan előforduló szőlőfajok határozókulcsa. – In: Hegedüs *et al.* (szerk.): *A szőlő (Vitis vinifera L.). Magyarország kultúrflórája*. **4**: 15–16.
- Terpó, A. (1977): The carpological examination of wildgrowing wine species of Hungary II. – *Acta Botanica Acad. Sci. Hung.* **23**: 247–273.
- Zólyomi, B. (1934): A Hanság növényközvetkezetei. (Die Pflanzengesellschaften des Hanság.) – *Vasi Szemle* **1**: 146–174.
- Zólyomi, B. (1937): A Szigetköz növénytani kutatásainak eredményei. – *Bot. Közlem.* **34**: 169–193.
- Zólyomi, B. (1958): Budapest és környékének természetes növénytakarója. – In: Pécsi, M. (szerk.): *Budapest természeti képe*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 511–642.
- Zsolt, J. (1943): A Szent-Endrei sziget növénytakarója. – *Index Horti Botanici Universitatis Budapestinensis* **6**: 3–18.

Quantitative floristical studies of the Háros Island (Central Hungary)

Á. Mjazovszky

Budai Nagy Antal Gimnázium, H-1221 Budapest, Anna u. 13–15, Hungary

Altogether 218 higher plant taxa were detected on the territory of Háros Island, southern Buda, Hungary. Four species provided new floristic data regarding the 8680 unit of the Central European

grid system. Comparing the island's flora to the flora of Hungary distribution of species in ecological indicator values were statistically analysed, and the homogeneity test showed significant differences in several cases. Three life-form categories (tree, shrub and epiphyte) and three categories of social behaviour types (degradation tolerant, native competitor and generalist) showed higher frequencies than the Hungarian flora, that can be a consequence of the Danube's regular flood. During floods low stature plants suffer most from high water, and the island's flora can also tolerate mud and debris brought by the river. Species groups listed above are adopted to these conditions. Considering the area-size proportion of species with large area outnumbers the Hungarian average. It is probably due to their easy dispersion along the river and its tributaries, and also because of the non-zonal character of the riparian vegetation. Beside the natural disturbances caused by the regular floods, the northern part of the Háros Island suffers various anthropogenous impacts, too, and this may also contribute to the high proportion of weed-like species that are often characterised with large area and degradation tolerance.

Key words: flood plain vegetation, Raunkiaer's life form, degradation tolerance, area-size, vertical distribution, social behaviour types

Appendix

A Háros-sziget edényes növényfajainak alfabetikus felsorolása (Gergely Attila leg. et det.)

- | | |
|---|---|
| <i>Acer campestre</i> L. | <i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) Presl. |
| <i>A. campestre</i> var. <i>austriacum</i> (Tratt.) DC. | <i>Artemisia vulgaris</i> L. |
| <i>A. negundo</i> L. | <i>Aster tradescantii</i> L. |
| <i>A. platanoides</i> L. | <i>Astragalus cicer</i> L. |
| <i>A. tataricum</i> L. | <i>Barbarea stricta</i> Andrz. |
| <i>Achillea collina</i> L. | <i>Bidens tripartita</i> L. |
| <i>A. millefolium</i> L. | <i>Bilderdykia convolvulus</i> (L.) Dum. |
| <i>Agropyron repens</i> (L.) P. B. | <i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) R. et Sch. |
| <i>Agrostis stolonifera</i> L. | <i>Bromus mollis</i> L. |
| <i>Ajuga reptans</i> L. | <i>B. sterilis</i> L. |
| <i>Alisma plantago-aquatica</i> L. | <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth |
| <i>Alliaria petiolata</i> (M. B.) Cavara et Grande | <i>Calystegia sepium</i> (L.) R. Br. |
| <i>Allium scorodoprasum</i> L. | <i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medic. |
| <i>Alopecurus geniculatus</i> L. | <i>Carduus acanthoides</i> L. |
| <i>A. pratensis</i> L. | <i>Carex acutiformis</i> Ehrh. |
| <i>Althaea officinalis</i> L. | <i>C. brizoides</i> L. |
| <i>Ambrosia artemisiifolia</i> L. | <i>C. gracilis</i> Curt. |
| <i>Anagallis arvensis</i> L. | <i>C. hirta</i> L. |
| <i>Anchusa officinalis</i> L. | <i>C. spicata</i> Huds.* |
| <i>Arctium lappa</i> L. | <i>C. tomentosa</i> L. |
| <i>Arenaria serpyllifolia</i> L. | <i>Celtis occidentalis</i> L. |
| <i>Aristolochia clematidis</i> L. | <i>Centaurea micranthos</i> S. G. Gmel. |

- Ceratophyllum demersum* L.
Chelidonium majus L.
Chenopodium album L.
Chrysanthemum vulgare (L.) Bernh.
Cichorium intybus L.
Circaea lutetiana L.
Cirsium arvense (L.) Scop.
C. eriophorum (L.) Scop.*
C. vulgare (Savi) Ten.
Clematis vitalba L.
Conium maculatum L.
Convallaria majalis L.
Convolvulus arvensis L.
Cornus sanguinea L.
Coronilla varia L.
Crataegus monogyna Jacq.
C. laevigata (Poiret) DC.
Dactylis glomerata L.
Daucus carota L.
Diplotaxis muralis (L.) DC.
Dipsacus laciniatus L.
Dryopteris carthusiana (Vill.) H. P. Fuchs
Echinochloa crus-galli (L.) P. B. var. *brevisetata* Gaud.
Echium vulgare L.
Elaeagnus angustifolia L.
Equisetum arvense L.
E. hyemale L.
Erigeron canadensis L.
Erodium cicutarium (L.) L'Hérit.
Erucastrum gallicum (Willd.) Schulz *
Euonymus europaeus L.
Euphorbia cyparissias L.
E. esula L.
E. helioscopia L.
E. lucida W. et K.
E. palustris L.
E. virgata W. et K.
Festuca gigantea (L.) Vill.
F. pratensis Huds.
Ficaria verna Huds.
Fraxinus angustifolia Vahl subsp. *pannonica* Soó et Simon
F. pennsylvanica Marsh.
Galanthus nivalis L.
Galeopsis speciosa Mill.
Galinsoga parviflora Cav.
Galium aparine L.
G. mollugo L.
G. palustre L.
G. rubioides L.
Geranium robertianum L.
Glechoma hederacea L.
Gleditsia triacanthos L.
Glyceria maxima (Hartm.) Holmbg.
Gnaphalium uliginosum L.
Hordeum murinum L.
Humulus lupulus L.
Hyoscyamus niger L.
Hypericum perforatum L.
H. tetrapterum Fr.
Impatiens noli-tangere L.
I. parviflora DC.
Inula britannica L.
Iris pseudacorus L.
Juncus compressus Jacq.
Laburnum anagyroides Medic.
Lamium amplexicaule L.
L. maculatum L.
L. purpureum L.
Lapsana communis L.
Lathyrus latifolius L.
L. pratensis L.
L. tuberosus L.
Leucosium aestivum L.
Linaria vulgaris Mill.
Lolium perenne L.
Lotus corniculatus L. var. *villosus* Koch
Lysimachia nummularia L.
L. vulgaris L.
Lythrum salicaria L.
Malus domestica L.
M. sylvestris (L.) Mill.
Malva sylvestris L.
Matricaria maritima L. subsp. *inodora* (L.) Soó
Medicago lupulina L.
Melandrium album (Mill.) Garcke
Melilotus officinalis (L.) Pall.
Morus alba L.
Myosotis palustris (L.) Nath. em. Rchb.
Myosoton aquaticum (L.) Mönch
Oenothera biennis L.
Onopordum acanthium L.
Oxalis europaea Jord.
Papaver rhoeas L.

- Parietaria officinalis* L.
Parthenocissus quinquefolia (L.) Planch.
Pastinaca sativa L. subsp. *pratensis* (Pers.)
 Čelak.
Phalaroides arundinacea (L.) Rauschert
Phragmites australis (Cav.) Trin.
Physalis alkekengi L.
Picris hieracioides L.
Plantago altissima L.
P. lanceolata L.
P. major L.
P. media L.
Poa annua L.
P. pratensis L.
P. trivialis L.
Polygonatum latifolium (Jacq.) Desf.
Polygonum aviculare L.
P. lapathifolium L.
P. mite Schrk.
Populus alba L.
P. nigra L.
P. tremula L.
P. x canescens (Ait.) Sm.
P. x euramericana I–214.
Potentilla anserina L.
P. reptans L.
P. supina L.
Prunella vulgaris L.
Quercus robur L.
Ranunculus repens L.
R. sceleratus L.
R. trichophyllus Chaix
Reseda lutea L.
Reynoutria japonica Houtt.
Robinia pseudo-acacia L.
Rorippa islandica (Oeder) Borb.
R. sylvestris (L.) Bess
R. x astylis (Rchb.) Rchb.
Rosa multiflora Thumb*.
Rubus caesius L.
Rumex crispus L.
R. sanguineus L.
Salix alba L.
S. purpurea L.
S. triandra L.
Sambucus ebulus L.
S. nigra L.
Scilla vindobonensis Speta
Scrophularia nodosa L.
Scutellaria galericulata L.
Senecio vulgaris L.
Setaria viridis (L.) P. B.
Sisymbrium loeselii Jusl.
S. orientale Torn.
Solanum dulcamara L.
Solidago canadensis L.
S. gigantea Ait.
Stachys palustris L.
Stellaria holostea L.*
S. media (L.) Vill.
Stenactis annua (L.) Nees
S. annua (L.) Nees subsp. *strigosa* (Mühl.) Soó
Symphytum officinale L.
Taraxacum officinale Weber ex Wiggers
Tragopogon dubius Scop.
Trifolium pratense L.
T. repens L.
Tussilago farfara L.
Typha angustifolia L.
Ulmus glabra Huds.*
U. laevis Pall.
U. minor Mill.
U. procera Salisb.
Urtica dioica L.
Valeriana officinalis L. subsp. *officinalis*
Verbascum nigrum L.
Verbena officinalis L.
Veronica persica Poir.
V. polita Fr.
Viburnum opulus L.
Vicia angustifolia L.
V. cracca L.
Viola cyanea Čelak.
V. elatior Fr.
V. odorata L.
V. sylvestris Lam.
Vitis berlandieri x riparia **
V. riparia Michx.
V. riparia x rupestris **
V. sylvestris C. C. Gmel.**

* Kecskés Ferenc leg. et det.

** Hegedüs Ábel leg. et det.

A feketefenyvesek telepítése Magyarországon, különös tekintettel a dolomitkopárokra

Tamás Júlia

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

Összefoglaló: Magyarországon az első feketefenyveseket a XIX. század végén telepítették, kísérleti jelleggel és elsősorban talajvédelmi megfontolásból. Az 1950-es és '70-es években már a fatermesztési cél is előtérbe került. Ma Magyarországon az erdők 4,2%-a (70 300 ha) feketefenyves. A tájidegen fafaj nagy kiterjedésű, elegyetlen állományai számos ökológiai és természetvédelmi problémát okoznak. Ezért – legalább a védett területeken – nem halasztható tovább fokozatos átalakításuk, kezdetben őshonos fafajokkal vegyes állományokká, majd később a tájba illő természetsterű erdőkké. A dombvidéki feketefenyvesek elegyfájaként a virágos kőriszt javasoljuk, míg homokterületeken a fehér nyár alkalmazása látszik célszerűnek.

Kulcsszavak: erdősisítés feketefenyővel, homokkötés, kopárfásítás, *Pinus nigra*, szemle, történeti áttekintés

Bevezetés

A XIX. század végén induló fenyvesítések elhatározásában a talaj- és tájvédelmi megfontolások játszottak elsődleges szerepet. Meg kellett állítani a degradált növényzetű hegyoldalakon fenyegető talajeróziót és a táj lepusztulását. A fenti célok mellett a fatermesztés eleinte csak másodlagos szempont volt. Később, mivel a feketefenyő várakozáson felül beváltotta a hozzá fűzött reményeket, a termesztési cél nagyobb hangsúlyt kapott, s ezen politikai mozgalmak is lendítettek.

A feketefenyvesekkel szembeni ellenérzés tulajdonképpen csak a XX. század hetvenes éveiben kezdett kialakulni. Ennek magyarázatára több körülmény hozható fel. Egyrészt, megváltozott a természetvédelem hozzáállása. Ekkorra a hegyvidéken szinte teljesen jelentőségét veszítette a legeltető állattartás, aminek következtében a hegyoldalak füves területei magukhoz tértek, néhol még spontán cserjésedés is megindult, s így a feketefenyő talajerózió-elhárító szerepe már kevésbé volt érdekes. Egyúttal mind nagyobb figyelemmel fordult a botanikus természetvédő szakma a behurcolt, esetenként agresszívan terjedő invazív növények problémájára felé (Csontos 1984, 1986, Balogh *et al.* 1994, Priszter 1997, Udvardy 1998*a,b*, Bagi 1999, Tamás 1999–2000). A tájidegen fajokra szórt szidalmakból jócskán jutott a feketefenyőnek is.

A társtudományok gondolkodásmód-beli változásától kissé lemaradva, az erdész szakma ez idő tájt éppen nagyszabású egzóta programot hirdet meg. Ke-

reszteszi (1966) 21 ezer hektár feketefenyvesről tudósít, de jelzi, hogy az irányelvek szerint ezt 80 ezer (!) hektárra kell emelni. Látni fogjuk, hogy az ellenvélemények dacára az erdészek tervüket szinte maradéktalanul véghez is viszik.

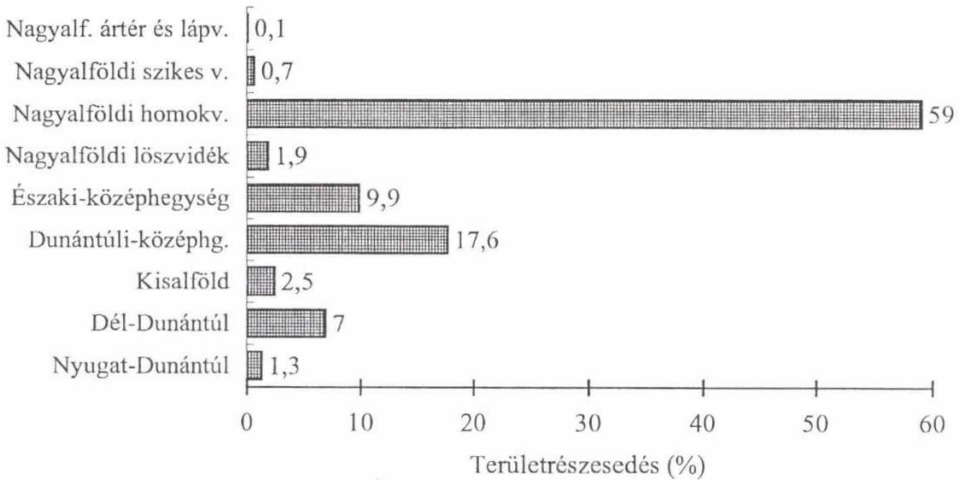
Mentségükre hozható fel azonban, hogy Zólyomi Bálint (1955) korai állásfoglalását követően a szóbeli vitáknál fajsúlyosabb ellenvetések, azaz tudományos közlemények botanikus részről indokolatlanul hosszú ideig nem születnek a témában (Csontos & Lőkös 1992). Ez az állapot csak a kilencvenes évek közepétől változik meg, amikor Horánszky András és munkatársai ismertetik kutatásaik eredményét (Horánszky 1996, Járó 1996, Nagy 1996, Török & Tóth 1996).

A komoly párbeszéd tehát elindult. A feketefenyvesek botanikai helyzetének tisztázására irányuló munkák az utóbbi években szaporodnak (Mihók 1999, Tamás & Csontos 1998, Csontos *et al.* 2001). Mind ez ideig nem született azonban olyan dolgozat, amely a feketefenyvesek telepítésének történetét dolgozza fel.

A telepítések története és megítélésének változása

A feketefenyő telepítésének gondolata már a kiegyezés előtti időben megjelent (Podhradszky 1866). Legkorábban a dombvidéki tájak, köztük a dolomitkopárok erdősítésére ajánlották (Podhradszky 1866, Székely 1868). Hamarosan feltűnik azonban az Alföld homokvidékeinek erdősítési terveiben is, amely célra a korábban behozott akácnál is jobbnak ítélik (Pausinger 1879, Kallina 1880). Így ebben az időszakban a feketefenyvesek legnagyobb hányadát a Duna–Tisza közi homokvidéken létesítették (Kiss 1913, 1920, 1927, 1931), s ma is ezeken a területeken található a legnagyobb részarányban (1. ábra). A túllegettetett területeken megfigyelt kopárosodás megfékezésére feketefenyveseket kezdetben a tengermentéi Karszt területére telepítettek (Nyitray 1913), majd egyre bátrabban alkalmazták a Dunántúli-középhegység dolomitkopárain is. A mediterrán vidékeken honos szárazság- és melegtűrő fafaj telepítése erdészeti szempontból sikeresnek bizonyult, szép állományok nőttek fel a korábban fátlan homokterületeken és hegyoldalakon. A távlati cél – amint ez a korabeli szerzők írásaiból kitűnik (Podhradszky 1866, Székely 1868, Kiss 1931, 1944) – az volt, hogy kihasználva a feketefenyő dús tűavarjának talajjavító hatását, egy viszonylag rövid vágásidejű fenyves stádiumot követően e termőhelyeken nemesebb fafajokból ültethessenek erdőket.

A fenyőtelepítés újabb lendületet vett a második világháborút követő időszakban (Héder 1951). Ennek célja már elsősorban a fenyőfának mint ipari nyersanyagnak az előállítására volt. A feketefenyő fája azonban magas gyantatartalma és a nehezen feltisztuló törzs ággöcsös szerkezete miatt jóval kevésbé értékes faanyag, mint a luc- vagy az erdeifenyő (Dérföldi 1966, Márkus 1987).



1. ábra. A feketefenyvesek területének megoszlása erdőgazdasági tájcsoportok szerint az Állami Erdészeti Szolgálat adatai alapján (Szabó 1997).

A fenyvesítés hátránya, hogy számos nehezen kezelhető ökológiai és természetvédelmi problémát okoz. A feketefenyvesek természetes előfordulási területein állományai ligetes szerkezetűek, több lombhullató fajjal elegyesek (pl. *Fraxinus ornus* L., *Carpinus orientalis* Mill., *Ostrya carpinifolia* Scop.), és jól fejlett cserje, illetve gypesztinttel rendelkeznek (Fekete 1959, Horvat *et al.* 1974, Karrer 1985, Ellenberg 1988). Ezzel szemben a nálunk létesített állományok sűrűn záródottak, az átlagos telepítési tőszám 8–12 ezer hektáronként (Kovács & Veperdi 1990–91), ezért fényszegények és monodominánsak. A monodomináns jelleget jól érzékelteti, hogy az ország *Pinus nigra* Arn. állományában a névadó faj részesedése 89,5%-os (Szabó 1997). A fényszegénységre jellemző, hogy egy idős, Tata környéki állományban a gypesztintet érő relatív megvilágítottság 7–9% volt, míg összehasonlításként ez az érték egy idős cseres-tölgyes állományban 15%-nak adódik (Csontos 1996).

A fenti adottságok következményeként az eredeti növényzet nagyon elszegényedik, amit a dolomitvegetáció esetében többen kimutattak (Borhidi 1956, Bódis 1993, Csontos *et al.* 1996, Horánszky 1996, Mihók 1999). Bizonyítható, hogy ez maga után vonja az állatközösségek hasonló leépülését is (Loksa 1988, Nagy 1996, Török & Tóth 1996). A dolomit alapkőzetten kifejlődött természetszerű vegetáció változatos és igen fajgazdag, gyakran bennszülött és reliktum fajok őrzője. A jelenség magyarázatával Zólyomi Bálint foglalkozott (Zólyomi 1942). A feketefenyő telepítése a dolomitvegetáció több társulását is érintette, amelyek között

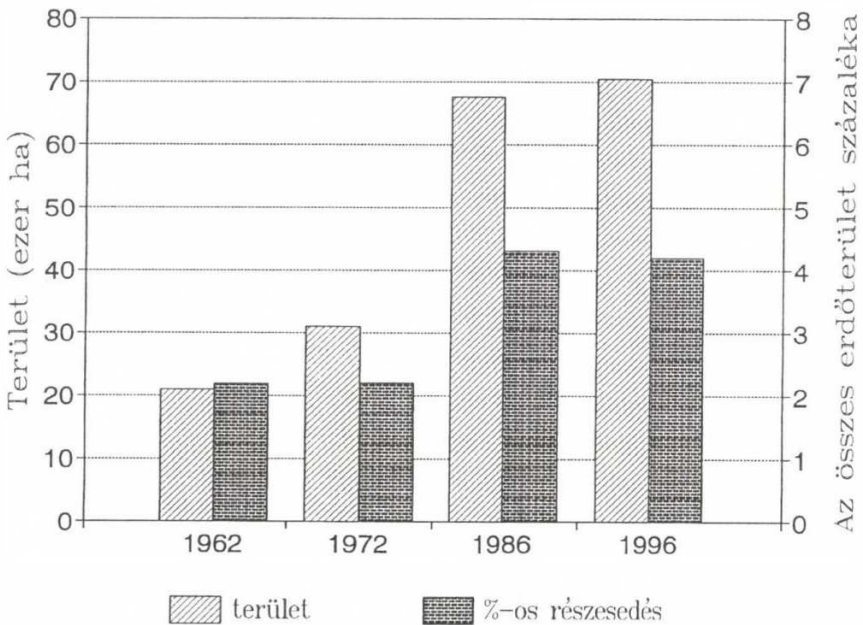
nemcsak „kopár”, füves társulások voltak, hanem részben cserjésekkel és rossz növekedésű karsztbokorerdőkkel borított területek is (Héder 1951). Ezek a társulások általában fényben gazdagok voltak. A fenyvesek árnyalásával azonban még a legsötétebb lombos erdő sem veheti fel a versenyt, lévén hogy ott a késő ősztől április végéig terjedő időszakban sem jut fény a talajszintre, amikor egy lombhullató erdő még fényben gazdag (Draskovits 1975). A dolomiton élő növények általában nem adaptálódtak a fényhiányhoz (Drin 1984), sokuk már a legcsekélyebb árnyalásra eltűnik (Bódis 1993, Kelemen 1997).

A felnövekvő fenyvesekben megfigyelt cserje-betelepülést Héder (1954) és Borhidi (1956) mint szukcessziós előrelépést, a karsztbokorerdő felé vezető átmenet jelét értékelte. Az észlelt cserjésedés kis mértékű volt (a cserjeszint összborítása Borhidinál sehol nem haladta meg a 10%-ot), s ha figyelembe vesszük, hogy a kopárfásítás során karsztbokorerdőt is fenyvesítettek, a jelenség pozitív megítélése kétséggé válik. A cserjésedésnél feltűnőbb hatásnak látszik a lágyszárú szint megtizedelődése, néha teljes eltűnése.

Az eredeti növényzetre gyakorolt kedvezőtlen hatások jóval kevésbé léptek volna fel, ha a feketefenyőt lombos fajokkal elegyes állományokban telepítették volna. A monokultúrák problémáit erdővédelmi szempontból hamar felismerték, s az erdészek már akkor figyelmeztettek erre, amikor még csak az első kísérleti állományok sikeres létesítéséről számoltak be (Tóthi Szabó 1880, Nyitray 1913). Tóthi Szabó (1880) erről így írt: „Tekintettel az imminens tűzveszélyre, mi tiszta fenyő állabokban óriási kárt okozhat; tekintettel ezen fanemek számos rovar-ellenségére, egyik vagy másik kártékony rovar tömeges megjelenése egész erdőségeket megsemmisíthet; az erdei- és fekete fenyőt ne tisztán magában, hanem főleg nagyobb kiterjedésben, a hol csak lehet, mindig cserrel, tölgygyel, bálványfa, ákác stb. fanemekkel elegyes állabokban tenyészék!” Tanácsát általában nem fogadták meg; erre utal az is, hogy Héder 1954-ben a századfordulón telepített, kiöregedő monokultúrák felújításának kérdéseivel foglalkozik. Véleménye szerint a sekély talajú termőhelyeken a 40–50 éves állományok életereje, ellenálló képessége gyorsan csökken, s ilyen állapotukban néhány avartűz vagy tartósabb aszály gyors ütemű pusztulási folyamatot indíthat meg. Ennek elkerülésére többféle, lombos(!) fával való felújítást javasol. A dolomitkopárokra telepített erdők elsődleges funkciója az erózió elleni védelem (Babos 1954, Rott 1955, Szodfridt & Tallós 1966). A kevert lombú erdő az elegyetlen fenyvesnél ebből a szempontból is előnyösebb lenne, mivel az időjárás szélsőségeivel szemben ellenállóbb. Sűrű, tömött, télen is leveles koronájuk miatt a fenyők viharok alkalmával sérülékenyebbek, s mivel zárt állományban a téli csapadék jelentős része a talajt el sem érve a lombkoronában elpárolog, a szárazságot is jobban megsínylik (Papp 1966). Különös, hogy ennek ellenére még az 1950-es, 1960-as évekre tehető fenyőtelepítések is monokultúrák.

További jelentős növekedést okozott a feketefenyvesek területében a hetvenes években meghirdetett fenyvesítési program (vö. Keresztesi 1966).

Mindezek eredményeként feketefenyveseink területe fokról fokra növekedett (2. ábra), ami jelenleg Magyarország erdőterületeinek 4,2%-át (70 300 ha) teszi ki (Szabó 1997). Ezekben az erdőkben az 1990-es évek kezdetén lépett fel tömegesen egy korábban nálunk nem jellemző, hajtáspusztulást okozó gombakártevő, a *Sphaeropsis sapinea* Dyko et Sutton. Az epidémia váratlan kialakulása valószínűleg összefügg az állományok korosodásából következő bőséges tobozterméssel, mivel kimutatták, hogy a növénynek ez a szerve a legérzékenyebb a gombafertőzésre (Koltay 1998, Koltay & Nagy 1999). Ismerve a hazai állományok koreloszlását (3. ábra), megjósolható, hogy egy-két évtized múltán a *Sphaeropsis* okozta erdővédelmi károk tovább fokozódhatnak. Az idősödő állományokban várhatóan ehhez társul még a fokozódó szúkártétel is; például a hatfogú szú (*Ips sexdentatus*) az utóbbi évtizedekben vált gyakorivá fenyveseinkben (Csóka & Kovács 1999). A feketefenyvesek kártevőkkel szembeni sérülékenységét növeli, ha nagy kiterjedé-

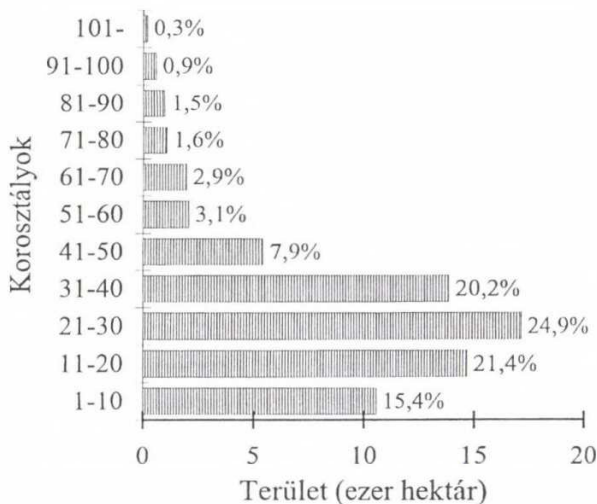


2. ábra. A feketefenyő területének változása az utóbbi évtizedekben, Keresztesi (1966), Danszky (1973) és Szabó (1997) adatai alapján.

sű és egykorú állományok a faj fejlődése szempontjából nem optimális termőhelyen élnek. Márpedig a hazai állományok éppen ilyenek: 90,9 százalékuk közepes, vagy gyenge fatermő képességű területeken található (Szabó 1997).

A feketefenyő szerepének jelenlegi megítélését a KTM Természetvédelmi Hivatalának 3. tanulmánykönete ismerteti, amely szerint az elegyetlen feketefenyvesek helyén a célállomány lombos fákkal kevert erdő, a fokozottan védett területeken pedig fokozatosan a fenyő teljes kizárására törekednek (Keszthelyi *et al.* 1995). A tájidegen fafajok leváltásának igénye újabban egyre többször előtérbe kerül a természetközeli erdőgazdálkodást tárgyaló szakkönyvekben (Szmorad 2000, 2001).

A fenyvesítésbe vont arid élőhelyek (dolomitlejtkők és homokpuszták), amelyek potenciálisan nagy természetvédelmi értékkel bírnak, általában a rossz fatermési osztályba sorolhatók. Azt hihetnénk, hogy az itt élő feketefenyvesek lecserélése könnyen és gyorsan végrehajtható. Mégsem ez a helyzet, mert az idevonatkozó erdészeti üzemtervek ez ellen hatnak. Az ilyen területeken gyakori talajvédelmi célú erdőket a lehető legvégső korig kívánják fenntartani (Veperdi 1993), ami akár 90–100 éves vágáskort is jelenthet. Jelenleg az ilyen különleges rendeltetésű feketefenyvesek átlagos életkora 70,6 év (Szabó 1997). A nem talajvédelmi célú, gyenge fatermési osztályba sorolt fenyvesek esetében Kovács és Veperdi (1990–91) gazdaságossági szempontok alapján a korábbi gyakorlat szerinti 50 éves vágáskor



3. ábra. A feketefenyő állományok megoszlása korcsoportok szerint az Állami Erdészeti Szolgálat adatai alapján (Szabó 1997).

növelését javasolja. Ezekben az állományokban a gyenge termőhelyi adottságok miatt minőségi fatermesztés nem lehetséges, így a mennyiségi termelés érdekében gyérítéseket sem végeznek, ezért az állományok szinte ültetési sűrűségben maradnak fenn hosszú ideig (Solymos 1978). Ez az ültetési sűrűség pedig Veperdi (1988–89, 1990–91) szerint 1×1 és 2×2 m-es hálózat között optimális. A fentiekből látható, hogy ha továbbra is az erdészeti szempontok dominálnak, akkor még sokáig találkozhatunk sűrű, sötét feketefenyvesekkel ezeken a területeken.

Összegzés és kitekintés

Magyarországon az első feketefenyveseket a XIX. század végén létesítették, kísérleti jelleggel, a meredek lejtők talajeróziójának megfékezésére, valamint a futóhomok megkötésére. A dél-európai fafaj kitűnően beváltotta a hozzá fűzött reményeket, ezért fatermesztési célú telepítése is megindult. Az ilyen jellegű erdősítések egyik nagy hulláma az 1950-es évekre esik, de az 1970-es évek egzóta programja keretében még nagyobb területeken létesítették ültetvényeit. Ezek a faj őshonos állományaitól jóval nagyobb zártságukkal térnek el, aminek következtében a telepítés előtti vegetációból csak néhány széles alkalmazkodóképességű faj marad meg bennük. A természetvédelem oldaláról ez az egyik fő érv a feketefenyvesek ellen. Az ellenvetések között gyakran szerepel még, hogy ezek a faültetvények monokultúrák, diverzitásuk nagyon alacsony, kártevőkkel szemben fogékonyabbak és tűzveszélyesek. A tiszta feketefenyő állományokról szólva, érdemes tudnunk, hogy ezek ültetése annak ellenére történt folyamatosan, hogy közben az erdészek egy része is figyelmeztet a monokultúrák veszélyeire és vegyes faállományok telepítését javasolja.

Napjainkban, legalább a természetvédelmi területek esetében már nem halogatható tovább e monokultúrák átalakítása. Dobrosi és Szabó (1999) rendszerét véve alapul, ahhoz, hogy a faültetvény jellegű állományokat eggyel kedvezőbb kategóriába (vegyes faállomány) viuessük át, az őshonos fajok elegyarányát 33%-ra kell növelnünk. Ezt a célt a középhegységi feketefenyvesek esetében leginkább a virágos kőris segítségével érhetjük el. Ez a fa nemcsak a dél-európai őshonos feketefenyvesekben találja meg kedvező életterét (Fekete 1959), de széles alkalmazkodóképessége révén a hazai ültetett állományokba is spontán módon betelepül és fokozatosan a lombkorona szintbe is beépül (Csontos *et al.* 2001, Kalapos & Csontos 2000). A zárt fenyőállományok megbontásával ezt a természetes folyamatot kell segítenünk. Végül fenyő nélküli állományok is kialakíthatók a dolomit-lejtőkön, hiszen Boriszlavszky (1887) szerint a virágos kőris ezeken a termőhelye-

ken önmagában is állományalkotó lehet. Az elegyarányok hasonló mértékű átalakítására homokvidékeken a fehér nyár tűnik a legalkalmasabb őshonos fafajnak (vö. Magyar 1961).

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönetet szeretnék mondani Csontos Péternek a kézirat összeállításáért, valamint Horváth Ferencnek és Kézdy Pálnak gondos lektori munkájukért. Munkámat az OTKA (T029784) támogatta. A dolgozat elkészítését a Soros Alapítvány Belföldi Doktorandusz ösztöndíj programja tette lehetővé (230/1/1014).

Irodalomjegyzék

- Babos, I. (1954): *Magyarország táji erdőművelésének alapjai*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Balogh, L., Tóthmérész, B. & Szabó, T. A. (1994): Patakkísérő invazív gyomok (*Helianthus*, *Humulus*, *Impatiens*, *Reynoutria*, *Rubus*, *Sambucus*, *Solidago* és *Urtica*) állományainak számítógépes elemzése Szombathely térségében. – *Berzsenyi Dániel Tanárképző Főiskola Tudományos Közleményei* 9, *Természettudományok* 4: 73–99.
- Bagi, I. (1999): A selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) – Egy invazív faj biológiája, a védekezés lehetőségei. – *Kitaibelia* 4(2): 289–295.
- Bódis, J. (1993): A feketefenyő hatása nyílt dolomit sziklagyepre. I. Texturális változások. (Effect of black pine on dolomite rock grasslands. I. Textural changes.) – *Bot. Közlem.* 80(2): 129–139.
- Borhidi, A. (1956): Feketefenyveseink társulási viszonyai. (Zönnologische Verhältnisse unserer Schwarzföhrenwälder). – *Bot. Közlem.* 46: 275–285.
- Boriszlavszky, J. (1887): A virágos kőrös (*Fraxinus ornus* L.), meg a sziklás hegyoldalak. – *Erdészeti Lapok* 26: 497–500.
- Csóka, Gy. & Kovács, T. (1999): *Xilofág rovarok*. – Agroinform Kiadó, Budapest, 189 pp.
- Csontos, P. (1984): Az *Impatiens parviflora* DC. vadállókövi (Pilis) állományának cönológiai és ökológiai vizsgálata. – *Abstracta Botanica* 8: 15–34.
- Csontos, P. (1986): Dispersal and establishment of *Impatiens parviflora*, an introduced plant, in a hardwood forest. – *Abstracta Botanica* 10: 341–348.
- Csontos, P. (1996): *Az aljnövényzet változásai cseres-ölgyes erdők regenerációs szukcessziójában*. – *Synbiologia Hungarica* 2(2). Scientia Kiadó, Budapest, 122 pp.
- Csontos, P. & Lőkös, L. (1992): Védett edényes növényfajok térbeli eloszlás-vizsgálata a Budai hg. dolomitvidéken – szünbotanikai alapozás természetvédelmi területek felméréséhez. – *Bot. Közlem.* 79(2): 121–143.
- Csontos, P., Horánszky, A., Kalapos, T. & Lőkös, L. (1996): Seed bank of *Pinus nigra* plantations in dolomite rock grassland habitats, and its implications for restoring grassland vegetation. – *Annl. hist.-nat. Mus. natn. hung.* 88: 69–77.
- Csontos, P., Tamás, J. & Kalapos, T. (2001): Correlation between age and basal diameter of *Fraxinus ornus* L. in three ecologically contrasting habitats. – *Acta Bot. Hung.* 43 (in press)
- Danszky, I. (1973): *Erdőművelés II. Erdőnevelés – erdővédelem*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 418 pp.
- Dérföldi, A. (1966): Fenyveseink használata. – In: Keresztesi, B. (szerk.): *A fenyők termesztése*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 487–499.

- Dobrosi, D. & Szabó, G. (1999): Természetvédelmi erdők kezelési problémái. – *Erdészeti Kutatások* **89**: 225–234.
- Draskovits, R. (1975): Light intensity studies in beechwoods of different age. – *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* **21**(1–2): 9–23.
- Drin, I. (1984): *Antropogén hatások a Nagyszénás vegetációjában. – Tájédegen fajfaj és rendszeres taposás hatása a Nagyszénás délkeleti lejtőjén kialakult másodlagos gyepre.* – ELTE szakdolgozat, Budapest, kézirat, 88 pp.
- Ellenberg, H. (1989): *Vegetation Ecology of Central Europe.* 4th ed. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Fekete, G. (1959): Angaben zur Zönologie der moesischen Schwarzföhrenwälder. – *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* **5**(3–4): 327–347.
- Héder, I. (1951): A dolomit és mészkő kopárfásítások egyes főbb irányelvei. – *Erdészeti Tudományos Intézet Évkönyve* **1**: 65–90.
- Héder, I. (1954): Dolomit és mészkőkopárokra telepített erdők hatásvizsgálata és a kiüregedő állományok felújítása. – *Erdészeti Kutatások* **1954**(2): 87–101.
- Horánszky, A. (1996): Növénytársulástani, erdőgazdálkodási és természetvédelmi kérdések a Kis- és Nagy-Szénáson. – *Természetvéd. Közlem.* **3–4**: 5–19.
- Horvat, I., Glavac, V. & Ellenberg, H. (1974): *Vegetation Südosteuropas.* – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 768 pp.
- Járó, Z. (1996): Ökológiai tanulmányok a Kis- és Nagy-Szénáson. – *Természetvéd. Közlem.* **3–4**: 21–53.
- Kalapos, T. & Csontos, P. (2000): A lomblevél szerkezeti és működési sajátosságainak változatossága különböző termőhelyen nőtt *Fraxinus ornus* populációknál. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **11/1**, V. Magyar Ökológus Kongresszus előadások és poszterek kivonatai, p. 242.
- Kallina, K. (1880): Az erdei- és feketefenyő ültetése kosarakban, futóhomok-területen (*Pinus sylvestris* et *austriaca*). – *Erdészeti Lapok* **19**(1): 31–37.
- Karrer, G. (1985): Waldgrenzstandorte an der Thermenlinie (Niederösterreich). – *Stapfia* **14**: 85–103.
- Kelemen, J. (szerk.) (1997): *Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez.* – A KTM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 4. TermészetBÚVÁR Kiadó, Budapest.
- Keresztesi, B. (szerk.) (1966): *A fenyők termesztése.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 541 pp.
- Kertész, M. (1982): *A fénymintázat és a növényzet kapcsolatának vizsgálata egy páfrányokban gazdag fenyvesben.* – ELTE szakdolgozat, Budapest, kézirat.
- Keszthelyi, I., Csapody, I. & Halupa, L. (1995): *Irányelvek a természetvédelem alatt álló erdők kezelésére.* – A KTM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 3. A KTM kiadványa, Budapest.
- Kiss, F. (1913): Az alföldi homokterületek erdősítésénél követendő újabb eljárások. – *Erdészeti Lapok* **52**(7): 296–318.
- Kiss, F. (1920): Az Alföld fásításának kérdéséhez. – *Erdészeti Lapok* **59**: 275–294.
- Kiss, F. (1927): A feketefenyő ültetése. – *Erdészeti Lapok* **66**: 249–254.
- Kiss, F. (1931): Az Alföldfásítás gyakorlati kérdéseiről. – *Erdészeti Lapok* **70**(3): 210–243.
- Kiss, F. (1944): Harc az elemi csapásokkal a Duna–Tisza közti homokterületeken. – *Erdészeti Lapok* **83**: 101–108.
- Koltay, A. (1998): A feketefenyő hajtáspusztulását okozó *Sphaeropsis sapinea* Dyko & Sutton gomba biológiájának vizsgálati eredményei. – *Erdészeti Kutatások* **88**: 251–271.
- Koltay, A. & Nagy, L. (1999): Feketefenyő klónok fogékonysága a *Sphaeropsis sapinea* és *Dothioroma septospora* kórokozók fertőzésével szemben. – *Erdészeti Kutatások* **89**: 151–162.

- Kovács, F. & Veperdi, G. (1990–91): A feketefenyő fatermése és erdőnevelési modellje. – *Erdészeti Kutatások* **82–83**: 328–344.
- Loksa, I. (1988): *Fenyvesítés hatása a természetközeli faunára (Nagy-Szénás)*. – Kutatási jelentés „A telepített fenyőállományok hatása természetvédelmi területek termőhelyére” c. pályázathoz, kézirat, Budapest.
- Magyar, P. (1961): *Alföldfásítás II.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 622 pp.
- Márkus, L. (1987): A fenyvesek ökonómiai vizsgálata. – In: Bondor, A. (szerk.): *A fenyő termesztése és hasznosítása*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 180–199.
- Mihók, B. (1999): Telepített feketefenyves állományok természetvédelmi szempontú vizsgálata dolomiton. – *Természetvéd. Közlem.* **8**: 49–65.
- Nagy, B. (1996): Orthopteroid rovarok rekolonizációs viszonyai megnagyobbított feketefenyő tisztásokon. – *Természetvéd. Közlem.* **3–4**: 55–63.
- Nyitray, O. (1913): A karszterdősítés. – In: Fekete, L. & Blattny, T. (eds): *Az erdészeti jelentőségű fák és cserjék elterjedése a magyar állam területén*. Joerges Ágost özvegye és fia könyvnyomdája, Selmechánya.
- Papp, L. (1966): A fenyők jelentősebb betegségei, károsítói, és az ellenük való védekezés. – In: Keresztesi, B. (szerk.): *A fenyők termesztése*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 428–441.
- Pausinger, J. (1879): Homokkötési munkálatok a deliblati pusztán. – *Erdészeti Lapok* **18**(10): 649–655.
- Podhradsky, A. (1866): Előhegyeink kopár déloldalainak, tisztásainak s vizmosásainak legbiztosb és legolcsóbb erdősítéséről. – *Erdészeti és Gazdászati Lapok* **5**: 22–32.
- Priszter, Sz. (1997): A magyar adventívflóra kutatása. – *Bot. Közlem.* **84**(1–2): 25–32.
- Rott, F. (1955): A balatonkörnyéki fásítások irányelvei. – *Az erdő* **4**(12): 483–494.
- Solymos, R. (1978): Erdőnevelés. – In: Keresztesi, B. & Solymos, R. (szerk.): *A fenyők termesztése és a fenyőfagazdálkodás* (2. kiadás). Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 236–277.
- Szabó, P. (szerk.) (1997): *Magyarország erdőállományainak főbb adatai 1996. Országos adatok*. – Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest.
- Székely, M. (1868): A feketefenyő (*Pinus austriaca*) művelésének és terjesztésének hasznairól. – *Erdészeti Lapok* **7**: 205–210.
- Szomorad, F. (2000): Tájidegen fafajok alkalmazásának kérdése. – In: Frank, T. (szerk.): *Természet – Erdő – Gazdálkodás*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Pro Silva Egyesület, Eger, pp. 42–48.
- Szomorad, F. (2001): Bokorerdők. – In: Bartha, D. (szerk.): *Természetközeli erdőgazdálkodás*. (in press)
- Szodfridt, I. & Tallós, P. (1966): A feketefenyvesek kultúr erdőtípusai. – In: Keresztesi B. (szerk.): *A fenyők termesztése*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 105–106.
- Tamás, J. (1999–2000): Az invazív fajok terjedésének törvényszerűségei egy magyarországi esettanulmány kapcsán – a betyárkóró. – *Bot. Közlem.* **86–87**: 169–181.
- Tamás, J. & Csontos, P. (1998): A növényzet tűz utáni regenerálódása dolomitra telepített feketefenyvesek helyén. – In: Csontos, P. (szerk.): *Sziklagepek szünbotanikai kutatása*. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 231–264.
- Tóthi Szabó, S. (1880): Az erdei és fekete fenyő (*Pinus sylvestris et austriaca*) elterjedése és a befásítási ügy Somogy megyében. – *Erdészeti Lapok* **19**: 415–422.
- Török, J. & Tóth, L. (1996): A Nagy-Szénás természetvédelmi terület madárfaunájának minőségi és mennyiségi vizsgálata. – *Természetvéd. Közlem.* **3–4**: 65–70.
- Udvardy, L. (1998a): Spreading and coenological circumstances of the tree of heaven (*Ailanthus altissima*) in Hungary. – *Acta Bot. Hung.* **41**(1–4): 299–314.
- Udvardy, L. (1998b): Classification of adventives dangerous to the Hungarian natural flora. – *Acta Bot. Hung.* **41**(1–4): 315–331.

- Veperdi, G. (1988–89): Feketeenyő ültetési hálózati kísérlet dél-alföldi homoktermőhelyen. – *Erdészeti Kutatások* **80–81**: 123–132.
- Veperdi, G. (1990–91): Arid homoktermőhelyek *Pinus nigra* Arn. fajjal történő hasznosítása Magyarországon. – *Erdészeti Kutatások* **82–83**: 391–397.
- Veperdi, G. (1993): *A Duna-Tisza közti feketeenyő ültetési hálózati és erdőnevelési vizsgálatának újabb eredményei*. – Kandidátusi értekezés, ERTI, Budapest, 129 pp.
- Zólyomi, B. (1942): A közép-dunai flóráválasztó és a dolomitjelenség. Die Mitteldonau-Florenscheide und das Dolomitphänomen. – *Bot. Közlem.* **39**(5): 209–231.
- Zólyomi, B. (1955): Hozzászólások és zárszó a fásítási ankét előadásaihoz. – *Az erdő* **4**(12): 494–496.

Austrian pine plantations in Hungary with special attention to dolomite hills

J. Tamás

Botanical and Ecological Research Institute of the Hungarian Academy of Sciences
H-2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4, Hungary

Abstract: In Hungary the first experimental stands of Austrian pine (*Pinus nigra* Arn.) were planted at the end of the 19th century. At the beginning soil preservation purposes dominated, later wood production received more attention in the 50s and 70s of the 20th century. Nowadays, *Pinus nigra* stands cover 70,300 hectares, that is 4.2% of the total forested area of Hungary. The extensive monocultures of this tree cause several problems from nature conservation points of view. Therefore its stands should be transformed to natural vegetation types at least when found in national parks or other nature conservation areas. *Fraxinus ornus* L. seems to be an appropriate native tree to replace Austrian pine on dolomite hills.

Key words: afforestation of bare hillsides, Austrian pine plantations, historical overview, *Pinus nigra*, quick ground stabilization, review

Az érd–százhalombattai Sánc-hegy vegetációtörténete a tájtörténet tükrében az őskortól napjainkig

Szerényi Júlia

*ELTE TTK Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c
E-mail: szerenyi@ludens.elte.hu*

Összefoglaló: A közleményben a Mezőföld északi részén fekvő érd–százhalombattai Sánc-hegynek a táj- és vegetációtörténetét ismertetem az első betelepülők megjelenésétől napjainkig. Az áttekintés során rekonstruálom a feltételezett ősi lösznövényzetet, valamint értelmezem a tájhasználat és a mai értékes lösznövényzet maradványok fennmaradásának kapcsolatát is. Mint helyi tájtörténeti különlegességet kiemelem, hogy az itt élt népek letelepedésének helyszíne és tájhasználat a történelmi korokkal szoros kapcsolatot mutatott.

Kulcsszavak: löszerdőssztyepp, tájhasználat, rekonstrukció, vegetációtörténet

Bevezetés

A biodiverzitás csökkenése korunk egyik legsúlyosabb globális problémája, amelynek veszélye nemcsak a Magyarországon kívül eső, médiában leggyakrabban szereplő élőhelyeket sújtja (trópusok, korallzátonyok), hanem az olyan, viszonylag kis kiterjedésű, sajátos földrajzi helyzetűknél és éghajlatuknál fogva egyedülállóan változatos vegetációval rendelkező területeket is, mint a Kárpát-medence. A Kárpát-medence klímazonális vegetációjának egyik féltett és veszélyeztetett kincse a mezőgazdasági hasznosítás következtében foltokra darabolódott löszerdőssztyepp, amelynek a mai Magyarország területén is található maradványállományai (Zólyomi 1957, 1995). A magas diverzitású löszerdőssztyeppnek hazai vegetációban betöltött szerepét az elmúlt években több szempontból újra feldolgozták és újra értékelték. Ennek során egyértelművé vált, hogy a jelenleg már csupán csekély területeket borító állományok megőrzése, illetve ezek természetközeli állapotának visszaállítása a természetvédelem egyik legsürgősebb feladata (Zólyomi & Fekete 1994, Molnár & Kun 2000). Ahhoz azonban, hogy egy-egy löszterület mai vegetációját értelmezzük, hatékony természetvédelmi kezelést kidolgozzuk (akár aktív beavatkozást pl. restaurációt is), és ezt alkalmazzuk az adott löszterület jelenlegi állapotú fenntartására vagy kiterjedésének növelésére, alapvető a tájtörténet és tájhasználat ismerete. Az egykori művelés mai ve-

getációkép kialakításában betöltött szerepének fontossága közel egy évtizede vált hangsúlyossá (Molnár 1996, Molnár & Kun 2000).

Az érd–százhalombattai Sánc-hegy viszonylag nagy és változatos geomorfológiájú területén számos, fajkészletében és szerkezetében eltérő löszpusztagyepfolt, löszpusztai cserjésmaradvány, molyhos tölgyfolt, különböző mértékben regenerálódott felhagyott szőlő és gyümölcsös található (Szerényi & Kalapos 2001). Bolygatási múltjuk feltárása során (1.) ismertetem a terület első megtelepülőkől napjainkig tartó tájhasználatát, (2.) az érd–százhalombattai löszvegetáció mai képeinek kialakulási folyamatát és rekonstrukcióját, valamint (3.) értelmezem a tájtörténet szerepét az érd–százhalombattai Sánc-hegy sokszínű löszvegetációjának megőrzésében.

Anyag és módszer

Általánosan igaz, hogy az évezredekkel ezelőtti időkből a jelen felé haladva a forrásművek száma, mélysége és pontossága nő, egyre finomabb, már kisebb területekre vonatkozó információkat nyújtva (Molnár 1996). Az érd–százhalombattai Sánc-hegy esetében hasonló a helyzet. Negyedkori (i.e. 10 000–i.sz. 1000) vegetációja részben „csupán” az Alföldről származó paleobotanikai eredmények és pollenspektrumok eredményeinek általánosításával rekonstruálható (Zólyomi 1952, Járainé 1966, 1982, 1991*a,b*, 1997*a,b*, Kordos & Járainé 1988), míg i.e. 4000-tól a jelenkorig már régészeti kincsek, írásos emlékek (oklevelek, összeírások, úrbérendezések, térképek stb.) állnak rendelkezésre a tájtörténet feldolgozásához. Kiemelésre méltó adatforrások a XVIII. század végétől rendszeresen megjelenő, már a domborzati viszonyokat, művelési ágakat is feltüntető térképek (Balázs 1985, 1992, Harmat 1986, Tarnay 2000*b*, ld. térképlista), az 1950-es évektől kezdődően egy adott területről rendszeresen készített légifelvétel-sorozatok (Magyar Honvédség Térképészet Hivatala), valamint az értékes szóbeli közlések, amelyek felhasználásával az ősidőktől kezdve felvázolható az érd–százhalombattai Sánc-hegy alapvetően az ember tájátalakító tevékenysége következtében fellépő vegetáció-változásának folyamata.

A Sánc-hegynek, változatos geomorfológiája következtében, négy részterületét különítettük el: plató, érdi Magaspart, Sánc, Kakukk-hegy. A Kakukk-hegy két egységre tagolódik: (1.) az érdi Szigettől északnyugatra fekvő, mellékvölgyekkel tagolt, változatos geomorfológiájú, ún. északnyugati területre, valamint (2.) az érdi Szigettől délnyugatra található, északias kitétségű, meredek, tagolatlan, ún. délkeleti részre (Szerényi & Kalapos 2001). A részterületek 1–6-ig terjedő számokkal jelölve az 1. térképen láthatók. Az első betelepülőkől/az őskortól jelenkorig tartó tájhasználatot/vegetációtörténetet két külön alfejezetben és egy időszakon

belül részterületenként ismertetem. A fajneveket Simon (2000) határozója alapján használom.

Eredmények és megvitatás

A tájhasználat története az első megtelepülőkől napjainkig

Az érd-százhalombattai Sánc-hegy első lakói mintegy 4000 évvel ezelőtt jelentek meg a kiváló földrajzi helyzetű és természeti adottságokkal jellemezhető platón (Poroszlai 1993).¹ A kora bronzkorban (i.e. 1800) jelentős, már számos értékes régészeti anyagot is szolgáltatató telepeket létesítettek (Poroszlai 1993, 1996).² Állataikat legeltették, váltógazdálkodásos földművelést folytattak, és elsősorban gabonát és hüvelyeseket termeltek (Gyulai 1996). Élénk gazdasági tevékenységük a telep környéki táj átalakításával járt: lakóhelyük „szántók”, állatkarámok, földhányások, utak, építési és égetési maradványok között feküdt. A kora vaskor idején (i.e. 700–kb. i.e. 400) az ún. Hallstatt-kultúra népei vették birtokba az elhagyott bronzkori telephelyet, és köréje napjainkig fennmaradó, tájképet meghatározó, mesterséges építményeket, tumulusokat és sánctól emeltek (Holport 1996, Poroszlai & Vicze 1998). A sírkamrák támasztékait tölgyfagerendák alkották (Marton 1996).³ Becsléseim szerint egy átlagos, 3 m magas, 25 m átmérőjű halomhoz mint-

- 1 Az időszámításunk előtti népek egyik jellemzője, hogy telepeiket a hatékony katonai védelem érdekében fennsík jellegű területeken alakították ki (Poroszlai 1993, Német Gabriella személyes közlés). Az érd-százhalombattai Sánc-hegy erre különösen alkalmas volt, mert tiszta időben a Duna mindkét partja több tíz kilométer hosszan belátható. További értéke a területnek a folyóközelség és a kiváló minőségű csernozjom talaj. Régészeti leletek alapján a terület mintegy 4000 év óta lakott. Ezt megelőző időszakból származó emlékek nem kerültek elő, ezért valószínű, hogy korábban nem vagy csak alkalmanként éltek a Sánc-hegyen.
- 2 A Százhalombatta-Téglagyár, ill. Földvár néven a szakirodalomba került, mintegy 200 m hosszú, 100 m széles, sánccal és árokkal megerősített, ún. telltelep a plató százhalombattai téglagyár feletti részén létesült (Poroszlai 1993, 1996). Ma már csak maradványai láthatók, mert a XIX. század végén meginduló agyagbányászat jelentős részét megsemmisítette.
- 3 A 90-es évek elejéig a hunok halomsírainak vélt temetőt (Kereskényi 1874, Balázs 1985, Poroszlai 1993) – amelyekről az Érd-délről szomszédos Százhalombatta kapta a nevét – Anonymus említi először, majd meglétükről a későbbi történetírók és feltárásukat végző hivatásos vagy amatőr régészek, pl. Érdy (Luczenbacher) János, Kereskényi Gyula is megemlékeznek (Kereskényi 1874, Poroszlai 1993). A platón, a mintegy 1200 × 1300 méteres területre kiterjedő, a múlt század közepén még 122, napjainkban csupán 90 felismerhető tumulusból álló temető északkeleti területének halomsírai helyezkednek el. Mivel pontos adat nem áll rendelkezésre arról, hogy a tumulusokat mennyi idő alatt építették, illetve, hogy honnan hordták a szükséges építőanyagot (már korábban bolygatott területről, bányából vagy új területek feltöréséből), a talajhordás okozta bolygatás mértékét csak becsülni lehet. Feltételezésem szerint az építkezés legegyszerűbb módját választották és a lehető legközelebbi területről szállították a talajt, tehát vagy egy bányából (erre nincs adat) vagy a földvár nem művelt, közvetlen környékéről.

egy 4090 m³ talajra volt szükség, tehát az itt található 122 tumulushoz 498 800 m³ talaj kellett, azaz a plató távolabbi pontjairól is az adott tumulus helyére kellett szállítani a felszíni talajréteget és az ez alatt található lösz. Jelentős mennyiségű építőanyagot igényelt a bronzkori földvárat észak-északnyugat felől megerősítő, kb. 10–12 magas, függőleges oldalú, 1–1,5 m széles, vízszintes „tetejű”, löszből és agyagból emelt sánc is (Dobay Péter személyes közlése, Torma 1986b, Holport 1996, Marton 1996, Poroszlai & Vicze 1998, a rétegzettségére vonatkozó kutatások még nem befejezettek).⁴ A kora vaskori hétköznapi életet tehát építő- és tüzelőanyag-igényes (lösz, agyag, fa) tevékenységek jellemezték, amelyeket feltételezésem szerint a külszíni lösz- és agyagbányászat is kiegészíthetett (Poroszlai 1993, 1996, Marton 1996, Medzihradzsky 1996, Medzihradzsky & Járainé 1996, Medzihradzsky *et al.* 2000).⁵ Az ezt követő, ún. Duna menti erődítési hullám időszakában (*kelta uralom*, i.e. II. század) a vaskori földvárat és sáncot megerősítették. Az átépítés a talajfelszín erős bolygatásával járt, ezért a földvár, és feltételezésem szerint a sánc alapanyaga is lösz-homok-meszes agyag keverék (Torma 1986b, Varga 2000, Németh Gabriella személyes közlése). A római fennhatóság idején (II. század) a plató gyéren lakott terület, amelyen állandó települést és mezőgazdasági területeket nem létesítettek (Záborszky 1985, Tarnay 2000a).⁶⁷

- 4 A sánc helyének kijelölése hadászati szempontok figyelembevételével történt. Vonulatának délnyugati elvégződése a Duna-partról nyíló löszvölgyrendszer (ennek elején ma az egykori százhalmattai téglagyár területe található) fővölgyének végéig ér, így a földvár három oldalról vált védetté (Torma 1986b).
- 5 A kora vaskor jellemző tevékenységei közé a fémfeldolgozás (réz, bronz, vas), kerámiaégetés, rendszeres építkezés – a kőhiány miatt (legközelebb Sós-kútról lehetett beszerezni) a házfalakat löszből és agyagból tapasztották (Marton 1996) – háztartási munkák (főzés, fűtés) és a temetkezési szertartások elvégzése (hamvasztás, halomemelés) tartozott (Poroszlai 1993, 1996, Medzihradzsky 1996, Medzihradzsky & Járainé 1996, Medzihradzsky *et al.* 2000).
- 6 Pannónia az időszámítás kezdetén, a kelta uralom végén került római fennhatóság alá (Németh Gabriella személyes közlés). Ezt követően a Római Birodalom keleti határa a Duna lett, ezért a plató kakukk-hegyi szegélyénél egy kisebb erőd épült a határvédő római katonák számára (II. század, Tarnay 2000a). A területen feltehetőleg összecsapások zajlottak. Kereskényi (1874) szerint a hunok és a rómaiak között lejátszódó, több tízezer ember életét követelő csata Potentiana város területén történt és a tumulusok a csatában elesett hun vitézek emlékére készültek (vö.3). A város lokalizálása bizonytalan, Kereskényi szerint valahol a battai Földvár területén lehetett. A csata valóságát és az említett város létét a 90-es évek kutatásai megkérdőjelezzik, és a tumulusok eredete egy korai magyarizátának tartják (Holport 1996, Poroszlai & Vicze 1998, Németh Gabriella személyes közlése).
- 7 A plató a Rómát Aquincummal összekötő, Kakukk-hegyen keresztülvezető, észak–déli irányú, hadiút megépítését követően évszázadokig fennmaradó, fontos kereskedelmi és hadászati szerepet nyert (Záborszky 1985, Tarnay 2000a). A kikövezett római utak a kakukk-hegyi erőd révén a Sánc-hegytől északra (Nagytétény: Campona) és délre fekvő (Százhalmatta: Matrica), ún. auxiliáris táborokat kötötték össze (Tarnay 2000a). A múlt század eleji, a területre vonatkozó helytartótanácsai térkép szerint (1814, Országos Levéltár) a római út Érdnél ketté-

A táj mai arculatának kialakulása az első állandó település létrejöttével kezdődött, feltételezésem szerint a *honfoglalást követően* 1100 körül. Szemben az időszámításunk előtti népek szokásaival, akik lakóhelyük biztonságát, védhetőségét tartották a legfontosabbnak, így magaslati területeken építkeztek, az ősi Érdet a Kakukk-hegy lábánál alapították.⁸ A helyszínváltás a plató és a sánc elnéptelenedését, központi szerepének megszűnését jelentette, hiszen a hadászati, gazdasági, „közigazgatási” funkciókat is ellátó falu a korábbi időszakokban megszokottól eltérő földrajzi helyen, a Duna árterén létesült. Az ősi település földrajzi fekvésével kapcsolatban felmerül a kérdés, hogy miért választották a letelepülők ezt az áradási zónába tartozó, alacsonyan fekvő, nehezen védhető területet. Véleményem szerint a kedvező vízi és szárazföldi közlekedés lehetőségén kívül ebben jelentős szerepet játszhatott a IX. századtól meginduló klímaváltozás is (Győrffy & Zólyomi 1996).⁹ A honfoglaláskori leletek tanúsága szerint a lakosok vad talajváltó gazdálkodást folytattak, szántottak és a talajt trágyázták. Az 1100–1200-as évek végéig elsősorban gabonatermeléssel foglalkoztak (köles, búza, árpa, rozs), az 1300-as évek végétől pedig a szőlő- és gyümölcsstermesztés is elterjedt (Kristó 1984, Medzihradszky 1996, Horváth L. 2000). Mivel a település vízparton feküdt, nyugatról pedig a kiterjedt tölgyerdőkkel borított Tétényi-fennsík dombjai határolták (Horváth L. 2000), a növénytermesztést a Sánc-hegy platóján, valamint a Kakukk-hegy lankás, heglábi lejtőin valósíthatták meg. A területeket erdőirtással, beszántással tették tartós megtelepedésre és mezőgazdasági művelésre alkalmas-

ágazott, és Via Romana, ill. Via Moderna néven a Sánc-hegyet a Dunához közelebb, ill. távolabb átszelő, Százhalombattára vezető szakaszra tagolódott. Területét egészen a középkor végéig használták. Élénk forgalmát mutatja, hogy az érd-ófalui téglagyár területén a bányászat során római pénzek kerültek elő (Torma 1986a). Érdi szakaszát a törökök agyagpalánkkal tették védhetővé (Krizsán 2000). Érd településmagja szintén a utak érdi szakaszát körbevéve feküdt, az ún. halmazos településszerkezetnek megfelelően az 1930-as évek elejéig (Tarnay 2000b). A római út kikövezett maradványai a mai napig láthatók Érd-Ófalu utcáiban (1. térkép).

- 8 Árpád serege 900 környékén hódította meg a Dunántúlt. Seregei Érdnél keltek át a Dunán, amelynek partszakaszához akkor két, jelentős forgalmat lebonyolító, 1244-ben még működő kikötő tartozott (Horváth, L. 2000). A település keletkezésére nincs pontos adat, a legkorábbi, Érdet említő oklevél 1243-ból származik (Kubassek 2000).
- 9 Győrffy & Zólyomi (1996) szerint a IX–XII. közötti időszakban az éghajlat szárazodása és hőmérsékletének emelkedése figyelhető meg. Feltételezésem szerint ennek következtében a folyók szintje, így a Duna szintje is tartósan alacsony maradt, és megritkultak az ártereket, településeket elöntő nagy áradások. A letelepülők állatállományának ivóvízre és dús fűvű legelőre volt szüksége, amely megfelelő mennyiségben a Kakukk-hegy forrásokban is gazdag heglábi területén állt rendelkezésre. Az állatok minőségi ellátása a félnomad életformában élő magyaroknál (és valamennyi lovas népnél) olyannyira kulcsfontosságú volt, hogy a legelők klímaledelés következtében történő kiszáradása is jelentősen hozzájárult az első évszázadok népvándorlási hullámaihoz (Győrffy & Zólyomi 1996).

sá. A későbbi oklevelek szerint a *letelepedést követő első 250–300 évben* elsősorban a szőlőgazdálkodás fejlődött (Kristó 1984). A szőlők a tatárdúlást követően (1241) is megmaradtak (Horváth L. 2000). Bár a szőlőskertek helyét az irodalmi források pontosan nem említik (Határjárás 1244, Horváth, L. 2000),¹⁰ feltehetőleg a településhez legközelebb fekvő területeken lehettek: a Kakukk-hegy római utak környéki lejtőin, a Kakukk-hegy északnyugati részének elsősorban nyugatias, lankás dombjain, illetve a plató Kakukk-hegyet szegélyező részén. Feltételezésem szerint az északias, meredek lejtőkön még nem folyt szőlőművelés.

A *XIII. század végétől a XIX. század közepéig* tartó intervallum tájhasználat-változás szempontjából nyugalmas időszak. A község – annak ellenére, hogy területe a rendszeres összecsapások és békétlenségek következtében többször is elnéptelenedett, és gazdaságának fejlődése visszaesett (Záborszky 1985, Dóka 1987, Krizsán 2000) – elsősorban a Kakukk-hegyen és a platón termelt szőlőiről híres, bortermelő településsé vált.¹¹ Egyes korszakok, például a török megszállás *1541-től az 1600-as évek közepéig* tartó időszaka kifejezetten kedvezően hatott a szőlőtermelésre.¹² A növekvő piaci igények miatt a szőlőskertek számát növelték, így – figyelembe véve az ország szőlőkultúrájának fejlődését – a plató, valamint a Kakukk-hegy eddig művelt és újabb területein szőlő-monokultúrák alakulhattak ki (Balázs 1985, Záborszky 1985, Zimányi 1985, Dóka 1987). A már kerítéssel védett szőlőskerteket évente háromszor kapálták és háromévenként trágyázták (Zimányi 1985). Az *1700-as évek* közepének iratai szerint további szőlőtelepítések zajlottak és a szőlőhegy gazdagon termett, ugyanakkor a szőlőparcellák kis területűek maradtak, és a legnagyobb kiterjedése is alig érte el az 1 hektárt (Dóka 1987, Krizsán 2000). A szántók kiterjedése kisebb a szőlőskertekénél. A *XVIII. század végére* a plató és a Kakukk-hegy területe, legmeredekebb lejtőszakaszainak kivételével, szőlőművelés alatt állt és feltehetőleg ekkor alakították ki a Kakukk-hegy délkeleti része meredek lejtőjének ma is felismerhető, kb. 1–1,5 m széles teraszait is (1. és 2. térkép).¹³ A szőlőskertek gondatlan kezelése következtében a szőlőmű-

10 „... majd egy dombra felmegy, ahol Mihály ispán és az apát szabadon telepíthet szőlőt” (In: Határjárás 1244, in: Horváth, L. 2000).

11 Az elnéptelenedés legjelentősebb időszaka a 15 éves háború, az 1600-as évek közepén erőteljessé váló török–magyar csatározások, ill. a Rákóczi-szabadságharc időszaka. A lassú fejlődés ellenére a települést 1525-től Erd vagy Hamzsabeg néven kezdve már számos térképen feltüntetik (Balázs 1985).

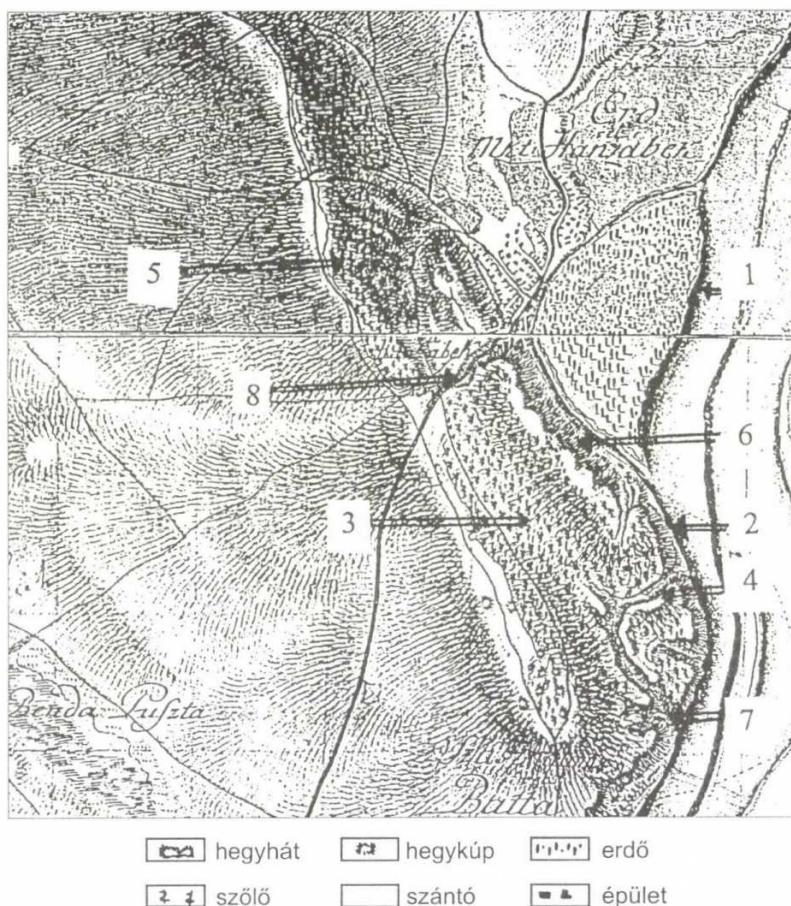
12 A török előrenyomulás következményeként kialakuló agrárkonjunktúra, a bortermő vidékek elvesztése kedvezően hatott a szőlőtermelésre. Ekkor kezdődött az ország jelenleg is világhírű bortermő vidékeinek a kialakulása Sopron, Tokaj és a Balaton-felvidék hegyein (Zimányi 1985).

13 Néhány kiragadott megjegyzés a XVIII. századi Érd környéke mezőgazdaságára vonatkozóan: Egy 1722-es oklevél szerint a platón nem rendezetten történt a szántók kijelölése, hanem „ekkoráig eok korlátozás nélkül válogathattak és turkáltak az földekből az hol teczett”. Egy

velés extenzív módon történhetett (Ruzsás 1983, Patkóné 2000).¹⁴ Figyelemre méltó ellentmondás, hogy a délkeleti Kakukk-hegy rész tájhasználatát a két XVIII. század végi térkép különbözően ábrázolja: a gazdasági térkép kiterjedt szőlőkultúrát jelez a hegylábi lejtőterületekre, míg a katonai felmérés szerint a lejtő műveletlen (1. és 2. térkép). Felidézve a táj több évszázados, lassan, de folyamatosan fejlődő szőlőkultúráját, feltételezhetjük, hogy a művelési ágak eloszlását ismertető térkép ábrázolása pontosabb (Kereskényi 1874, Záborszky 1985, Patkóné 2000). A két térkép eltér abban is, hogy az I. katonai felmérés térképe szőlőkultúrákkal együtt előforduló erdővegetációt tüntet fel a platóról, szemben a gazdasági térképpel, amely csupán szőlőt jelöl a területre (1. és 2. térkép). Véleményem szerint a plató erdeit legkésőbb az 1300-as évekig kivágták, ezért az I. katonai felmérés térképén a szőlőskertekkel együtt előforduló fás vegetáció telepített erdő, gyümölcsfa vagy pontatlan ábrázolás. Ez utóbbi két feltevést támasztja alá, hogy mindeddig nem találtam utalást erdő jelenlétére vagy telepítésére. Említésre érdemes a korszak egy feltehetőleg a magaspartot ért beavatkozása. 1550 körül törökök a már említett római út érdi szakaszát gerendából épített, döngölt agyagfalú palánkkal

másik összeírás szerint a község „szőlőhegye szép ... épületre való erdeje nincsen” (Krizsán 2000). Az 1700-as évek elején Érdet olyan településként jellemezték, amelynek határában számos szántóföld feküdt, szőlőhegyének bora pedig „Budai bornak igen javával vetekszik” (Záborszky 1985, Krizsán 2000). Egy 1743-ból származó tanúvallomás alapján a szőlőskertek a battai határig elhúzódtak (Krizsán 2000). A szőlőtermelés a XVIII. század végére a település legfontosabb mezőgazdasági tevékenységévé vált, és az 1700-as évek végétől Érdet már a térképeken és földrajzkönyvekben is, mint jelentős bortermező mezővárost említik (Balázs 1985, Patkóné 2000). Ruzsás (1983) szerint 1770–1828-ig Pest megyében 13%-al nőtt az ún. jobbágyszőlők terjedelme, Fejér megyében pedig 1790–1848 között szinte valamennyi másra nem használható dombon szőlőkultúrákat létesítettek. A szőlőtermesztés fontosságára utal, hogy 1774–1828–1846-os felmérések a szőlőskertek számának és a bor mennyiségének növekedését jegyezték fel. Ennek kapcsán olvasható először, hogy kapás szőlőművelést alkalmaztak (Záborszky 1985). Az 1830-as határjárás során szőlők között mentek a végrehajtók is a battai halmokig (Patkóné 2000). Érdy (1847 cit. in Kereskényi 1874) is megemlíti a szőlőket „E város nagy tért foglalt el, mely most szőlőkkel van borítva...”. A megnövekedett bortermeles hatására épült ki a római limes mentén fekvő présházás pincesor az 1850-es években (Tarnay 2000b). Jó minőségű borát (II–III. osztályú) helyben, a környező településeken és Budán értékesítették (Patkóné 2000). 1862-ben Fejér vármegye borkiállításán az érdi borászok is szerepeltek. Egy 1869-es statisztika szerint a bor jó (a kakukk-hegyi I. osztályú), de hanyag a szőlőkezelés (Patkóné 2000).

- 14 A szőlőművelésnek ekkorra két eltérő munkaigényű formája alakult ki. Az ún. extenzív művelésnél a talajt előkészítés nélkül felszántották, a vesszőket a barázdákba helyezték, és rövidcsaposan metszték. Évenként háromszor kapálták. A szőlőket nem karózták, csak ágaikat összekötötték a szél ellen. Az intenzív művelésnél, amely az elsősorban évszázados szőlőkultúra hagyományaival rendelkező vidékeken terjedt el, a talajt előre megtrágyázták, szőlőiskolában nevelt vesszőket palántáztak, amelyeket hosszúcsaposan metszettek és adott időben ki karóztak. A nemes fajtaikat ezen a módon termelték (Ruzsás 1983).



1. térkép. Az érd-százhalombattai Sándor-hegy az első katonai felmérés idején. Lépték: 1:40 000 (1783, Hadtörténeti Intézet és Múzeum, Hadtörténeti Térképtár). 1. érdi Sziget, 2. érdi Magaspart, 3. plató, 4. sánc, 5. Kakukk-hegy északnyugati része, 6. Kakukk-hegy délkeleti területe, 7. löszvölgy, amelynek területén 1896-ban megalakult a százhalombattai téglagyár. 8. a „római út” egy érdi szakasza.

erősítették meg (Krizsán 2000).¹⁵ Az építéshez szükséges agyagot az állandó omlások miatt nyílt felszínű magaspartról hozhatták.

A XIX. század közepétől a XX. század végéig két olyan, a mai napig tartó folyamat indult el, amely nemcsak a vegetáció, hanem a tájkép visszafordíthatatlan

¹⁵ Az érdi palánkot Ottendorf osztrák mérnök a következőképpen jellemzi: „...sárral tapasztott, fonott falkelettel van ellátva..., ... a fonást mindkét oldalán agyaggal tapasztották be...” Mivel a palánk már a közvetlenül Budára vezető egykori római utaknál épült fontos hadászati szerepe volt, és ennek megfelelően tartásra építették (Krizsán 2000).



2. térkép. Az érd-százhalombattai Sándor-hegy művelési ágainak eloszlása 1873-ban (Érd térképe 1873-ból, Országos Széchényi Könyvtár Térképtára). A plátón és a Kakukk-hegy lankás területein intenzív szőlőművelés folyik.

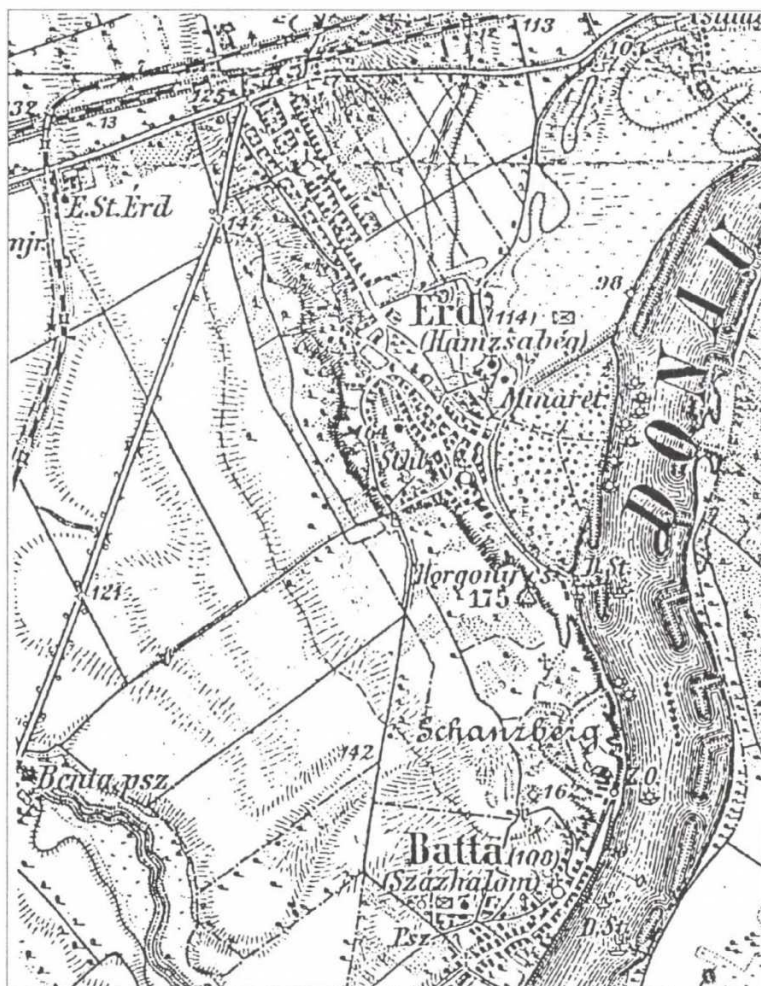
átalakulásával is járt. A város gyorsuló fejlődése (1.) a gyakori művelésiág-váltást és (2.) a beépítettség fokozódását vonta maga után (1860–1934 közötti időszak térképei, légifotó-sorozat, 4. térkép, Záborszky 1985, Dóka 1987).¹⁶

(1.) Irodalmi adatok szerint a szőlőgazdálkodás a Kakukk-hegy legmeredekebb lejtőrészeinek kivételével a plató és a Kakukk-hegy területén 1884-ig, a filo-

16 (2.) A XIX. század közepétől Érd fokozatosan a főváros környéki települések egyik közlekedési csomópontjává vált (székesfehérvári vasútvonal, e vasúttal párhuzamosan futó, valamint a Pécsre irányuló főutak kiépítése). A kedvező közlekedési lehetőségek, a főváros közelsége, valamint az 1930-as években kezdődő parcellázások betelepülők ezreit vonzották, ezért területe a Duna-part, valamint a Tétényi-fennsík irányába terjeszkedett (Záborszky 1985). A beépítés az ősi Érd (Érd-Ófalu) környékének képét véglegesen átformálta, így többek között az érd-százhalombattai Sándor-hegyen is számos kiskert, nyaraló felépítését jelentette (Óbuda, Budapest, 1906 térkép, Umgebungskarte von Budapest, készítés dátuma ismeretlen, Budapest és Nagytétény – 1933, Magyar Földrajzi Múzeum, légifotó-sorozat).

xéra pusztításáig virágzott (Záborszky 1985, Dóka 1987, Orosz 1987, II–III. katonai térképezés). Kereskényi (1847) műve a tumulusok művelésének (szőlőtelepítés) kezdetét említi. Wachtel Károly metszetén szintén jól látható, hogy a Kakukk-hegy délkeleti részének hegylábi területein karós szőlőgazdálkodás folyik, míg a meredek, északias lejtők továbbra is műveletlenek (1876, Tarnay 2000a). A szőlőkultúrákkal párhuzamosan a Kakukk-hegy északnyugati területein már szántókat, kiskerteket is kialakítottak. A filoxérajárványt követően a szőlőkultúrák egy részét, már 2–5 holdas parcellákban, újraterelítették, amelyet néhány XIX. század végi képeslap is megőrkített. Egyikük például újra intenzív, nem kordonos szőlőművelést ábrázol a Kakukk-hegy délkeleti részének északi és keleti lejtőjén (Falusi Ferenc gyűjteménye). Az újrarendezett szőlőtermelés nem bizonyult eredményesnek, ezért a XX. század elején a település „termelést váltott”, a plató és a Kakukk-hegy egykori szőlőkultúrái helyén gyümölcsösöket hoztak létre (3. térkép, Záborszky 1985, Dóka 1987, Patkóné 2000).¹⁷ Ettől kezdődően a plató tájhasználatát a mindenkori piaci viszonyok szabták meg, és ennek függvényében változott a felszínét mozaikosan borító művelt vagy felhagyott szántó- és gyümölcskultúra aránya.¹⁸ A Kakukk-hegy tájtörténete a II. világháború végéig hasonlóan alakult.¹⁹

- 17 A gyümölcsös beváltotta a hozzá fűzött reményeket és az 1920-as évektől Budapest elővárosává, és ennek vonzataként a főváros egyik zöldség- és gyümölcscellátójává, később üdülővárosává alakuló Érd legnagyobb mennyiségben az itt termelt gyümölcsöt szállította a nagyváros piacaira (Záborszky 1985).
- 18 Az elsősorban alma-, szilva-, meggy-, ősz- és sárgabarackfákból álló gyümölcsösök a harmincas évekig borították a platót (térképek: Umgebungskarte von..., Budapest és Nagytétény...). Feltehetőleg a háború alatti pusztulás és az ezt követő gazdálkodásváltás eredményezte, hogy 1950-ben a terület közel fele-fele arányban gyümölcsös- (és szőlő) szántóföld mozaik (légi fotó, 1950). A szántók további terjedését (légi fotó, 1955) a 60-as évek elején megnőtt őszibarack-kereslet szüntette meg, ekkor ugyanis a szántóföldek több, mint felét újra kisparcellás (nem nagyüzemi!) gyümölcsössé alakították (légi fotó, 1960). Kovács Ferenc személyes közlése szerint a plató lokális klímája melegebb a környező területeknél, ezért a kora tavaszi fagyok virágzaskor nem okoznak kárt. Az őszibarack-konjunktúra a 70-es évek elejére lecsengett, így a közel 10 éves gyümölcsösök zömét kivágták, területüket pedig ismételten szántóvá alakították, és csupán kisebb részüket hagyták fel. A 70-es évek végére a plató már közel háromnegyedét borították kisparcellás szántóföldek (légi fotó, 1987). A szántók ismételt visszaszorítását eredményezte a 80-as évek végén fellendülő nyaralóház-építés, amelynek során a plató számos művelt területe kiskertté alakult (légi fotó 1998).
- 19 1950-től 1960-ig a Kakukk-hegy északnyugati területe a meredek lejtők kivételével szántó és lakott terület. A 60-as évek elején, hasonlóan a plató területéhez, a szántók egy részén gyümölcsösöket hoztak létre. A 70-es években elkezdődik a lankás lejtők, ill. az egykori szántók kiskertekké alakítása is. 1987-re a telepített gyümölcsösöket felhagyták vagy kivágták és helyüket újra beszántották. A nem felparcellázott, meredek, északias kitettségű, cserjesedő löszpusztagyeppelel borított lejtőkre tájidegen fajokból álló erdőt telepítettek (pl. *Pinus nigra* Arn., *Acer platanoides* L.). Ezek következtében 1987-re az egykori szántóknak kétharmadán már kiskertek találhatóak, a beerdősített szakaszokat összefüggő, zárt erdő borítja, és

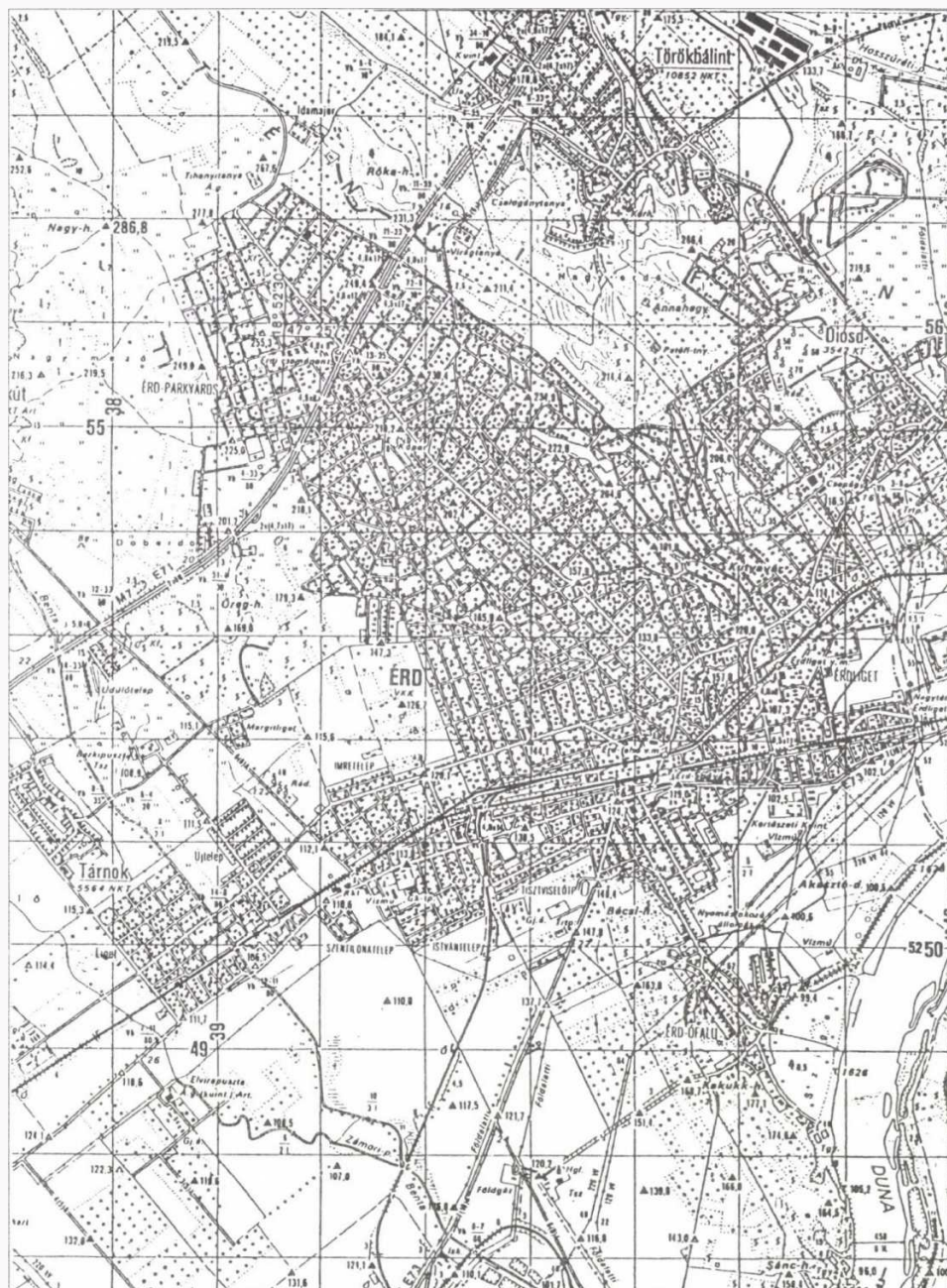


3. térkép. Az érd-százhalombattai Sándor-hegy és környéke a XIX. század végén, a parcellázások előtt. Lépték: 1:62 500. (Óbuda (Budapest), Magyar Földrajzi Múzeum).

lőszpusztagyeppek már csupán foltokban fordulnak elő. 1998-ban a kép hasonló: a völgyekkel felszabdalt északnyugati kakukk-hegyi rész lankás területe szántó és kiskert mozaik, míg az északias lejtőket erdő, cserjés borítja. Lőszpusztagyeppek csupán néhány be nem erdősített mellékvölgy északias lejtőjén, ill. nyugatias kitettségű domboron maradtak meg. A Kakukk-hegy délkeleti részének tájtörténete eltér az északnyugati részétől. Az 1950-es légi foto szerint a hegylábi területein intenzív szőlő- és gyümölcsstermesztés folyik. 1955-ben a lejtő középső szakaszán egy külszíni bánya nyílik, valamint elkezdődik a gyümölcsstelepités a szőlőskertek helyére. 1960-ra a téglagyári épületek feletti lejtőszakasz gyümölcsösét kivágják, és megkezdődik a hegylábi területek beépítése. A külszíni bánya kitermelése megszűnik. 1987-re beépülnek a hegylábi részek, és a telkek már szalagszerűen nyúlnak fel a lejtősebb részekre.

Ezt követően délkeleti részének lejtőjén számos szőlőskert és gyümölcsös gondozását szüntették meg, így művelt területének aránya csökkent. Alkalmi teraszos műveléssel ugyan folyamatosan kísérletez(t)nek, de a próbálkozások rendszerint sikertelenek. A Magaspart mai képe a bányászat és folyószabályozás közös eredménye. A XIX. század közepétől induló folyószabályozások korszakáig (XIX. század közepe) a partfal a Dunától egy keskeny partszakasz által elválasztott, közel függőlegesen emelkedő, rendszeresen omló geológiai alakzat volt, amelynek omladékát a Duna áradáskor magával sodorta. Feltételezésem szerint a folyószabályozás módosította áramlásváltozás következtében megritkultak a partfalszakadások és az elöntések, (ezért épülhettek házak közvetlenül a partszegélyen), emiatt a folyó a partfal tövében felhalmozódó agyag-márga törmelékét már nem tudta elsodorni. Az omladék a partfal tövével szoknyaszerűen rendeződve felhalmozódott és mára a fal lankás elvégződését eredményezte a Duna irányába. A Magaspart bányászata az 1860-as évek közepén kezdődött, de csak a XIX. század végétől vált tájképformálónak, amikor a mintegy 1,5 km hosszú érdi magaspartszakasz beszorult a százhalombattai és az érd-ófalui bányagödör közé (Záborszky 1985, Rumi 1998, Patkóné 2000).²⁰ A százhalombattai szakaszon egy, már az I. katonai felmél-

- 20 A Magaspart művelésének kezdetét az 1860-as évekre tehető. A bánya pontos lokalitása és későbbi sorsa ismeretlen, de nem valószínű, hogy számottevő agyagkitermelése lett volna, mert sem írott formában, sem térképi ábrázolásban ennek nem maradt nyoma (Záborszky 1985, Patkóné 2000). A szervezett agyagkitermelés a XIX. század végén kezdődött a százhalombattai (1896), valamint az érdi bányák megnyitásával (1909, Záborszky 1985, Rumi 1998, Patkóné 2000). Az 1950-es évektől légifotó-sorozaton követhető részletesen nyomon a kitermelés tájmorfológiára, valamint vegetációjára gyakorolt hatása. Az 50-es évektől a 80-as évek elejéig egy egyre intenzívebbé váló agyagkitermelés figyelhető meg, amely a fejlődő, számos nagyobb közintézményt felépítő város fokozódó téglai igényének a következménye. A százhalombattai részen behatolnak a völgy mélyebben fekvő mellékvölgyeibe, az érdi területen pedig elkezdődik a partfal elhordása. A 60-as évek végére a már a Kakukk-hegy lábáig érő bányagödör tovább már nem volt bővíthető, ezért új, magasabb szinten fekvő bányagödört alakítanak ki, amelyet egy lépcső választ el a régítől. A 80-as évek végére lecsengő a téglakereslet a 90-es évek elejére a téglagyárak és a bányászat megszűnését eredményezi. Az egykori battai téglagyár területén egy műemlék égetőkemence, az érdi bányaudvaron pedig egy gyárkémény és omladozó téglaszáritó épületek találhatók. Ez az idő szerencsére nem volt elég ahhoz, hogy a Sánc-hegy tekintélyes részének elhordásával a két bányaudvar találkozzon és egy bányaudvarrá alakuljon (Kovács Ferenc személyes közlés). A bányabezárást egyértelműen jelzi a bányagödörök fokozatos beerdősülése, becserjésedése. Míg a 60-as években csupán a bányagödörök pereme, illetve a bányától távolabbi magaspartrészek cserjésedtek, addig a 90-es évek végére már a felhagyott bányagödör és bányafal is növényzettel borított. A tájatalakítás számottevő és megfordíthatatlan, ugyanis az Érdtől Paksig tartó, Közép-Európában egyedülálló magaspartvonulat kezdetének felszámolását eredményezte. A XIX. század végi képeslapokon még egyértelműen látható, hogy a Magaspart érdi vége a Kakukk-hegy délkeleti végéhez kifutó lejtőben végződött, amelyen szőlőt természetek (Falusi Ferenc képeslapgyűjteménye). Az érdi bányagödör ma ennek a lejtőszakasznak a helyén található.



4. térkép. Az érd-százhalombattai Sánd-hegy és környéke a XX. század végén (1:75000-es EOTR térkép).

rés térképén is jól kivehető, elágazó völgy falainak kitermelése indult meg (1. térkép), tehát a bányászat durva morfológiai változást nem okozott, míg az érdi Magaspart végén magának, az ekkor a Kakukk-hegy délkeleti végéig érő falnak az elhordásával kezdődött a bányaudvar kialakítása. Összehasonlítva egy bányászat elkezdése előtti és egy azt követően készült képeslapot, jól látható, hogy a mai bányagödör helyén gondozott szőlősparcellák álltak a magaspart lankás, végső lejtőjén (Falusi Ferenc gyűjteménye). A térképi ábrázolások hiánya ellenére elképzelhetőnek tartom, hogy a szőlőtermesztés virágkorában a Magaspart egyes mellékvölgyeit, bevágódásainak lankás, magasabb lejtőit szintén művelték. Az egykori hasznosításra a Magaspart néhány, nem partfalszerű lejtőinek lépcsőzetessége utal. A sánc az érd–százhalombattai Sánc-hegy mintegy 2000 éve bolygatatlan területe. Felszínét sohasem művelték. Mai, aszimmetrikus oldalú, lecsapott tetejű kúphoz hasonló alakját az egykori szögletes formák legömbölyítésével az erózió alakította ki.

Vegetációtörténet a jégkortól napjainkig

Az érd–százhalombattai Sánc-hegy mai növényzeti képének kialakításában a negyedidőszak boreális korát megelőző földtörténeti időszakok jelentős vegetációtörténeti szerepet nem játszottak (Járainé 1991a,b),²¹ a mai löszvegetációhoz hasonló klimatikus löszsptyeppek és löszerdőssztyeppek kialakulása az Alföldön a holocén boreális (i.e. 9000–7500) fázisa száraz, meleg klímájának hatására kezdődött el (Zólyomi 1952, Soó 1959, Járainé 1966). A nyílt alföldi területek egy része később, az atlantikus időszak (i.e. 7500–5000) meleg, nedves éghajlata alatt tölgyesekkel erdősült be, így a löszpusztagyeppek mellett a löszerdőssztyeppek területe is jelentőssé vált (Járainé 1966, Medzihradzsky *et al.* 2000). Zólyomi (1995) rekonstruált vegetációtérképe szerint ebben az időszakban a Sánc-hegy vegetációja ősi löszerdőssztyepp volt. (A Sánc-hegy alapkőzete pannon agyag, de a löszön és a pannon agyagon kialakuló növénytakaró hasonló, Boros 1944).

Az ősi löszvegetáció területi megoszlását az alábbiakban ismertetem.

A sánc-hegyi löszvegetáció rekonstrukciójának egyik kiindulópontja, hogy a növényzet a geomorfológiai formáknak megfelelően alakult. A *sík* plató növénytakaróját löszpusztai tölgyes-löszpusztai cserjés-löszpusztagyep mozaik alkothatta.

21 A preglaciális flóra néhány melegkori reliktum kivételével, nem élte túl a jégkorszakot. Ezt követően a pleisztocén kori stadiálisok alatt hideg-száraz löszpuszták, az interstadiálisok idején rendszerint fenyő-nyír dominálta erdős vegetáció uralkodott (Járainé 1991a,b). A pleisztocén időszak természetföldrajzi szempontú jelentősége, hogy ekkor történtek a folyók végleges lefutását kialakító kéregmozgások és a löszképződés is, amelynek geomorfológiai, szerkezeti, illetve talajképződési sajátosságai alapvetően határozták meg a Sánc-hegy holocén kori növénytakaróját (Járainé 1982).

A sík helyzetből fakadóan uralkodó vegetációtípusok a fás lösztársulások, amelyek állományaiba ékelődtek a löszpusztagyepfoltok. Fajkészetük feltehetően a maihoz (Szerényi & Kalapos 2001) hasonlított. A Kakukk-hegy egykori vegetációjának képe bizonytalan, mert nincs utalás arra, hogy a fás vegetáció a Kakukk-hegy teljes felszínét vagy csak egyes foltjait boríthatta. Figyelembe véve a jelenlegi erdő- és cserjefoltok elhelyezkedését, terjeszkedésük irányát, valamint a löszpusztagyepfoltokban megjelenő száraz tölgyes fajok eloszlását, feltételezésem szerint az ősi vegetáció miniatürizált löszerdőssztyepp, ahol a tölgyes a vastagabb talajréteggel rendelkező lankás hegylábú területeket és a lejtő keskeny bevágódásait boríthatta, míg a löszpusztagyep a legmeredekebb részek uralkodó társulása volt. A fás vegetáció zöme ennek alapján a Kakukk-hegy délkeleti része Dunához közelebb fekvő lejtőin fordult elő. Megjelenése feltehetőleg eltért a platón leírtakhoz képest a lejtő meredeksége és a sekély talaj következtében letörpült tölgyfák miatt. Az északias lejtők feltételezett löszpusztai növényzete a maira emlékeztető rétssztyepp, a nyugatias lejtőké pedig „száraz” löszpusztagyep (Horváth A. 2000, Szerényi & Kalapos 2001). A Magaspart eredeti vegetációját a partfal maitól eltérő megjelenése határozta meg. Függőleges falainak és kibukkanásainak ősi vegetációja a löszfal pionír társulás, míg a partszakadások következtében leomló és a magaspart lábánál tartósan felhalmozódott agyagtörmelékét zárt, „száraz” típusú löszpusztagyep boríthatta. A löszpusztagyep kiterjedése a folyó rendszeres alámosó munkája következtében nem volt jelentős. Fás társulását mindössze a lábánál időszakosan felhalmozódó törmeléken megtelepedett bokorfüzesek jelentették.

E feltételezett ősi táj átalakulása évezredekkel ezelőtt kezdődött el, de a változást alapvetően nem a természetes vegetációfejlődési folyamatok, hanem az ember tájhasználó tevékenysége irányította.

A Sánc-hegy tájátalakítási eseményei *i.e. 4000-től az időszámításunk kezdetéig* elsősorban a platót érintették, és ezek az ősi vegetáció fás lösztársulásainak, a löszpusztai tölgyes és cserjés területének drasztikus csökkentésével jártak.²² Zólyomi (1969) az érdi Magasparttól a későbbi sáncig tartó rekonstruált vegetációszelvénye szerint a löszpusztai tölgyest a bronzkorban, mintegy 3000 éve irhatták ki. A lágyszárú növényzetre Gyulai (1996) földvár környéki növényleleteiből következtethetünk, amely szerint a magleletek 34%-át a gyomfajok (*Chenopodium album* L., *Hordeum murinum* L., *Setaria viridis* (L.) P. B.) és közel felét! (46%) a természetes vegetációelemek tették ki (*Lotus corniculatus* L., *Salvia pratensis* L.,

22 A földvárépítés (i.e. 4000) nyílt területet, tekintélyes mennyiségű fát és földmunkát igényelt, a mezőgazdasági tevékenységhez pedig nagy kiterjedésű, fátlan területre volt szükség. Az erdőirtást alkalmas szerszámok híján rendszerint égetéssel végezték, a fátlan foltokat pedig feltörték (Poroszlai 1993, Medzihradszky 1996, Medzihradszky & Járainé 1996, Medzihradszky *et al.* 2000).

Teucrium chamaedrys L. stb.). Ez alapján feltételezhető, hogy a löszpusztai tölgyesek maradványai, valamint a gyomosodó környékű földvár a még nagy kiterjedésű, ősi löszpusztai vegetációba, mint alapállományba beékelődve helyezkedett el. A *kora vaskor* (i.e. 700) fokozódó fa-, lösz- és szántóigénye a terület tájképének egyik legjelentősebb és vegetációtörténeti szempontból végleges átalakulását vonta maga után. A még fennmaradt löszpusztai tölgyesmaradványokat szinte teljesen kivágták, a löszpusztagyeppek jelentős részén pedig szántókat alakítottak ki, vagy területüket az építési munkák során rendszeresen bolygatták. Ősi löszpusztagyeppek csak a földvártól északra és északnyugatra fekvő, távoli platórészekben, valamint a mezsgyéken, utak szélén fordulhattak elő. E löszpusztagyeppek egy része a bronzkorban leirtott fás vegetáció lágyszárúsíntje, tehát fajkészlete a „valódi” löszpusztagyepfoltokétól eltérő. Ennek oka, hogy a lágyszárúsínt az erdőirtást követően több száz évig túléli, és indikátorként jelzi az egykori vegetációt (jelen esetben a száraz tölgyest). Az időszámítás kezdeti platóvegetációt tehát eltérő mértékben bolygatott erdőalji és „valódi” löszpusztagyepfragmentek alkotják. A sánc és a tumulusok friss felszíneire eközben folyik a löszfajok visszatelepülése, annak ellenére, hogy regenerációjukat a tumulusok kirablásakor bekövetkező bolygatások visszavetették (Németh Gabriella személyes közlése). Az eredeti és a regenerálódott löszpusztagyeppek kiterjedése a *kelták letelepedése idején* (i.e. 200) tovább csökkent, és jelentős bolygatások érték a sánc már részben regenerálódott lösznövényzetét is. A sánc és a tumulusok természetközeli állapotú mai növénytakarója (Szerényi & Kalapos 2001, Horánszky 1992) ugyanakkor arra utal, hogy a bolygatások ellenére túlélhettek propagulumforrásként szolgáló érintetlen löszgyepállományok.

Az *időszámítás kezdetéig* tartó vegetációváltozásokkal kapcsolatban érdemes egy felmerülő problémát megemlíteni. A kérdés az, hogy mely tényezők akadályozták a plató löszpusztai tölgyesvegetációjának a regenerációját annak ellenére, hogy (1.) a Kakukk-hegy ekkor még nem bolygatott lejtőin propagulumforrásként szolgáló tölgyesfoltok találhatóak, (2.) a XII. századtól egy hűvösebb és nedvesebb, a fás vegetáció kialakulásának kedvező klímakorszak kezdődött (Győrffy & Zólyomi 1996). Feltételezésem szerint a természetes elsődleges szukcessziós folyamatok jóval lassabban zajlanak az adott népcsoportok letelepedése közötti eltelt nyugodt időszakok hosszához képest, azaz mire az erdő felújulhatott volna, újra elkezdődött a legeltetés, cserjeirtás, építkezés, földművelés, amely a természetes szukcessziót akadályozó, ismételt felszínbolygatást jelentett. Ezenkívül az esetleges felcseperedő fákat a környék szemmel tartása érdekében, tehát hadászati okokból, szándékosan kivághatták (Medzihradzky 1996).

Az *időszámításunk kezdetétől a magyarok letelepedéséig tartó időszak* (1000 év) a római kor lokális bolygatásai miatt a zavart területek regenerálódásának, a sánc és a tumulusok begyepesedésének az időszaka.

A *honfoglalás időszakának* potenciális növényzetét ismertető vegetációterkép a Sánc-hegyre löszpusztagyep és szubmediterrán jellegű fás lösztársulások előfordulását jelzi (Győrfy & Zólyomi 1996). Ennek meglétét alátámasztják a történelmi események is, mert a római uralom vége és a honfoglalás között eltelt 600 év elegendő lehetett arra, hogy a platón fás vegetáció alakuljon ki, amelynek azonban az ősi lösztölgyeshez való hasonlósága bizonytalan (Standovár Tibor személyes közlése). Az 1100–1300-ig tartó időszak tájtalalkító tevékenységei alapvetően a Kakukk-hegy település környéki területeit érintették (Kakukk-hegy heglábi lejtői és volt római utakkal határos lejtőrészek, plató Kakukk-hegy szegélyi területei), amelynek ősi löszerdőssztyepp állományai a Kakukk-hegy településtől távoli, meredek, északias lejtőire szorultak vissza. Az erdőirtás mértékét az érdi Sziget ártéri erdeiből származó famennyiség mérsékelhette. A plató jelentős részét feltehetőleg másodlagos löszerdőssztyepp mozaik, a sánctól pedig természetközeli állapotú nyílt és zárt löszpusztagyep borította.

A *XIV. századtól a XIX. század közepéig* a vegetációkép a szőlőművelés, a szőlőművelés pedig a történelmi korszakok függvényében változott. Az ősi és másodlagos lösznövényzet feldarabolódott és kiterjedése csökkent. Néhány példa a fontos történelmi időszakok vegetációváltoztató hatására. A *török időkben* fellendülő szőlőművelés a plató és a Kakukk-hegy heglábi lejtői löszvegetációjának pusztulását eredményezte. Egy, a XVII. század végi érdi török palánkot és környékét ábrázoló rajz (Krizsán 2000) szerint a Kakukk-hegy délkeleti vége felső szegélyén erdő, feltehetőleg tölgyes található. Ez egyrészt bizonyíték arra, hogy a Kakukk-hegy délkeleti részének csak a lejtőlábi területeit hasznosították, másrészt feltételezi számottevő mennyiségű, tájékozódást segítő fás vegetáció jelenlétét is. A *XVII. század közepi*, néhány évtizedes elnéptelenedés során megindult az elhagyott földek regenerációja (Záborszky 1985, Dóka 1987), amelyet a *XVIII. század elejétől* fellendülő szőlőkultúra szorított vissza. Az intenzív művelés a plató és a Kakukk-hegy XX. század végéig fennálló művelt-műveletlen területarányainak kialakulását eredményezte a *XVIII. század végére*. Hasznosítatlanul csak a Kakukk-hegy északias, legmeredekebb, felső lejtősávjait, a Magaspartot, a sánctól és löszvölgyek falait hagyták, amelyek az útszéli mezsgyékkal, a sánccal és a tumulusokkal együtt a löszvegetáció utolsó mentsvárainak bizonyultak. A löszvegetáció visszaszorulása a Kakukk-hegy egy részletét ábrázoló Wachtel Károly metszeten (1876, Tarnay 2000a) is jól látható. Az ábrázolás szerint a Kakukk-hegy délkeleti és északnyugati része legmeredekebb, északias lejtői nem műveltek és számottevő erdő már nem található a területen.

Az 1860-as évektől a XX. század végéig tartó, mintegy 150 év alatt a platon a művelt–műveletlen területek aránya gyakorlatilag állandó maradt. A változás az 1960-as évek végén kezdődött, amikor a nagyszámú felhagyott szőlő- és gyümölcsparcella területére megindult a löszfajok betelepülése. A szekunder szukcesszió jelenleg is tart, és a plató mai, mozaikos megjelenésének kialakulásával járt (művelt területek, eltérő időpontokban felhagyott mezőgazdasági kultúrák, útszéli mezsgyék, Szerényi & Kalapos 2001). A Kakukk-hegy esetében a művelt–műveletlen területek aránya folyamatosan változott a Kakukk-hegy délkeleti része legmeredekebb szakaszainak hasznosítása nélkül. A rendszertelen gazdálkodás egyik szabad szemmel látható következménye a délkeleti Kakukk-hegy rész északias lejtőjének foltos löszpusztai vegetációja lett. A sajátos mozaikosságot az őszi és az eltérő ideje művelt, eltérő időpontban felhagyott, de a szekunder szukcesszió már előrehaladt állapotában tartó gyepfoltok együttes előfordulása okozza annak ellenére, hogy az elmúlt 50 év alatt e lejtőszakasz tájhasználatára azonos (légi-felvétel-sorozat). A 70-es években jelentős változás érte a Kakukk-hegy északnyugati részének eddig nem művelt, északias lejtőit is. A területet tájidegen fajokkal telepítették be, míg a megmaradt löszpusztagyepfoltok rendszertelenül birkalegeltetett vagy leégetett gyepekké váltak (Szerényi & Kalapos 2001). A Magaspartnak a XIX. század közepéig gyakorlatilag őszi löszvegetációját a folyószabályozások és az agyagbányászat módosította véglegesen. A Magaspart lábánál felhalmozódó törmeléken fokozatosan tért hódított az ártéri fás vegetáció, valamint a bányászat megsemmisítette vagy bolygatta az őszi löszfaltársulások számottevő részét. Fontos következmény az is, hogy a löszfaltársulás-maradványok erősen zavart környezetbe kerültek. Mindkét hatás a gyomosodást, a nyílt felszín degradációját, valamint a fás vegetáció terjedését segítette. Az elmúlt 50 évben zajló gyors erdősödés, cserjésedés (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, *Clematis vitalba* L., *Elaeagnus angustifolia* L.) folyamatát légifelvétel-sorozat támasztja alá.²³ Bár a sánc felszínét közvetlenül 2000 éve nem művelték, a vonulatával szomszédos területek művelésének intenzitása közvetetten hatott növénytakarójára. A sánc mára kultúrtájban fekvő szigetté változott és vegetációjában újabb és újabb természetes zavarástűrő és degradációra utaló elemek jelentek meg (Szerényi & Kalapos 2001)²⁴. Jelentős változás az északnyugati lejtője cserjésedésének elindulása is, amely egyértelműen a fal szegélyében húzódó, feltehetőleg a XIX. század végén ültetett gyümölcsfásor következménye.

Az érd–százhalombattai Sánc-hegy vegetációtörténete végkövetkeztetéseként elmondható, hogy a platon őszi löszvegetáció-foltok már nem találhatók. Ere-

23 A légifotó-sorozat egyértelműen bizonyítja, hogy az 50-es években csupán a mellékvölgyekben fás vegetációval borított magaspart, a 90-es évekre pedig a legmeredekebb részek kivételével ártéri, ill. tájidegen fajok hódították meg (Szerényi & Kalapos 2001).

deti (nem művelt és nem legeltetett) löszvegetáció-fragmentnek tekinthető a Kakukk-hegy délkeleti része legmeredekebb lejtőszakaszainak mintegy 500 m hosszú, 10–20 m széles sávja, ahol löszpusztagyep, löszpusztai tölgyes és a löszpusztai cserjés maradványfoltok fordulnak elő (Szerényi & Kalapos 2001). Hasonlóan eredeti löszvegetáció a Magaspart legmeredekebb részeinek löszfal pionír társulása, illetve löszpusztagyepfoltjai. Ősinek tekinthető a nem művelt tumulusok és sánc mintegy 2000 éves vegetációja az építmények mesterséges eredete ellenére, ha figyelembe vesszük, hogy a fajaik zöme a platónak az építmények emelésénél még meglévő, eredeti löszvegetációjából származik. A Sánc-hegy ősi és természetközeli állapotban fennmaradt lösznövényzetfoltjai ma az intenzív tájhasználat következtében egykor vagy jelenleg is művelés alatt álló kultúrtájjal határos fragmentek, ezért védelmük kiemelkedő fontosságú. A Sánc-hegy régészeti értékeket (sánc, tumulusok, földvár) őrző területe 1985 óta országos védelem alatt áll (Pest megyei Tanács Közlönye 1985), a védelem alatt nem álló értékes növényzetfoltok oltalmát pedig kezdeményeztem (Szerényi 1995, 1996).

A tájhasználat szerepe a mai vegetációkép kialakulásában

Az eredmények és megvitatás fejezetben áttekintett mintegy 5000 évnyi, minőségében, időtartamában, károsító hatásának mértékében eltérő tájhasználat kialakított egy olyan kultúrtájat, amelyben szétszórva, zömében természetközeli állapotban fennmaradt lösznövényzetfoltok helyezkednek el (Szerényi & Kalapos 2001). Feltehető a kérdés, hogy vajon mi magyarázza e művelésre kiválóan alkalmas tájegység (csernozjom talaj, gyümölcsstermesztéshez kedvező lokális klíma) lösznövényzet-megőrző képességét, azaz mely tényezők akadályozták meg a Sánc-hegy homogén kultúrterületté válását. A választ részben a Sánc-hegy természetföldrajzi adottságai – viszonylag nagy kiterjedése és változatos geomorfológiája –, valamint a lösztársulások túlélését akaratlanul is biztosító tájhasználat jelentheti.

A Sánc-hegy legrégebbi flóramegőrző emlékei a plató területén emelkedő tumulusok és a sánc, amelyek általános lösznövényzet-átmentő szerepét elsőként Zólyomi (1969) ismerte fel. Hasonló szerepet töltenek be a bányagödörök felhagyott falai is. A lösznövényzet-maradványok túlélését segítette a mezőgazdálkodás néhány helyi sajátága, pl. a művelési ág állandósága (a művelt területek jelentős hányadán a XIX. század végéig gyakorlatilag csak szőlőt termesztettek), a kizárólag kisparcellás gazdálkodás, egy-egy parcella megszakításokkal történő művelése és a hanyag szőlőkezelés (Patkóné 2000). Igen fontos szerepük van a demográfiai vonatkozásoknak. A plató és a Kakukk-hegy tájtörténetét az egyes népcsoportok letelepedése között több évtizedes vagy évszázados „üres időszak-

ok” jellemzik, továbbá Érd lakossága a XIX. század végéig igen alacsony, mindössze 2–3000 fő. A felsorolt tájtörténeti vonatkozások tükrében megállapítható, hogy az érd–százhalombattai Sánc-hegy teljes területét egyszerre soha nem művelték, tehát mindig léteztek területek (pl. mezsgyék, gondozatlan szőlők), amelyekre a fajok visszahúzódhattak és ahonnan a bolygatott területek (éppen nem művelt parcellák, tumulusok, sánc) regenerációja megindulhatott. A szekunder szukcesszió folyamatát segítette az időnkénti elnéptelenedés és a tartósan alacsony lélekszám, amely következtében a csekély munkaerő csak adott területet, adott színvonalon tudott művelni. Személyes tapasztalat, hogy a löszpusztagyepek regenerációja, ha közeli forrás áll rendelkezésre, igen gyors. Már 25–30 év elteltével meghatározott szerkezettel jellemezhető löszpusztagyep alakul ki (pl. Bicske: Somos-tói völgy) az 50 évnél régebben felhagyott löszpusztagyepek pedig már a forrásul szolgáló löszgyephez hasonlítanak (pl. Kakukk-hegy délkeleti részén, az egykori szőlőteraszokon kialakult löszpusztai vegetáció).

*

Köszönetnyilvánítás – Ezúton szeretném megköszönni Kalapos Tibor docens (ELTE TTK Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék), Molnár Zsolt (MTA ÖBKI) és Németh Gabriella régész (Matrica Múzeum, Százhalombatta) kéziratához fűzött hasznos észrevételeit és tanácsait, dr. Kubassek János igazgató és Kovács Sándor helytörténész XIX. és XX. századi helyi térképek megszerzésében (Magyar Földrajzi Múzeum, Érd), Miklósi Csabáné és Falusi Ferenc Érd múlt századi képeslapjai megtekintésében nyújtott önzetlen segítségét (Csuka Zoltán Könyvtár, Érd). Köszönetem fejezem ki a terület bolygatási múltjára vonatkozó számtalan információért dr. Kovács Ferenc állatorvosnak és Érd-Ófalu lakosainak. Munkámhoz az Oktatási Minisztérium (FKFP 353/2000) és a Környezetvédelmi Minisztérium (KAC 027865-01/2001) nyújtott támogatást.

Irodalomjegyzék

- Balázs, D. (1985): Érd múltja a régi térképek és földrajzkönyvek tükrében. – *Földrajzi Múzeumi Tanulmányok, Érd*, **1**: 3–10.
- Balázs, D. (1992): Érd és környéke a katonai felmérések idején. – *Földrajzi Múzeumi Tanulmányok* **11**: 37–40.
- Boros, Á. (1944): Az érdi Magaspart. – *Pótfüzetek a Természettudományi Közlönyhöz* **76**, 4. 326. füzet: 191–202.
- Dóka, K. (1987): *Az érdi parasztság a XVIII–XIX. században*. – Különlenyomat az Életmódkutatások Pest megyéből c. kötetből (Pest Megyei Múzeum Igazgatósága, Szentendre).
- Györffy, Gy. & Zólyomi B. (1996): A Kárpát-medence és Etelköz képe egy évezred előtt. – *Magyar Tudomány* **8**: 899–918.
- Gyulai, F. (1996): *Előzetes jelentés Százhalombatta középső bronzkori tell telep 1991. évi ásatásából származó növényleletek vizsgálatáról*. – In: Poroszlai I. (szerk.): Ásatások Százhalombattán 1989–1991. Matrica Múzeum, Százhalombatta, pp. 16–24.
- Harmat, B. (1986): Érd térképe 1783-ból. – *Földrajzi Múzeumi Tanulmányok* **2**: 65–66.

- Holport, Á. (1996): *Építészeti emlékek az érd-százhalombattai kora vaskori halomsíros temetőből.* – In: Poroszlai, I. (szerk.): Ásatások Százhalombattán 1989–1991. Matrica Múzeum, Százhalombatta, pp. 34–42.
- Horánszky, A. (1992): *Szakvélemény.* – Matrica Múzeum, Százhalombatta (kézirat).
- Horváth, A. (2000): *A mezőföldi löszvegetáció términtázati szerveződése.* – Ph.D. értekezés. Szegedi Tudományegyetem, Szeged. (kézirat).
- Horváth, L. (2000): *Érd és környéke a középkorban.* – In: Kubassek, J. (szerk.): Érdi krónika. TyphoRadius Bt., Érd, pp. 183–211.
- Járainé Komlódi, M. (1966): Adatok az Alföld negyedkori klíma és vegetációtörténetéhez I. – *Bot. Közlem.* **53** (3): 191–201.
- Járainé Komlódi, M. (1982): *Történeti növényföldrajz.* – In: Tardy, J. (szerk.): Bevezetés a magyar őstörténet kutatásának forrásaiba IV. Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 129–284.
- Járainé Komlódi, M. (1991a): Late Pleistocene vegetation history in Hungary since the last interglacial. – In: Pécsi, M. & Schweitzer, F. (eds): *Quaternary environment in Hungary.* Studies in Geography in Hungary, 26. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 35–46.
- Járainé Komlódi, M. (1991b): Magyarország pleisztocénvégi vegetációtörténete az utolsó interglaciális óta. – *Őslénytani viták* (Discussions palaeontologicae) **36–37**: 201–215.
- Járainé Komlódi, M. (1997a): A legutóbbi, azaz a holocén beerdősödés flóratörténetéből. – *Bot. Közlem.* **84**: (1–2): 3–15.
- Járainé Komlódi, M. (1997b): *Postglacial climate and vegetation history in Hungary.* – In: Pécsi, M. & Kordos, L. (eds): Holocene environment in Hungary. Geographical Research Institute, Hungarian Academy of Sciences, Budapest, pp. 37–47.
- Kereskenyi, Gy. (1874): *Érd és Batta történeti vázolata.* – Székesfehérvári Állami Levéltár, Székesfehérvár.
- Kordos, L. & Járainé Komlódi, M. (1988): Az elmúlt tízezer év klímaváltozásai Közép-Európában. – *Időjárás.* Az Országos Meteorológiai Szolgálat folyóirata, **92** (2–3): 96–100.
- Kristó, Gy. (1984): *Gazdaság.* – In: Székely, Gy. (főszerk.): Magyarország története. Előzmények és a magyar történet 1242-ig, II. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 1012–1034.
- Krízsán, L. (2000): *Történeti források és tanulmányok Érd helység XVI–XVIII. századi történetéhez.* – In: Kubassek, J. (szerk.): Érdi krónika. TyphoRadius Bt., Érd, pp. 213–259.
- Kubassek, J. (2000): *Érd földrajza.* – In: Kubassek, J. (szerk.): Érdi krónika. TyphoRadius Bt., Érd, pp. 11–16.
- Marton, E. (1996): *Százhalombatta-Sáncalja. A sáncközeli vaskori település periódusai és hétköznapi élete.* – In: Poroszlai, I. (szerk.): Ásatások Százhalombattán 1989–1991. Matrica Múzeum, Százhalombatta, pp. 25–33.
- Medzihradszky, Zs. (1996): *Szemelvények az ember környezetátalakító tevékenységének történetéből.* – Lacertina Füzetek, Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Medzihradszky, Zs. & Járainé Komlódi, M. (1996): *Az ember természetformáló tevékenysége a holocén folyamán a Kárpát-medencében.* – Emlékkötet Andreánszky Gábor (1895–1967) születésének 100. évfordulójára. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 147–154.
- Medzihradszky, Zs. et al. (2000): Mit tudunk a múlttól? – In: Molnár, Zs. & Kun, A. (szerk.): Alföldi erdőssztyepp-maradványok Magyarországon. *WWW-füzetek* **15**: 20–25.
- Molnár, Zs. (1996): A Pitvarosi-puszták és környékük vegetáció- és tájtörténete a középkortól napjainkig. – *Natura Bekesiensis*, Békéscsaba, **2**: 65–97.
- Molnár, Zs. & Kun, A. (szerk.) (2000): Alföldi erdőssztyepp-maradványok Magyarországon. – *WWW-füzetek* **15**.

- Orosz, I. (1987): *A szőlő- és gyümölcsstermelés*. – In: Kovács, E. (főszerk.): Magyarország története 1848–1890, II. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 1101–1106.
- Patkóné Kéring, M. (2000): Érd 1800–1950 között a levéltári források tükrében. – In: Kubassek, J. (szerk.): Érdi krónika. TyphoRadius Bt., Érd, pp. 261–307.
- Pest megyei Tanács Közlönye (1985). – Matrica Múzeum, Százhalombatta.
- Poroszlai, I. (1993): *Százhalombatta bronzkori története*. – In: Poroszlai, I. (szerk.): 4000 év a 100 halom városában. Fejezetek Százhalombatta történetéből. Százhalombatta Városi Önkormányzata, Százhalombatta, pp. 9–22.
- Poroszlai, I. (1996): *Ásatások a százhalombattai bronzkori földvárban*. – In: Poroszlai, I. (szerk.): Ásatások Százhalombattán 1989–1991. Matrica Múzeum, Százhalombatta, pp. 5–15.
- Poroszlai, I. & Vicze, B. (szerk.) (1998): *Százhalombatta története állandó kiállítás vezetője*. – Matrica Múzeum, Százhalombatta.
- Rumi, I. (1998): *Városépítést az önkormányzatban*. – Százhalombatta.
- Ruzsás, L. (1983): *A szőlő- és bortermelés*. – In: Mérei, Gy. (főszerk.): Magyarország története 1790–1848, I. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 359–363.
- Simon, T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója*. – Nemzeti Tankönyvkiadó Rt., Budapest.
- Soó, R. (1959): Entwicklungsgeschichte der Pflanzenwelt Ungars. – *Phyton* 8: 114–129.
- Szerényi, J. (1995): *Javaslat az Érd-ófalui Kakukk-hegy országos szintű természetvédelmi területté nyilvánítására*. – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatósága, Budapest, (kézirat).
- Szerényi, J. (1996): *Kiegészítés az Érd-ófalui Kakukk-hegy országos szintű természetvédelmi területté nyilvánításának javaslattervéhez, különös tekintettel a Himantoglossum caprinum (M.-Bieb.) Sprengel és a Coeloglossum viride (L.) Hartman új hazai előfordulási adatára*. – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatósága, Budapest, (kézirat).
- Szerényi, J. & Kalapos, T. (2001): A mezőföldi löszpusztai vegetáció maradványfoltjai az érd-százhalombattai Sánc-hegyen. – *Természetvédelmi Közlemények* (előkészületben)
- Tarnay, T. (2000a): *Műemlékek és épített értékek Érdén*. – In: Kubassek, J. (szerk.): Érdi krónika. TyphoRadius Bt., Érd, pp. 148–151.
- Tarnay, T. (2000b): *Érd népi építészete*. – In: Kubassek, J. (szerk.): Érdi krónika. TyphoRadius Bt., Érd, pp. 361–367.
- Torma, I. (szerk.) (1986a): *Érd*. – In: Torma, I. (szerk.): Magyarország régészeti topográfiája 7. Pest megye régészeti topográfiája budai és szentendrei járás XIII/1. pp. 92–109.
- Torma, I. (szerk.) (1986b): *Százhalombatta*. – In: Torma, I. (szerk.): Magyarország régészeti topográfiája 7. Pest megye régészeti topográfiája budai és szentendrei járás XIII/1. pp. 228–246.
- Varga, A. (2000): Coring results at Százhalombatta-Földvár. – In: Poroszlai, I. (ed.): Százhalombatta Archeological Expedition. Matrica Múzeum, Százhalombatta. *SAX Annual Report* 1: 75–81.
- Záborszky, M. (1985): *Érd*. – In: Farkas, G. (szerk.): Fejér megyei történeti évkönyv 16. Székesfehérvári Levéltár, Székesfehérvár. pp. 187–247.
- Zimányi, V. (1985): *A jobbágytelek rendszerétől független szőlőművelés*. – In: Pach Zs. P. (főszerk.): Magyarország története: 1526–1686, I. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 337–341.
- Zólyomi, B. (1952): Magyarország növénytakarójának fejlődéstörténete az utolsó jégkorszaktól. – *MTA Biológiai Osztály Közleményei* 1: 491–544.
- Zólyomi, B. (1957): Der Tatarenhorn-Eichen-Loesswald der zonalen Waldsteppe. – *Acta Botanica* 3 (3–4): 401–424.
- Zólyomi, B. (1969): Földvárak, sáncok, határmezsgyék és a természetvédelem. – *Természet világa* 100: 550–553.

- Zólyomi, B. (1995): *Magyarország természetes növénytakarója*. – In: Járainé Komlódi, M. (főszerk.): Magyarország növényvilága. Pannon enciklopédia. Dunakanyar 2000, Budapest, pp. 156–157.
- Zólyomi, B. & Fekete, G. (1994): The Pannonian loess steppe: differentiation in space and time. – *Abstracta Botanica* 18 (1): 29–41.

Térképlista, légi felvételek, gyűjtemények

- I. katonai felmérés térképei (1783, 1:28 800), XIII/XXI, XXII. – Hadtörténeti Intézet és Múzeum, Hadtörténeti Térképtár, Budapest.
- Mappa Territoria Erdiense et Tarnokiense, Praedia item Berke et Diósd cum annexa sibi vicinitate complectens (1783, 1:28 800). – Országos Széchényi Könyvtár Térképtára, Budapest.
- II. katonai felmérés térképei (1856–60, 1:144 000), XXXII/52. – Hadtörténeti Intézet és Múzeum, Hadtörténeti Térképtár, Budapest.
- III. katonai felmérés térképei (1882, 1:75 000), 5062/3. – Hadtörténeti Intézet és Múzeum, Hadtörténeti Térképtár, Budapest.
- Holley, F. (szerk.): Érd nagyközség Benta és Erlakovetz pusztákkal együtt Fejér vármegyében. Kataszteri térkép (1884). – Országos Levéltár, Budapest.
- Óbuda (Budapest) (1899–1900, 1:75 000). – Magyar Földrajzi Múzeum Térképtára, Érd.
- Umgebungskarte von Budapest (a készítés pontos időpontja ismeretlen, feltehetőleg 1909–1920 közötti, 1:75 000). – Magyar Földrajzi Múzeum Térképtára, Érd.
- Budapest és Nagytétény (1922–23, 1:75 000). – Magyar Földrajzi Múzeum Térképtára, Érd.
- Platthy, Zs. (szerk.): Érd Fejér vármegyei község kataszteri birtokvázlata (1934). – Magyar Földrajzi Múzeum Térképtára, Érd.
- Légifelvétel-sorozat az érd-százhalombattai Sánc-hegyről (1950, 1955, 1960, 1987, 1998, 1:5000). – Magyar Honvédség Térképészet Hivatala, Budapest.
- Falusi Ferenc képeslapgyűjteménye. – Csuka Zoltán Könyvtár, Érd.

Land use and vegetation history on the Érd–Százhalombatta Sánc-hill since prehistoric ages till today

Szerényi J.

ELTE TTK Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c, Hungary
E-mail: szerenyi@ludens.elte.hu

Abstract: This paper described the history of land use and associated changes in the vegetation on the Érd–Százhalombatta Sánc-hill (Northern Mezőföld) since the appearance of humans until today. A reconstruction of the original loess vegetation is attempted, and the role of the land use in the survival of the rich loess flora and vegetation is discussed. Through historic times the place of residence and the way of land use were particularly connected in this region.

Key words: loess forest steppe, land use, reconstruction, vegetation history

Tőzegmohás élőhelyek térképezése a Vasi-hegyhát területén

Szurdoki Erzsébet¹, Ódor Péter², Tímár Gábor³ és Tóth Zoltán²

¹MTM Növénytár, 1087 Budapest, Könyves K. krt. 40.

E-mail: szurdoki@bot.nhmus.hu

²ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c

³Állami Erdészet Szolgálat, Váci Erdőtervezési Iroda, 2600 Vác, Rádi utca 4.

Összefoglaló: Tőzegmohás lápok, vízállások és környékük vegetációtani vizsgálatát végeztük el a Vasi-hegyhát (Vasvár környéke) területén. Ennek során térképeztük és jellemeztük a tőzegmohás élőhelyeket körülvevő erdős táj vegetációs egységeit. A lápokot, vízállásokat külön jellemeztük, vegetációjukat finom léptékben térképeztük, utaltunk állapotuk változásaira. Kiemeltük a terület természetvédelmi értékeit, javaslatot tettünk ezek megőrzésére, a természetvédelem területi stratégiájának kialakítására. A természetvédelem szempontjából kiemelt fajok előfordulásait vegetációtérképeinken feltüntettük, a lápokról teljes fajlistát készítettünk. Vizsgálataink elősegítik a terület védetté nyilvánítását (Csörnóc-Herpenyő TK, ill. Őrségi Nemzeti Park).

Kulcsszavak: *Sphagnum*, vegetációtérképezés, lápok, Vasi-hegyhát, természetvédelem

Bevezetés

Vasvártól DNY-ra elterülő területen, többnyire változó vízgazdálkodású cseres-kocsányos tölgyesekkel körülvéve, számos tőzegmohás lápot és vízállást találunk. Ezek tudományos kutatása csupán néhány évtizede kezdődött. A tőzegmohás élőhelyekről az első tudósítás a század elejéről származik. Később Boros Ádám is meglátogatta a területet, de tőzegmohákat nem talált (Barbalics 1973, Boros 1915–1971), és alaposabb bryológiai tanulmányokat sem folytatott. A 60-as években Barbalics „fedezte fel” a terület számos tőzegmoha-előfordulását, tőle származnak az első florisztikai és vegetációtani leírások is (Barbalics 1973, 1976, 1980). A kilencvenes években Lájner (1998a, b) végzett cönológiai vizsgálatokat a terület néhány lágján, valamint a természetvédelem részéről is készültek növényzeti felmérések (Bodonczi L., szóbeli közlés). Sem a lápokról sem a környékükről nem készült átfogó növényzeti felmérés a 70-es évek óta. Mivel a régióban intenzív erdőgazdálkodás folyik, az elmúlt évtizedekben a vegetációban jelentős változások történtek. A terület védetté nyilvánítása folyamatban van (Csörnóc-Herpenyő TK, illetve Őrségi NP), amely szükségessé tette a természetvédelem straté-

giáját kialakító vegetációtani kutatásokat. E munkát részben az Őrségi Nemzeti Parkot megalapozó vegetációtani kutatások részeként végezték el a szerzők.

Munkánk célja, hogy

- részletesen térképezze és jellemezze a lápok és vízállások vegetációját;
- megmutassa az értékes fajok előfordulásait, becslést adjon lokális populációik méretére;
- aktuális vegetációterképet készítsünk az értékesebb foltokat körülvevő erdős vegetációról;
- a táji léptékű vegetációs egységeket jellemezze, javaslatot tegyen természetvédelmi szempontú kezelésükre;
- megalapozza a területen a természetvédelem stratégiáját: háttérrel nyújtson a területen a természetvédelem leendő mindennapi hatósági munkájához, elősegítse az értékes részek megőrzését, előkészítse a természetvédelmi célú kezeléseket, beavatkozásokat, a természetkímélő gazdálkodási módok kialakítását.

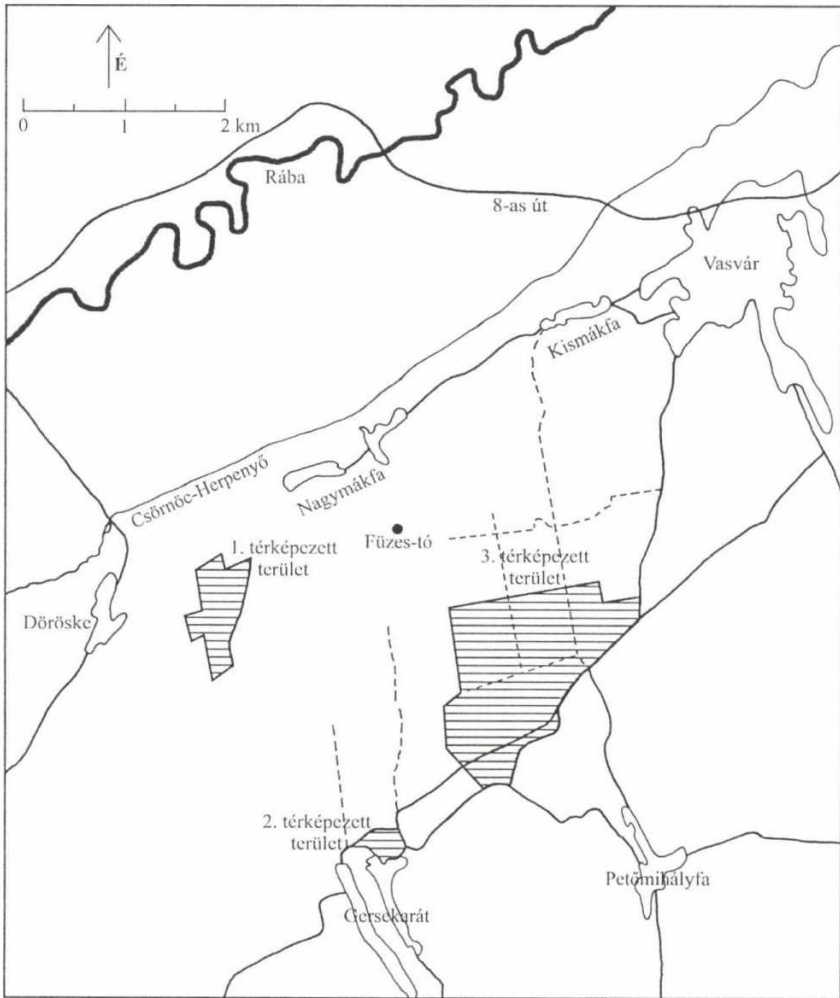
Vizsgálataink nem az alapkutatást szolgálják, hanem a természeti értékek feltárásával szeretnénk elősegíteni, hogy a területhasználók-, kezelők (természetvédelmi hatóság, erdőgazdálkodók, mezőgazdálkodók) tevékenységük során megvalósíthassák a természeti értékek, a biodiverzitás megőrzését. Reméljük, hogy évtizedek múlva jelenlegi eredményeink jó kiindulási alapot nyújtanak vegetációdinamikai, tájtörténeti vizsgálatokhoz is.

A vizsgált terület határai és jellemzése

A térképezett területek a Vasi-hegyháton találhatóak (1. ábra). A táji léptékű térképezés 3 különálló területét az alapján jelöltük ki, hogy a terület jelentős természetvédelmi értékét képviselő tőzegmohás élőhelyek környékét magába foglalja. Az 1. terület Döröske, a 2. Gersekarát, a 3. Vasvár és Petőmihályfa községek határában található.

A terület földrajzi értelemben a Felső-Kemeneshát kistájhoz (Marosi & Somogyi 1990), az erdőgazdasági tájak közül pedig a 40. sz. Vas-Zalai Hegyháthoz (Danszky 1963) tartozik. Mivel az általunk vizsgált terület a Felső-Kemeneshát kistájnak csak kis részét alkotja, valamint a helyi elnevezés szerint Vasi-Hegyhát a neve (mely nem azonos a Kistáj kataszter (Marosi & Somogyi 1990) Vasi-Hegyhát névvel jelzett területével), e munka is ezt az elnevezést fogja használni. A Vasi-hegyhátat É-ÉNy-on a Csörnóc völgye, Ny-DNy felől az Őrség, D-en a Zalai-dombság és K-en a Kemenesalja határolja.

Klímája az Őrségéhez hasonló (Radó *et al.* 1974), de kissé kontinentálisabb jelleget mutat. A hőmérsékleti viszonyokat tekintve elmondható, hogy alapvetően hűvös és mentes a szélsőségektől. Az évi középhőmérséklet 8,5–9,0 °C, a tenyészidőszaké 16,5–17 °C, a téli napok száma 25–30, a fagyos napoké 95–100, a fagymentes időszak pedig 190–200 nap. A nyári napok (60–65), a hőségnapok (10–15) és a napsütéses órák (1850–1900 óra) magasabb száma, valamint a napsugárzás magasabb évi összege (102–427 kJ/cm²) az Őrséginél kissé melegebb, kontinentálisabb jelleget mutat. Az évi átlagos csapadék 700–800 mm, ebből a tenyészidő-



1. ábra. A vizsgált terület átnézeti térképe.

szakra 440–470 mm jut, hazánkban mindkét érték magasnak számít, de jóval (kb. 100 mm-el) az őrségi alatt marad. Országos viszonylatban magas a júliusi 14 órai légnedvesség (54–56%) és nyáron a zivataros napok száma (40–44), viszont közepesnek mondható télen a havazásos (25–30) és a hótakarós napok száma (45–50). Az erdészeti klímakategorizálás szerint összegezve a fenti adatokat, a területet a bükkös (makro-) klímaövbé sorolhatjuk.

A térképezett terület földtani felépítésére jellemző, hogy a talajképző kőzet elsősorban alsó-pleisztocén kavics, melyet helyenként felső-pleisztocén lösz gazdagít. A talaj jellemzően pszeudoglejes barna erdőtalaj, ezenkívül agyagbemosódásos barna erdőtalaj is kialakult (elsősorban a térképezett területeken kívül) (Széles 1970). A vegetáció szerkezetében és kompozíciójában elsősorban nem a klimatikus, hanem a kőzet- és talajviszonyok tükröződnek (részletesebben lásd a vegetációtípusok jellemzésénél).

A térképezett terület nagyrészt széles platón fekszik, amelyen jelentős vízfolyás és állóvíz (a kis lápszemekeken kívül) nem található. Észak felé – kisebb időszakos vízfolyásokon keresztül – a Csörmök, déli irányban a Zala gyűjti össze a vizeit. Az eredetileg (legalábbis részben) lefolyástalan platón mára sok helyütt vízelvezető csatornázással változtatták meg a talajvíz-viszonyokat.

A táj vegetációját évezredekkel ezelőtt az erdők határozták meg, amelyekben a bükk és a tölgy, később emberi hatásra az erdefenyő volt jelentős. A népesség növekedésével az erdők területe csökkent, bár még ma is az országos átlag feletti a terület erdősültsége. Az egykori erdős táj vegetációját már régóta befolyásolta (részben meghatározta) az emberi használat, a 17. és 18. sz.-ban a térség erdeiben jelentős mértékű erdei legeltetés és hamuzsíregetés folyt (Juhász 1937). A terület napjainkban főleg nagyüzemi gazdasági erdők, szántók és kaszálók mozaikjából áll. A legnagyobb összefüggő erdőtömb Nagymákfa, Vasvár, Petőmihályfa és Gersekarát között található.

Módszerek

A terepi munkát 2000 júniusában végeztük. Ódor Péter és Tímár Gábor a táji léptékű felmérést, Szurdoki Erzsébet és Tóth Zoltán a kiemelt jelentőségű tőzegmohás lápok és vízállások térképezését végezte.

Mindkét léptékű feldolgozásnál vegetációs egységeinket a domináns fajok által meghatározott szerkezet alapján különítettük el. Vannak olyan kategóriáink, melyek esetében ezt jelentős mértékben a természetes abiotikus, illetve biotikus viszonyok alakítják ki (pl. fűzláp), és vannak (ez a gyakoribb), amelyeken alapvetően az emberi tájhasználat tükröződik (pl. erdőfelújítás). Az előbbieket könnyebben

azonosíthatók a klasszikus cönológia által leírt társulásokkal, az utóbbiak nehezebben. Mivel e munkában célunk nem több annál, hogy az általunk térképezett növényzeti típusokat bárki bármikor felismerhesse és elkülöníthesse (a vegetáció-térképeinket használja), megelégszünk a kategóriák részletes leírásával és nem törekszünk arra, hogy azokat minden esetben a leírt (elméletileg a természetes viszonyokhoz adaptálódott) társulásokkal azonosítsuk.

A táji léptékű térképezés során a terepen 1:10 000-es léptékű katonai topográfiai térképet, valamint kb. 1:15 000-es léptékűre kicsinyített erdészeti légi fotót használtunk. A szerkezetében, meghatározó (domináns) fajösszetételében egységes foltokról a terepen állományonként rövid jellemzést, illetve a céljainknál jóval részletesebb előzetes kategorizálást készítettünk. Végleges növényzeti kategóriáinkat ezen feljegyzések figyelembevételével, illetve a terepen megállapított részletesebb kategóriák összevonásával hoztuk létre. A cikkben szereplő táji léptékű vegetációtérképek a 1:10 000-es léptékű katonai térképről készültek átrajzolással és kicsinyítéssel.

A vizsgált terület legértékesebb állományait külön jellemezzük. A tőzegmohás élőhelyek nagy részén az adott szűkebb területre vonatkozó általános leírás mellett egy finomabb léptékű térképezést végeztünk, ahol a terület növényzeti típusait (ezek többnyire a táji léptékű térképezéskor megadottnál árnyaltabb kategóriák) szintén térkép formájában jelenítjük meg. E térképezésnél a terepen az erdészeti légi fotók kb. 1:1100-as léptékű nagyítását használtuk, ábráink ezek átrajzolásával és kicsinyítésével készültek. A részletesen térképezett területekről az előfordulásokat (tömegviszonyokat nem) feltüntető fajlista is készült. Munkánkban az edényes növények esetében Simon (1992), lombosmohák esetében Corley és munkatársai (1981), valamint Corley és Crundwell (1991), a májmohák esetében Grolle (1983) nomenklatúráját követtük. A taxonokat csoportosítva tüntettük fel, külön szerepelnek a mohák, a harasztok és a nyitvatermők, a zárvatermőkön belül külön a fák-cserjék és külön a lágyszárúak. A jelenlegi vegetációt összehasonlítottuk Barbalics (1973, 1976, 1980) adataival, melyeket a 60-as, 70-es években gyűjtött, Lájér (1998a, 1998b, 1999) publikált adataival, valamint felhasználtuk a szerzők korábbi terepbejárásainak (1994–1997) eredményeit is. Lájér adatait elsősorban a tőzegmoha-előfordulásokat összevető táblázatban használtuk fel, amelyek cönológiai felvételekből, míg az általunk gyűjtöttek florisztikai adatgyűjtésből származnak. Ezt az adatsorok összehasonlításakor figyelembe kell venni. A kiemelt területek nevei részben a 1:10 000 katonai térképekről, részben Barbalics (1973, 1976, 1980) publikációiból származnak. Utóbbiak feltehetően önkényes névadás eredményei, esetleg átveszi a helybéliek által használt neveket, ez a publikációkból nem derül ki egyértelműen.

A térképezés során talált növényfajok közül a védett, ritka, illetve természetvédelmi szempontból jelentős fajok előfordulásait a vegetációtérképeken feltüntettük. A térképezett fajok a területen ritkák (egy-két kivételtől eltekintve), többnyire csak néhány előfordulásuk került elő. Mivel terepmunkánk elsődleges célja a vegetáció térképezése volt, és mert ottlétünk idényjellegű volt, nem törekedhettünk a terület flórájának alapos feltárására. Ezért a későbbi munkák során számos faj újabb előfordulásai, valamint újabb értékes fajok kerülhetnek elő (különösen a mohák esetében). A térképezett fajok az alábbiak voltak: *Dryopteris dilatata*, *Oreopteris limbosperma*, *Muscari botryoides*, *Orchis morio*, *Pulsatilla pratensis* subsp. *nigricans*, *Thelypteris palustris*, *Hottonia palustris*, *Calamagrostis canescens*, *Sphagnum* spp., *Nowellia curvifolia*. A vízállásokban megjelenő, védett *Dryopteris carthusiana* előfordulásait nem térképeztük.

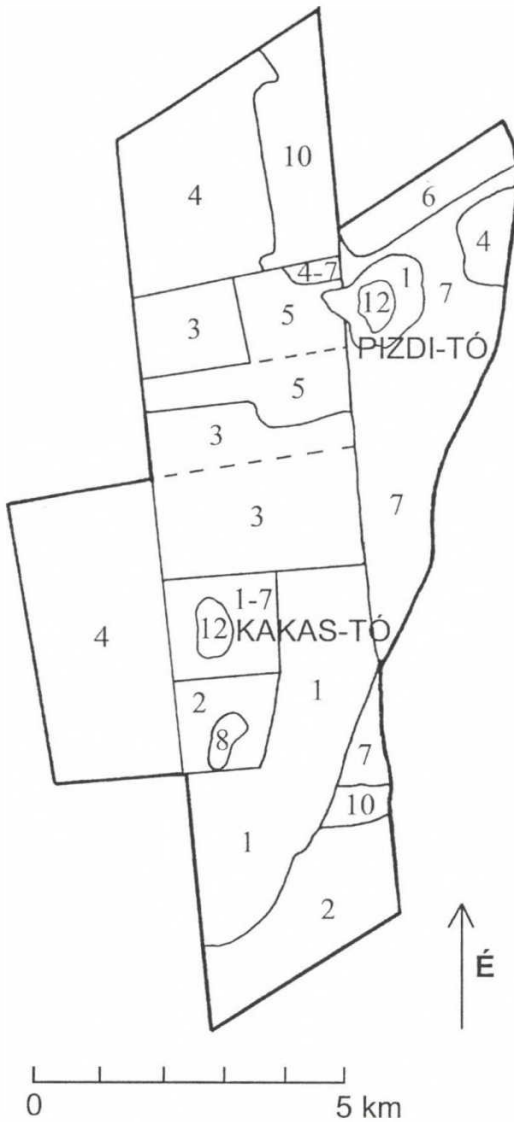
Eredmények

A táji léptékű térképezés vegetációs egységeinek jellemzése

A táji léptékű térképezés során az alábbi növényzeti típusokat különítettük el: cseres-kocsányos tölgyesek, gyertyános-tölgyesek, fenyőelegyes tölgyesek, elegyetlen erdeifenyvesek, lomb alsósíntes erdeifenyvesek, lucosok, akácok, amerikai kőrisesek, erdőszegélyek, pionír erdők, tölgyes felújítások, erdeifenyves felújítások, lápok és vízállások. Ezek térbeli elhelyezkedését a 2–4. ábrák mutatják.

Cseres-kocsányos tölgyesek

A terület jelenlegi termőhelyi viszonyainak leginkább megfelelő, a potenciális természetes vegetációhoz legjobban hasonlító gazdasági erdők. A termőhelyi viszonyokat alapvetően a változó vízgazdálkodás határozza meg, talajuk emiatt pszeudoglejes barna erdőtalaj. A talaj kialakulásában döntő szerepe az erősen cementált kavics alapkőzetnek van, amely a felszínhez változó közelségben vízzáró réteget képez. Emiatt, valamint a viszonylag bőséges csapadék következtében a talajban időnként nedves, pangó vizes, levegőtlen állapotok uralkodnak, de szárazabb időszakokban kiszáradnak. A kisebb mélyedésekben, vagy ahol a vízzáró réteg a felszín közelében húzódik vízállások, lápfoltok jelennek meg, melyek környékén az erdő ligetessé válik, letörpül. Idősebb állományaikban a kocsányos és kocsánytalan tölgy, valamint a cser változó magasságú, kb. 20 m-es szálfái alkotják a felső lombkoronaszintet, kb. 80–100%-os záródással, ami megbontott állományaikban 50–60%-ra csökkenhet. Elegyfaként viszonylag kis tömegességgel



2. ábra. 1. számú térképezett terület táji léptékű vegetációtérképe Döröske környékén. 1 = cseres-kocsányos tölgyesek, 2 = gyertyános-tölgyesek, 3 = fenyő elegyes tölgyesek, 4 = elegenden erdeifenyvesek, 5 = lomb alsószintes erdeifenyvesek, 6 = lucosok, 7 = akácok, 8 = amerikai kőrisesek, 9 = erdőszegélyek, pionír erdők, 10 = tölgyes felújítások, 11 = erdeifenyves felújítások, 12 = lápok, vízállások.

jelenik meg bennük a közönséges nyír, rezgő nyár, erdeifenyő, valamint (főleg az alsó szintben) a tájidegen akác. A gyertyános-kocsányos tölgyesekkel ellentétben gyertyánból álló alsó lombszint nem (ill. alig) jelenik meg bennük. A kevésbé vizenyős termőhelyeken cserjeszintjük (ha nem végeztek bennük cserjeirtást) fejlett, elsősorban a *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*, *Ligustrum vulgare*, *Cornus sanguinea* alkotja. Lápodosó erdőkben a cserjeszint záródása kisebb, elsősorban a *Frangula alnus* uralkodik. Aljnövényzetük fejlett, nagy tömegben fordulnak elő benne a változó vízgazdálkodású talajokra utaló fajok (*Deschampsia caespitosa*, *Juncus effusus*, *Agrostis stolonifera*, *Agrostis capillaris*, *Carex leporina*). Ezek más területeken többnyire a taposott erdei utak és árkok mentén válnak uralkodóvá, itt viszont az erdőbelsőben is tömegesek. Ligeterdei fajok (*Lysimachia nummularia*, *Galeopsis pubescens*) is megjelennek bennük. A kiegyenlített termőhelyi viszonyok között nagyobb tömegességgel jelenik meg az üde lomberdők fajai közül az *Ajuga reptans*, *Fragaria vesca*, *Bilderdykia dumetorum*, *Veronica chamaedrys*, helyenként gyakoriak a páfrányok (*Dryopteris carthusiana*, *Athyrium filix-femina*). Egyes állományaikban a talajon (de főleg a fák körül) jelentős a

mohák, elsősorban a *Polytrichum formosum* aránya. A láposodó helyeken – hazánk tölgyeseiben egyedülállóan – nagy tőzegmoha (pl. *Sphagnum fallax*, *S. palustre*) foltok is megjelenhetnek. Fiatalabb tömbjeikben a jellegzetes fajok gyakran hiányoznak. Degradáltabb állományaikban jelentős a *Rubus fruticosus* agg. borítása, valamint a vizenyősebb részekben a *Solidago gigantea* foltjai is megjelenhetnek. A Vasi-dombvidéken és a Kemenesháton egyébként elterjedt cseres-kocsányos tölgyesek között igen érdekes és egyedi fajösszetételű erdőtípus képviselnek, esztétikailag is igen magával ragadó látványt nyújtanak, ezért idősebb maradványaik sürgős védelmet igényelnek. Ezeknek az állományoknak a megvédése nemcsak a bennük rejlő értékes tőzegmohás lápszemek miatt, hanem önmagukban is rendkívül fontos (pl. Farkas-erdő). A térképezett területen az intenzív erdőgazdálkodás miatt termőhelyükön sajnos sokszor fenyeveseket, fiatal felújításokat találunk, valamint az akác spontán terjedése veszélyezteti őket. Jelenleg még viszonylag nagy területen megtalálható idősebb (vágásérett) állományaiknak véghasználatra bármikor bekövetkezhet, ha a természetvédelem nem tudja a közeljövőben érvényesíteni szempontjait. A leendő fokozottan védett állományokban az erdészeti tevékenység csak az akác és a fenyők visszaszorítását szolgálhatja. A tölgyesek természetes dinamikájáról sajnos egyelőre igen keveset tudunk, ezért az ezt követő gazdálkodási módokra nehéz javaslatot tenni. Védett állományaikban azonban mindenképp próbálkozni kellene a vegyeskorú állomány folyamatos borítását megőrző, kíméletes, kis méretű lécekkel dolgozó mikrotarvágásokkal, csoportos felújítóvágásokkal, esetleg szálaló gazdálkodással. E gazdálkodási módszerek, melyeket a hazai tölgyesekben jelenleg (sokszor elvi okok miatt) nem alkalmaznak, ökológiai és ökonómiai vonatkozásait kísérleti területeken kellene vizsgálni. A folyamatos erdőborítás megkímélné a gazdálkodót a mesterséges felújítás költségeitől és nehézségeitől, valamint a nagy területű végvágások sem vizenyősödnének el a fák párologtatásának elmaradása miatt. Számos állományt vízelvezető árkok vesznek körül, amelyek hosszú távon megváltoztatják a terület termőhelyi viszonyait, a vegetációt, ami főleg a láposodó állományok kiszáradásában, degradációjában nyilvánul meg. Ezeket az árkokat a védett területeken, és főleg a vízállásokat környező erdők körül meg kellene szüntetni. A területen széles nyiladékok indokolatlanul sűrű hálózatát találjuk, amely több szempontból is kedvezőtlen. Lecsökkenti az erdőbelső területét, a természetes viszonyokhoz képest nagymértékben növeli az erdőszegélyeket, megváltoztatja az állományokon belüli vízviszonyokat, megtelepedési lehetőséget biztosít sok invázió gyomnak (aranyvessző, akác), és megnöveli a zavarástűró elemek gyakoriságát a területen.

Gyertyános-tölgyesek

Valódi (cönológiai értelemben is elfogadható) gyertyános-tölgyesek a területen nem találhatók. A cseres-kocsányos tölgyesben azonban vannak olyan kis területű állományok, amelyek annak tipikus megjelenésétől jelentősen eltérnek: erős második koronaszinttel rendelkeznek. A cserje- és gyepszint fényben szegény, gyér, többnyire nudum, jellemzően néhány üde erdei faj (*Ajuga reptans*, *Mycelis muralis*, *Rubus fruticosus* agg.) alkotja, a változó vízgazdálkodást jelző fajok hiányoznak. A második lombkoronaszint megjelenésének hátterében feltehetően termőhelyi tényezők (is) állnak, ezeken a helyeken a vízzáró réteg talán kevésbé fejlett (a talajvíz nem képes megállni és felgyűlni, ill. a feltalaj nem szárad ki olyan könnyen), a termőréteg vastagabb, a talaj kevésbé erodált. E tekintetben ezek az állományok hasonlítanak a lomb alsószintes erdeifenyvesekre, és felvetik annak a lehetőségét, hogy a területen nem (vagy nem kizárólag) a cseres-kocsányos tölgyes a természetes erdőtársulás. Ennek megállapításához elsősorban talajtani és történeti vizsgálatokat kellene végezni. Érdekes, hogy a gyertyános-tölgyes állományok viszonylag kis területen, a műút közelében találhatók meg elszórva, és körülöttük sok az átmeneti jellegű állományrész (emiatt lehatárolásuk is nehéz volt). Ahol az alsó gyertyánszint fellazul, helyenként gyomosodnak (elsősorban szederrel), valamint akáccal elegyednek. Feltehetőleg termőhelyükön könnyebben terjed az akác, mint a cseres-kocsányos tölgyesek élőhelyén. A zárt gyertyános alsószintű állományaik kevésbé gyomosodnak, az esetleges véghasználat és felújítás során mindenképp külön odafigyelést érdemelnek.

Fenyőelegyes tölgyesek

A felső lombszintben a cser és a tölgyek mellett 20–50%-os elegyarányal jelenik meg az erdeifenyő, az elegyetlen tölgyesekhez képest fényben gazdagabb, alacsonyabb záródású állományokat alakítva ki. A cseres-kocsányos tölgyesekkel szemben viszonylag jelentős bennük a gyertyán aránya, amely többnyire az alsó lombkoronaszintben, 4–8 m-es magasságban jelenik meg, helyenként az akáccal elegyesen. Cserje és gyepszintjük hasonlít a cseres-kocsányos tölgyesekére, de valamivel nagyobb a páfrányok és a mohák (*Polytrichum formosum*, *Leucobryum glaucum*) aránya. Viszonylag sok állományukban jelentős a *Solidago gigantea* borítása. Kezelésük során az erdeifenyő visszaszorítására kellene törekedni. A térképezett területen az erdeifenyő őshonosságát jelenlegi tudásunk alapján sem bizonyítani, sem cáfolni nem lehet. Az azonban valószínűsíthető, hogy az alapvetően lombos fák uralta erdős tájban csak mint elegyfa, kis borítással volt jelen, elsősorban a kevésbé záródott, kedvezőtlen talajú részeken. Ezért elegyetlen állományait

tájidegennek, jelentős elegyarányát a tölgyesekben pedig nem kívánatosnak tekinthetjük.

Elegyetlen erdeifenyvesek

A térképezett területen elég nagy kiterjedésű, mesterséges monokultúrák. Az erdeifenyő elegyfaként megjelenhetett a terület tölgy dominálta erdeiben, azonban monodomináns állományt feltehetőleg soha nem képezett. Tehát az erdeifenyő felújítások, valamint az idős állományok, a területen tájidegen vegetációnak tekinthetők, amelyek kialakítása az elsősorban gazdálkodási célokat szolgáló részeken sem kívánatos. Őshonos lombos fafajok a koronaszintben nem vagy csak igen gyéren találhatóak meg, és a gyepszintből is jórészt hiányoznak a környező lombos állományok jellemző növényfajai. A magas cserjeszint gyér, főleg fafajok fiatal egyedei alkotják, az alacsony cserjeszintben helyenként összefüggő polikormonokat alkot a *Rubus fruticosus* agg. Zártabb állományaik nudumok, egyébként a gyepszintben leginkább gyom jellegű fajokat találhatunk (*Rubus fruticosus* agg.).

Az állományok többsége fiatal-középkorú, egyelőre általában jó egészségi állapotban. Védetté nyilvánítás esetén véghasználatukat és az erdeifenyő lecserélését honos lombos fafajokra kis területű lécek kialakításával, mikrotarvágásokkal vagy fokozatos felújítógáással, alátelépítéssel kellene megoldani (az elvizesedés veszélye miatt is).

Lomb alsószintes erdeifenyvesek

Az előbbi kategóriától abban különböznek, hogy a koronaszintben az erdeifenyő lombos fákkal elegyedik. Idősebb állományokban a lombos fafajok (elsősorban a gyertyán és a tölgyek) második koronaszintet képeznek (nyilvánvalóan a korábban részletezett jobb termőhely hatására), valamint a fiatalabb állományokban megjelennek a felső koronaszintben, az erdeifenyővel szálanként elegyedve is. Cserjeszintjük és aljnövényzetük az előzőével nagyjából megegyező, de az erősebb árnyalás hatására (főleg az alsószintes állományokban) gyérebb. Kezelésükre is hasonló javaslat tehető, de természetesen véghasználat esetén a lombos fák (főleg a tölgyek) fenntartandók.

Lucosok

A luc a Vasi-hegyháton tájidegen fafajnak tekinthető. A térképezett területen szerencsére csak kettő kis területű lucost találtunk, a nagyobbat (a Pizdi-tó mellett, 2. ábra) egy plató letörésénél, jobb termőhelyi viszonyok közt. Területük feltehe-

tőleg azért ilyen kicsi, mert a termőhelyi viszonyok nem kedvezőek számukra. A lucosokra általában jellemző szerkezetet mutatják, elegyetlen, egykorú, aljnövényzet nélküli állományok. Lecserélésük az elegyetlen erdeifenyveseknél leírt módon lehetséges.

Akácosok

Kb. 15–18 m magas erdők, amelyeknek felső lomb szintjét az akác alkotja, helyenként a cser és a kocsányos tölgy elegyedik bele. Kialakulhat bennük egy 5–8 m-es második koronaszint, melyet egyes állományokban az akác, másokban a gyertyán alkot. Aljnövényzetük fajszegény. Zárt alsó gyertyánszint esetében nudumok, jobb fényviszonyok mellett a talajt *Rubus fruticosus* agg. borítja. Nagy összefüggő állomány a térképezett területen csak egy helyen (Pizdi-tó mellett, bükkös termőhelyen, 2. ábra) fordul elő, ezenkívül kisebb (részben talán spontán kialakult) telepei fordulnak elő. Ez részben azzal magyarázható, hogy a cseres-kocsányos tölgyes termőhelyén (különösen a láposodó típusokéban) az akác kevésbé életképes. Kiegyenlített viszonyok között cseres-kocsányos tölgyesekben is megjelenik, vagy alsó szintet képez. Az ilyen állományok aljnövényzetében visszaszorulnak a tölgyesek fajai, és a *Rubus fruticosus* agg. válik uralkodóvá. Nyiladékok, utak mentén gyakran ezeken kívül is spontán terjed az akác, hasonló változásokat okozva a vegetációban. Az akác telepítése és használata ilyen termőhelyi viszonyok mellett mind természetvédelmi, mind gazdasági szempontból teljesen értelmetlen. Különösen a térképezett területtől északra, Nagymákfa környékén aggasztóak a jó bükkös termőhelyeken, meredek letöréseken megjelenő kiterjedt akácosok (1. ábra). Ilyen nagyságrendű állományok átalakítása őshonos fafajokból álló erdőkké nehéz feladat elé állítja az erdőgazdálkodót és a természetvédelmet. A leendő védett és nem védett területeken egyaránt ki kell kísérletezni az akác eltávolításának leghatékonyabb, de környezetkímélő módszereit. Szóba jöhet az aszalás, valamint a tuskók vegyszeres kezelése is.

Amerikai kőrisesek

Ez az idegenhonos fafaj kis foltokban jelenik meg a tölgyesekbe ékelve, jellemzően a vizenyősebb termőhelyeken. Legnagyobb (kb. félhektáros) állománya a Fias-tó mellett található (3. ábra). A koronaszint általában elegyetlen, a cserje- és gyepszint jelentősen nem különbözik a környező tölgyesekétől, de a termőhely miatt több bennük a higrofil elem (sások, békaszttyó).

Bár az amerikai kőris jelentősen nem degradálja sem a növényzetet, sem a termőhelyet, és egyelőre nem is gyakori, gyors terjedőképessége miatt jelenléte rö-

vid távon sem kívánatos. Kis területű állományait akár tarvágással és mesterséges tölgy felújítással is le lehet cserélni.

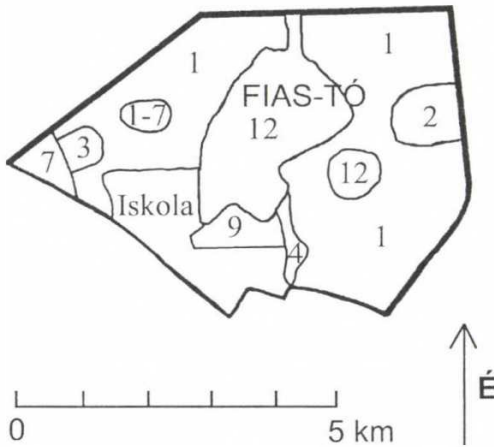
Erdőszegélyek, pionír erdők

A területen kis kiterjedésben jelennek meg erdők szélén, utak, esetleg vízállások mentén. Leggyakrabban a gyertyán alkot bennük 3–5 m-es bozótost, más állományaikban hasonló magasságú pionír fajokból áll (pl. rezgő nyár, nyír, erdei fenyő, vizenyős helyeken, árkok mentén éger és hamvas fűz). Ez utóbbi esetekben a cserjék is nagy tömegben jelennek meg bennük, elsősorban a *Crataegus monogyna* és a *Prunus spinosa*. Gyomos állományok, aljnövényzetüket elsősorban a *Rubus fruticosus* agg., *Solidago gigantea*, helyenként a *Juncus effusus* alkotja.

Tölgyes felújítások

Az adott (a terület ismertetésében részletezett) termőhelyi viszonyok között nagyüzemi erdőgazdálkodási módszerekkel az erdők felújítása igen nagy nehézségekbe ütközik. Nagy területű tarvágást követően – az aktívan párologtató felület elvesztése miatt – a talaj elvizesedik, ami egyrészt a csemeték számára teremt

rosszabb életfeltételeket, másrészt jelentős gyomosodáshoz vezet. A zárt fiatalos állományok alatt aljnövényzet gyakorlatilag nem található. A nem záródott részeken uralkodik a *Juncus effusus* és a *Deschampsia caespitosa*, jelentős telepeket képez a *Rubus fruticosus* agg., és a *Calamagrostis epigeios*. A tölgyes felújítások sem tekinthetők természetkímélő gazdálkodási mód eredményének, viszont legalább őshonos fajokból álló erdő kialakítása a cél. A nedves állapotokat jelenleg vízelvezető árokrendszerek létesítésével próbálják megoldani, ez azonban valódi megoldást csak akkor jelentene, ha zsilipek beépítésével az aktív vízkormányzás (szárazabb nyári időszakokban a víz visszatartása) megold-



3. ábra. A 2. számú térképezett terület táji léptékű vegetációtérképe Gersekarát területén. A számok magyarázata a 2. ábra aláírásában található.

dott lenne. A jövőben tölgyesek esetében száraló gazdálkodást, hosszú időszakra elnyújtott csoportos bontásokat, esetleg mikrotarvágásokat kellene alkalmazni, ahol feltehetőleg a vízenyősödés nem jelentene problémát.

Erdeifenyves felújítások

Azonkívül, hogy a faállományt erdeifenyő alkotja, szerkezetükben és fajösszetételükben gyakorlatilag nem különböznek a tölgyes felújításoktól. Megítélésük annyiban negatívabb a tölgyes felújításokénál, hogy területükön az elkövet-



4. ábra. A 3. számú térképezett terület táji léptékű vegetációtérképe Vasvár és Petőmihályfa községek határában. A számok magyarázata a 2. ábra aláírásában található.

kezendő legalább 50–60 évben tájidegen vegetációtípus alakul ki. Telepítésüket többnyire vízrendezés és vegyszeres gyomirtás előzi meg, ami szintén ellentmond a természetvédelmi szempontoknak.

Lápok, vízállások

Mélyedésekben kialakult, kis kiterjedésű pangó vizes lápszemek. Természetes viszonyok mellett cseres-kocsányos tölgyesek mátrixában helyezkednek el, a területen sajnos ezenkívül sokféle erdőtípus (akácos, erdeifenyves, erdőfelújítás) lehet körülöttük. Elsősorban magassásosokból (uralkodó: *Carex vesicaria*, *C. acutiformis*, *C. riparia*), fűzlápokból (uralkodó: *Salix cinerea*), gyékényesekből állnak, ezekben helyenként nagy tömegben jelennek meg a tőzegmohák. Egyes állományaikban, nyáron is megmaradó, apró nyílt vízfelületek is megtalálhatók. Kis kiterjedésű erdei lápszemek ilyen tömegben sehol nem jelennek meg hazánkban, védelmükről, megmentésükről mindenképpen gondoskodni kell, mert ritka növénytársulásokat, növény- és feltehetőleg állatfajokat őriznek, valamint növelik a táj változatosságát. Az elmúlt években sokat tönkretettek, lecsapoltak, a körülöttük levő erdőket levágták, ill. vízelvezető árkokkal vették körül. Ezek már csak maradványként őrzik az eredeti fajokat, elgyomosodtak, kiszáradtak, de talán még megmenthetők. Több helyen (pl. Pizdi-tó, Kanász-tó) lehetett tapasztalni a nagyvadak (elsősorban a vaddisznók) erős zavarását is. Mivel jobb állományaik részletes feldolgozásra kerülnek, a táji léptékű térképen egységesen jelöljük őket.

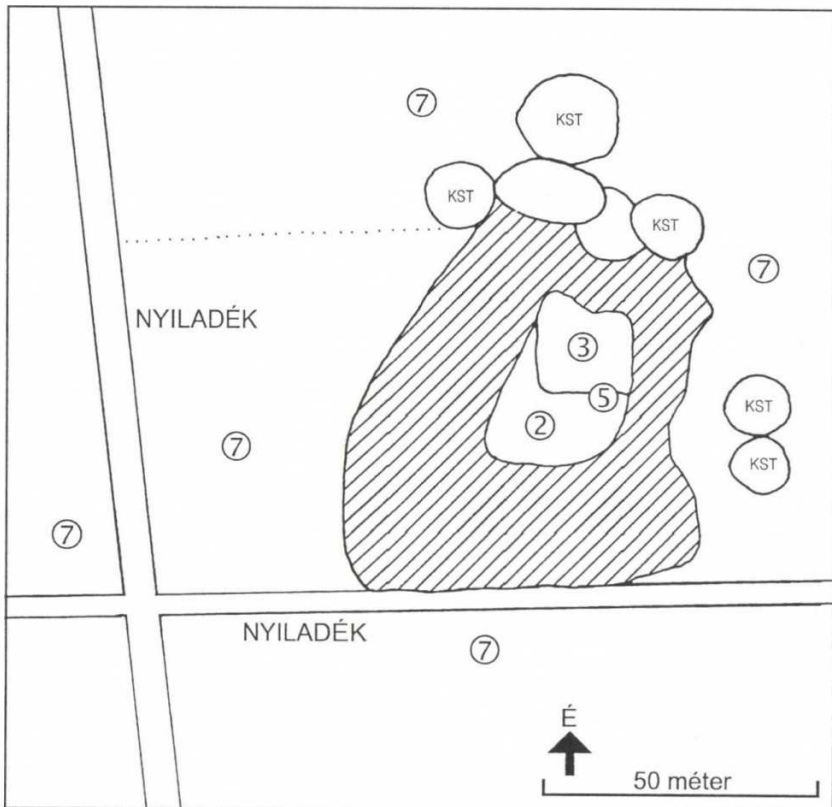
Tőzegmohás élőhelyek jellemzése és finom léptékű térképezése

A természetvédelmi szempontból értékes területeket (elsősorban lápok, vízállásokat), külön jellemezzük, javaslatokat teszünk kezelésükre. Ezek nagy részéről részletes vegetációtérképeket (5–15. ábrák) is készítettünk. A térképezett tőzegmohás élőhelyeken készült fajlistákat a 1. melléklet tartalmazza.

1. térképezett terület (1. és 2. ábra)

A Döröskétől K-re fekvő sík terület, amelyet elsősorban cseres-kocsányos tölgyesek, erdeifenyvesek és akácosok borítanak. Két vízállás található rajta, amelyek közül tőzegmohák csak a Pizdi-tóban jelennek meg. A terület legértékesebb részei a két vízállás, valamint a D-i részen elhelyezkedő cseres-kocsányos tölgyesek.

- növényzeti határ vagy a kis lápszemeknél a lombkorona szegélye
- ⊖ eltérő növényzeti foltok határa
- ⊖ víznyós terület határa magasabb vizálláskor
- || út, nyiladék, árok, csatorna
- ↑ vízáramlás iránya
- Sphagnum-szőnyeg kiterjedése
- ▲ *Thelypteris palustris*
- *Pulsatilla nigricans*
- ⊕ *Muscari botryoides*
- ▽ *Orchis morio*
- *Calamagrostis canescens*
- * *Hottonia palustris*
- ① nyíltvíz
- ② széleslevelű gyékényes
- ③ harmatkásás
- ④ magaskórósok
- ⑤ magassásosok
- ⑥ kaszált vagy felhagyott rétek
- ⑦ összefüggő erdő
- ⑧ fa, facsoport, cserjések
- ⓀST nagyobb vagy magányos tölgyfa
- ⑨ pangóvízes ligetek, facsoportok
- ▨ fűzláp, hamvas fűz (*Salix cinerea*)
- ⑩ kertek és gyümölcsösök
- ⑪ bolygatott és gyomos helyek

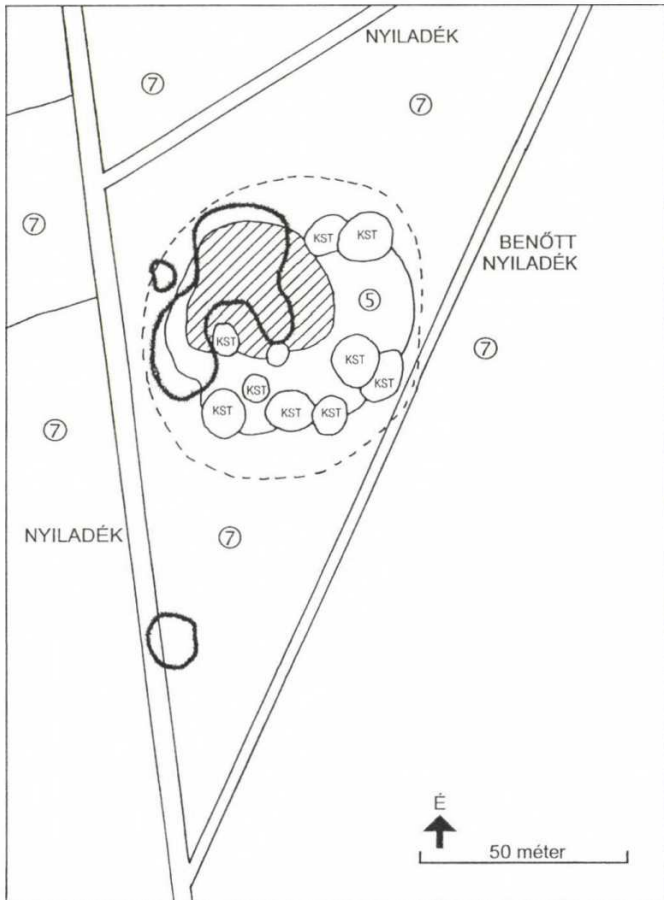


5. ábra. Kakas-tó és környékének részletes vegetációtérképe.

Kakas-tó (5. ábra)

Sekély mélyedésben található többé-kevésbé kör alakú láp, melynek középső része még nyílt. A tóban jelenleg nem élnek tőzegmohák, de várható, hogy a közeli Pizdi-tóból vagy távolabbi propagulumforrásból, betelepednek. A tó területén tavasszal víz állt, amely nyár közepére nyomtalanul eltűnt. A tavat körülölelő fűzlápgyűrű külső szegélyén *Dryopteris carthusiana* és *D. dilatata* töveket figyeltünk meg (2. ábra).

A belső nyílt terület É-i részén a *Glyceria maxima* alkot szinte monodomináns foltot, míg a déli részen található néhány *Carex elata* zsombék, valamint a



6. ábra. Pizdi-tó és környékének részletes vegetációtérképe (ábramagyarázat a 125. oldalon).

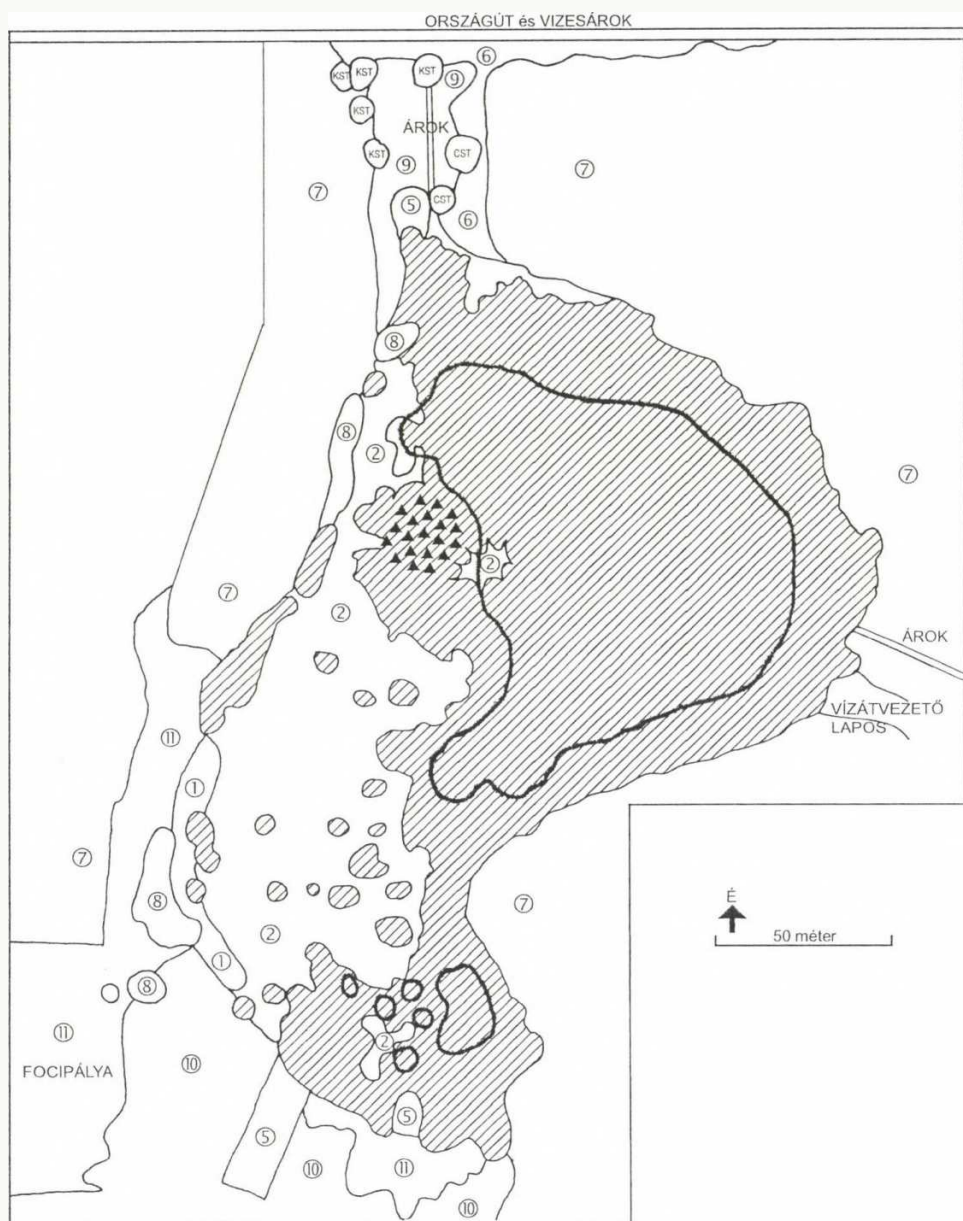
legmélyebb részeken a *Typha latifolia* és az *Oenanthe aquatica*. Erről a tóról nem állt rendelkezésünkre korábbi adat. Védett fajok nem jelennek meg benne, viszont jelentős természetvédelmi értéket képvisel. Mint vizes élőhely, lápi fajok, tőzegmohák megtelepedésére potenciálisan alkalmas hely, érdemes figyelmet fordítani a megőrzésére.

Tőle D-re még viszonylag jó állapotban levő, helyenként pangó vizes cseres-kocsányos tölgyesek helyezkednek el (2. ábra), melyek megőrzése a láp szempontjából és önmagában is fontos. Sajnos a tó környéke erősen akácos, tőle északra degradált erdefenyő-elegyes tölgyes, nyugatra pedig erdefenyő-faültetvény helyezkedik el.

Pizdi-tó (6. ábra)

Döröske községtől K-re található, nyiladékok között elhelyezkedő vizenyős terület. A közepén fekvő fűzlápot egy nyílt békaszittyós veszi körül, melynek szegélyében ligetesen álló nagy méretű kocsányos tölgyek uralkodnak, átmenetet képezve az erdő felé (6. ábra). Az egész területre jellemző, hogy sok a kidőlt fa. Sajnos e keskeny gyűrűként megjelenő tölgyes maradványt kiterjedt akácok és lucosok övezik. Az erdőgazdálkodás során kívánatos lenne ezeknek az erdőknek tölgygel való felújítása. Ezt viszont nem tarvágással, hanem hosszú ideig elhúzódó bontóvágásokkal kellene megvalósítani, hogy az erdei mezoklíma biztosítva legyen a láp számára.

A tőzegmohás fűzláp sűrű, nehezen járható, jelentős része vaddisznók dagonyázó helye. Tavasszal feltehetően sok víz van benne, amely a nyár közepére eltűnik. A fűzlápon előforduló növények közül gyakori a *Carex vesicaria*, a *Juncus effusus*, és előfordul a *Dryopteris carthusiana* is. A fűzláp területén található számos kisebb (1–2 m²) és nagyobb (4–5 m²) többé-kevésbé összefüggő tőzegmohafoltot a *Sphagnum fallax*, *S. fimbriatum* és *S. palustre* alkotja. A fűzláp körüli békaszittyósban is található tőzegmoha, ahol a fenti fajokon kívül a *Sphagnum platyphyllum* is megjelenik, amely hosszan megmaradó pangó vízre utal. A fűzláp által elfoglalt területtől DNy-ra a nyiladékon egy kb. 5 × 5 m-es területen nem összefüggő foltokból álló tőzegmoha-megtelepedést találtunk, amelyet *Sphagnum fallax* alkot. Az élőhely hosszú távú megmaradását a vaddisznók által okozott zavarás erősen befolyásolhatja, részben a tőzegmohák kitúrása, részben a friss talajfelszínre könnyebben megtelepedő gyom és invázív fajok miatt.



7. ábra. Fias-tó és környékének részletes vegetációtérképe (ábramagyarázat a 125. oldalon).

2. térképezett terület (1. és 3. ábra)

A Gersekarát belterületén elhelyezkedő területet jelentős részben műutak határolják, legnagyobb részén ligetes cseres-kocsányos tölgyes található, amely magába foglalja a terület legnagyobb tőzegmohás fűzlápját a Fias-tavat. A meg lehetőségen megritkított állományban a cserjeszint gyér vagy szinte hiányzik, a lóp körül növekszik a *Frangula alnus* gyakorisága. A gyepszint viszont zárt, uralkodik benne az *Agrostis capillaris*, *A. stolonifera*, *Calamagrostis epigeios*, *Juncus effusus*. Viszonylag gyakori benne a *Veronica chamaedrys*, *Lysimachia nummularia* és a fák körül a *Polytrichum formosum*. A déli része gyomosabbá válik, itt nagyobb dominanciával jelenik meg a *Rubus fruticosus* agg.

A térképezett részt fokozott védelemre javasoljuk.

Fias-tó (7. ábra)

A gersekaráti iskola mellett található mélyedésben nagy kiterjedésű tőzegmohás fűzláp és gyékényes alakult ki. A lóp körül egy ligetesen megjelenő idősebb cseres-kocsányos tölgyes található. Barbalics (1976) a 60–70-es években vizsgálta e tavat, benne tőzegmohákat nem, csak egész évben megmaradó víztükört talált. A növényzetről részletesebb leírást nem közöl.

A nagy kiterjedésű fűzláp magas, 6–8 m, sűrű, nehezen járható szövedéket alkot, melynek mohaszintjében a tőzegmohák az uralkodók. A lóp területén 5 tőzegmohafaj előfordulását regisztráltuk (1. táblázat), amelyek közül a *Sphagnum squarrosum* a leggyakoribb, ezt követi a *S. fimbriatum*, a *S. angustifolium* és a *S. flexuosum*, valamint a belső részeken a *S. palustre*. Egyéb mohák közül a *Calliergon cordifolium* fordul elő számottevő mennyiségben. A Lájér (1998a, b) által közölt *Sphagnum fallax* és *S. teres* nem került elő. A júliusi térképezés alatt a fűzláp kissé nedves volt, de csak a tőzegmohák által megtartott víz miatt, nem állt benne a víz, mint tavasszal. A Ny-i részen található egy nagy összefüggő *Typha latifolia* által uralt folt, melyet csak kevés helyen szakít meg egy-egy *Salix cinerea* bokor. Itt a mohaszint hiányzik, és a hajtásos növények közül is csak néhány szál *Lythrum salicaria*, *Alisma plantago-aquatica*, valamint néhány zsombék *Juncus effusus* fordul elő, elsősorban a szegélyeken. A gyékényes terület egy részén nagyobb mennyiségű *Thelypteris palustris* is megjelenik, melyet Lájér (1998b) külön asszociációként különít el. Ezen az élőhelyen tavasszal szintén magas víz állt, mely nyár közepére nyomtalanul eltűnt. A gyékényes foltot Ny-i oldalán egy mesterségesen mélyített árok szegélyezi, mely a lóp mellett található iskola tűzvédelmi céljait szolgálja. Az árok partján és vizében jellegzetes vízi növények találhatók, pl. *Potamogeton natans*, *Glyceria fluitans*.

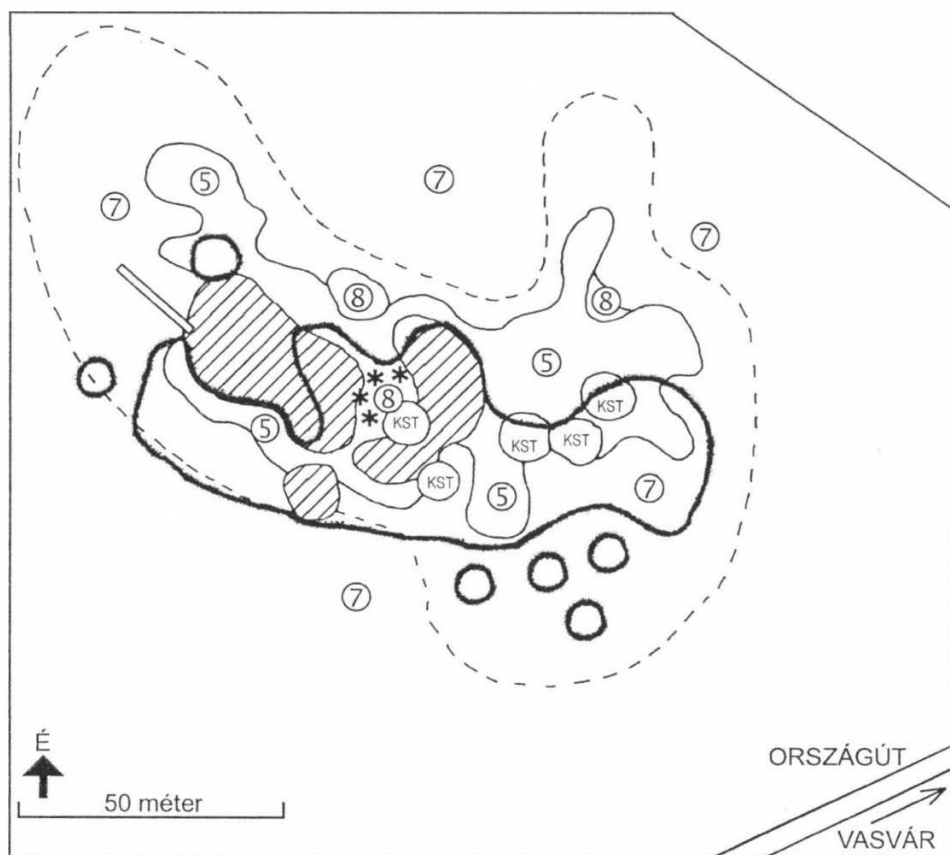
A láptól K-re egy jóval kisebb lápszem található. Ezt zárt bokorfüzes veszi körül, ahol a *Salix cinerea* bokrai alatt *Deschampsia caespitosa*, *Juncus effusus*, *Agrostis stolonifera* és *Carex vesicaria* alkotja a kb. 40%-os borítású gyepszintet. A füzes egy piciny, kiszáradt magassásost ölel körül, melyben a *Carex vesicaria* uralkodik. A lápocska meglehetősen száraz állapotot mutat a nagyobb láphoz képest, amit a tőle K-i irányba húzódó vízelvezető árok okoz. Ez feltehetőleg a nagy láp vízgazdálkodását is befolyásolja. A terület megmentése érdekében fontos lenne a csatorna elzárása.

A láptól É-ra egy *Salix cinerea*-val szegélyezett vízelvezető csatorna húzódik, amit szintén el kellene zárni a Fias-tó vízellátottságának javítása érdekében. Ez a nagy kiterjedésű, elsősorban fűzlápból és gyékényesből álló láp Vas megye legnagyobb lokális tőzegmoha-állományát őrzi (a Fekete-tónál nagyobb kiterjedésű tőzegmoha-állomány), ezért kiemelt természetvédelmi jelentősége miatt a körülötte megjelenő erdővel együtt fokozott védelemre javasoljuk. Megőrzésének érdekében a legfontosabb a vízelvezető árkok betemetése, valamint a tölgyesben az erdőgazdálkodás megszüntetése. Ez az erdőállomány nemcsak a megfelelő mezoklímát biztosítja a láp számára, hanem, ha hosszabb időre magára hagyják, a benne megjelenő holt faanyag, lékek és felújulási foltok révén számos állatnak és növénynek biztosíthat élőhelyet. Sajnos a láptól délre rosszabb védelmet jelentő pionír erdő, kultúrterület (iskola) és erdeifenyves húzódik. Fontos lenne ezeket is természetvédelmi kezelés alá vonni, ami elsősorban a terjedőben levő (de még visszaszorítható) akác és *Solidago gigantea* megfékezése miatt szükséges. Javasoljuk e kis kiterjedésű terület természetvédelmi tulajdonba vételét.

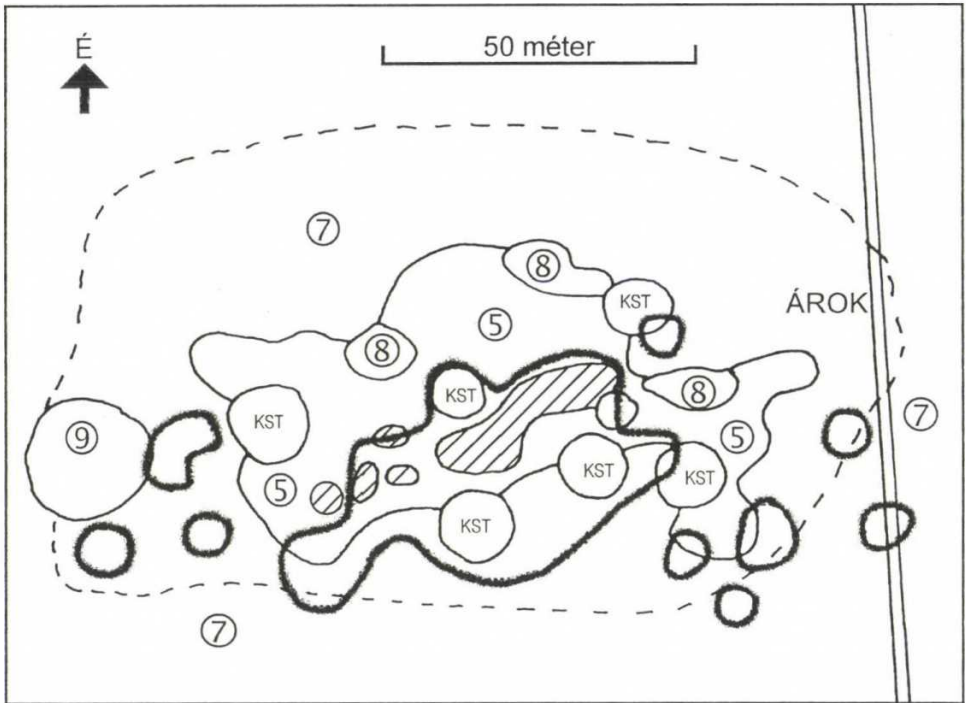
3. térképezett terület (1. és 4. ábra)

A terület É-i részén az erdeifenyvesek és a felújítások (tölgyes és fenyves) dominálnak, kisebb-nagyobb cseres-kocsányos tölgyes foltokkal tarkítva. Az itt található korábbi tőzegmohás lápok és vízállások nagyobb részben kiszáradtak a lecsapolások hatására. A térképezett terület D-i részén a műút és az erdőgazdasági murvás út között elterülő Farkas-erdő szép tölgyeseket és öt tőzegmohás lápot, vízállást foglal magába: a Bertók-tavat, Kócse-tavat, Kanász-tavat, Közbirtokossági-tavat és a Rekettyés-tavat. Természetvédelmi értékei miatt ezt a részt (Farkas-erdő) fokozott védelemre javasoljuk. Az erdők nagy része idősebb cseres-kocsányos tölgyes állomány, melyekben nedves, láposodó részek jelennek meg. Ezekre utal a *Deschampsia caespitosa*, *Juncus effusus*, *Lysimachia nummularia* és *Frangula alnus* tömeges megjelenése. A kevésbé vizenyős, kiegyenlített vízviszonyú részeken megjelenik a cserjeszintben a gyertyán, az aljnövényzetben pedig

üide erdei fajok válnak uralkodóvá (*Polygonatum multiflorum*, *Ajuga reptans*, *Brachypodium sylvaticum*, *Oxalis acetosella*). Ha ezen idős állományokban megszűnik a gazdálkodás (illetve csak természetvédelmi célokat szolgál), akkor hosszú távon fajgazdag, változatos szerkezetű, álló és kidőlt holt fában bővelkedő erdőkké alakulhatnak. Ezek biztosítanák a lápok szempontjából fontos klímaviszonyokat, valamint gazdag flórát és faunát őriznének meg. A terület K-i részén (elsősorban a Kanász-tó körül) sajnos a tölgyeseket lombelegyes és elegyetlen telepített erdei-fenyvesek váltják fel, valamint egyre nagyobb arányban jelenik meg az akác. Itt a tájidegen fafajokat fokozatosan őshonos tölgyesekké kell átalakítani, akár gyertyános állapotok beiktatásával. Ezeket a munkákat azonban fokozatosan kell végrehajtani, a vegyeskorú erdőborítás folyamatos biztosítása során. Fontos lenne a területen a vízelvezető árkok megszüntetése és a nyiladékok csökkentése.



8. ábra. Bertók-tó és környékének részletes vegetációterképe (ábramagyarázat a 125. oldalon).



9. ábra. Kőcse-tó és környékének részletes vegetációtérképe (ábramagyarázat a 125. oldalon).

Bertók-tó (8. ábra)

Petőmihályfa község határában a Vasvár–Nádasd országúttól É-ra található tőzegmohás fűzláp. A láp egy idősebb cseres-kocsányos tölgyesben helyezkedik el a műút 9-es kilométerkövétől ÉNy-i irányban.

A láp területe nehezen körülhatárolható, mivel a vízállásos terület egy része a környező erdő alatt helyezkedik el, és a tőzegmohák, valamint sásos és szittyós foltok is megtalálhatók a zárt lombkorona alatt. A nyílt terület nagyobb részét fűzláp borítja, az É-i részen nagyobb magassásos folt helyezkedik el. A füzes területén található a legnagyobb összefüggő tőzegmohaszőnyegeket, valamint a legmélyebb, még nyár közepén is nedves részt, amelynek kiszáradó talaján *Riccia fluitans*, *Lemna minor*, *Hottonia palustris* és szálanként *Glyceria maxima* nő. A felszakadozó részein a *Carex elata*, *Carex vesicaria*, *Deschampsia caespitosa* és *Juncus effusus* dominálta magassásos foltok találhatóak. A fűzláp É-i szegélyén szép *Carex elata* zombékók vannak, amelyhez egy magassásos kapcsolódik, amelyben a *Juncus effusus*, *Carex elata* és az *Agrostis stolonifera* uralkodik.

Tőzegmohák elsősorban a füzek alatt találhatók, de a zárt lombkorona alá is kiterjednek. A lúp és környező erdő talaját nagy, kiterjedt, többé-kevésbé összefüggő *Sphagnum*-párnák borítják. A Barbalics (1973, 1976, 1980) és Lájér (1998a, b) által közölt, és az általunk talált tőzegmohákat az 1. táblázat mutatja. Bár a kilencvenes évekből származó gyűjtések némileg eltérnek, az nyilvánvaló, hogy a hetvenes évek óta a lúpra számos új tőzegmohafaj települt be. A *S. compactum* és *S. rubellum*, amelyek az utóbbi időkben nem kerültek elő, meglehetősen ritkák hazánkban. Lelőhelyeiken többnyire kis tömegességgel fordulnak elő, így elképzelhető, hogy későbbi terepbejárások alkalmával előkerülnek.

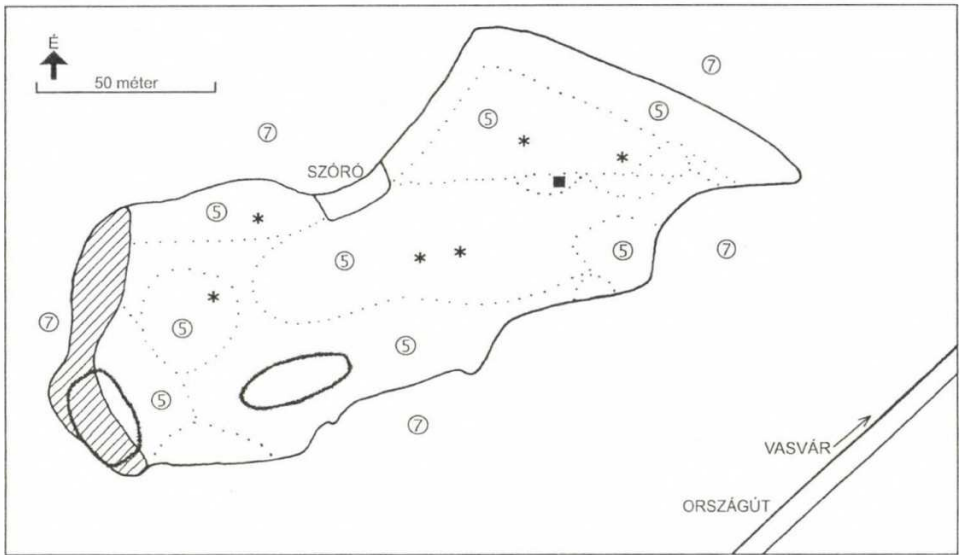
Köcse-tó (9. ábra)

Petőmihályfa község határában a Bertók-tótól Ny-ra található tőzegmohás fűzláp. A lúp egy idős cseres-kocsányos tölgyesben helyezkedik el a műút 8-as kilométerkövétől ÉNy-i irányban. A lúp területe nehezen körülhatárolható, a Bertók-tóhoz hasonlóan, mivel a vízállásos terület egy része szintén a környező erdő alatt helyezkedik el és a tőzegmohák, valamint a magassásos foltok behúzódnak a lombkorona alá. A változatos mikrodomborzat miatt a vízviszonyok nagyon eltérőek a lápon belül. Az erdő alatti, elsősorban *Deschampsia caespitosa* és *Juncus effusus* uralta részek mutatják, hogy jobb vízellátottságú időszakokban a lúp meddig terjedt ki. E kiterjedést mutatja, hogy az erdő alatt olyan tőzegmohák is találhatóak, melyek a lúpokra és/vagy a fűzlúpokra jellemzők. Ilyen erdő alatti tőzegmohapárnákat, -szőnyeget a tőzegmohás fűzláptól D-re találhatunk. Ezek arra utalnak, hogy a lúp a korábbi időszakokban nagyobb kiterjedésű lehetett, az erdő alatti láposodó foltok ennek a vegetációnak a maradványai. A nyílt terület egy részét a tőzegmohás fűzláp borítja, az É-i részen nagyobb magassásos folt található. A lúp teljes területére jellemző a *Juncus effusus* dominanciája, amely mellett sások és színező elemként kétszikűek is megjelennek (1. melléklet).

Tőzegmohák nemcsak nagy borításukkal emelkednek ki e területen, hanem a magas fajszámukkal is (1. táblázat). A vizsgált három területen található lúpok és vízállások közül itt fordul elő a legtöbb tőzegmohafaj (10). E magas fajszám országos viszonylatban is kiemelkedő.

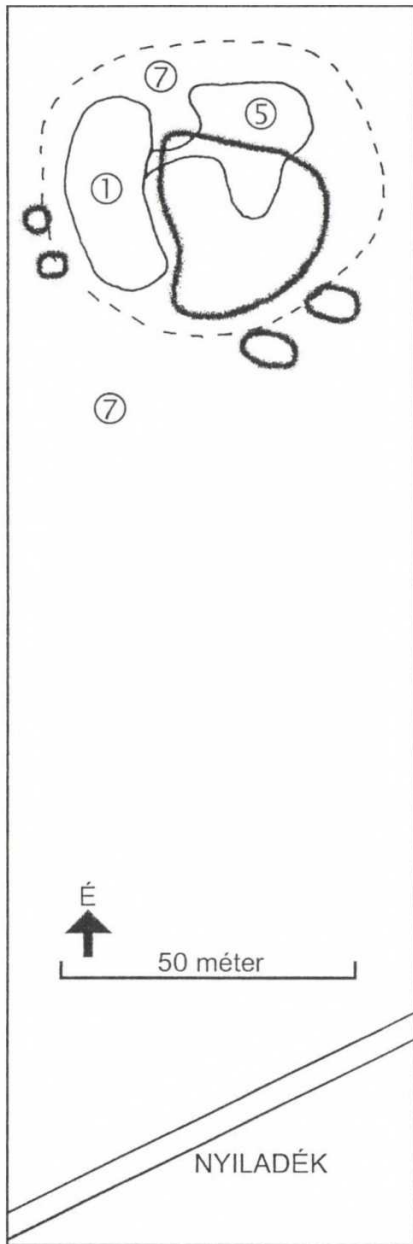
Kanász-tó (10. ábra)

A Petőmihályfa–Vasvár közötti műúttól kb. 100 m-re É-ra található, elsősorban lágyszárú növények által dominált lefolyástalan medence. Barbalics (1973) térképein a tó szerepel, de tőzegmohákat nem talált benne, vegetációját sem ismerte. Jelenleg, nagy részében magassásos foltok mozaikja figyelhető meg. A



10. ábra. Kanász-tó és környékének részletes vegetációtérképe (ábramagyarázat a 125. oldalon).

Carex vesicaria, *Juncus effusus* és a *Sparganium erectum* által uralt foltok a legmeghatározóbbak, míg a nem zsombékoló *Carex elata* kisebb területet borít. A magassásos foltokban előforduló egyéb, színező elemek közül kiemelendő a középső, mélyebb részeken tömeges *Schoenoplectus lacustris*, *Hottonia palustris*, az egy-egy helyen előforduló *Calamagrostis canescens* és *Iris pseudacorus*, valamint a szórványosan megjelenő *Dryopteris carthusiana*. A láp egyes pontjain (10. ábra) tőzegmohák (*Sphagnum palustre*, *S. fallax* és *S. fimbriatum*) is megjelennek a magassásosokban a *Carex vesicaria* tövei között. A mélyedés Ny-DNy-i szegélyén tőzegmohás „fűzlápot” találhatunk, amelyben a *Sphagnum fimbriatum*, *S. fallax* és *S. russowii* található. A medencét minden oldalról erdő veszi körül, ami bizonyos fokú védelmet biztosít. Sajnos ezek azonban cseres-kocsányos tölgyesek helyén létrehozott elegyetlen erdefenyvesek, melyekben elsősorban a *Rubus fruticosus* agg. uralkodik, egyedül a Ny-i oldalán maradt meg egy idősebb tölgyes fragmentum. A láp É-i – középső – részén található elgyomosodott vaddisznószórón könnyen megtelepedő gyomok és invádoorok komoly veszélyt jelenthetnek a magassásos állományokra, a láp ilyen hasznosítását a természetvédelemnek meg kell akadályoznia.



11. ábra. Közirtokossági-tó és környékének részletes vegetációtérképe (ábra magyarázat a 125. oldalon).

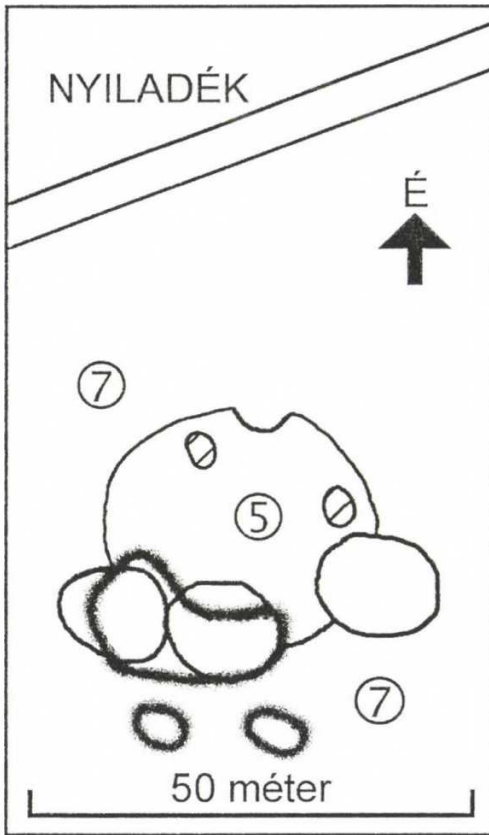
Közirtokossági-tó (11. ábra)

Elegyetlen erdeifenyvesben elhelyezkedő vízállás. Nyugati részén egy vese alakú nyílt víztest található, melynek partján és kis belső szigetein *Polygonum hydropiper*, *Juncus effusus*, *Deschampsia caespitosa*, *Glyceria fluitans*, *Sparganium erectum* és *Alisma plantago-aquatica* nő. A vízben két nagyobb bedőlt fa is van. A víztől K-i irányban kis tisztás található, melyen *Juncus effusus* és *Agrostis stolonifera* az állományalkotó faj. A lúp nyílt területe kutyabengével cserjésedik. A tisztás és a körülötte lévő erdőrész tavasszal, időszakosan víz alá kerül, ami nyárra eltűnik.

Tőzegmohapárnákat a tisztás déli részén találhatunk, amelyek az erdő alá is behúzódnak. A korábbi felmérések (Barbalics 1976) eredményeképpen csak *Sphagnum fimbriatum* volt ismert erről a vízállásról, az 1996-ban gyűjtött *S. fimbriatum* mellett a 2000. évben a *S. squarrosum* és a *S. girgensohnii* is előkerült. A lúp körüli erdeifenyvest nem szabad letermelni, mivel fontos szerepe van a megfelelően nedves mikroklíma kialakításában, ezért hagyni kell, hogy magától fokozatosan ellombosodjon.

Rekettyés-tó (12. ábra)

Egy fenyőelegyes, idősebb tölgyesben található vízállás. A megközelítőleg 25–30 m átmérőjű, nagyjából kör alakú tisztáson néhány *Salix cinerea* bokrot találunk. A lágyszárúak közül a *Juncus effusus*, *Carex elata* és *C. vesicaria* nagyobb tömege jellemző. A D-i szegélyen két vad-



12. ábra. Rekettyés-tó és környékének részletes vegetációtérképe (ábra magyarázat a 125. oldalon).

disznódagonya van. Az élőhely szélén megjelenik a *Solidago gigantea*, veszélyeztetve a lápi vegetációt.

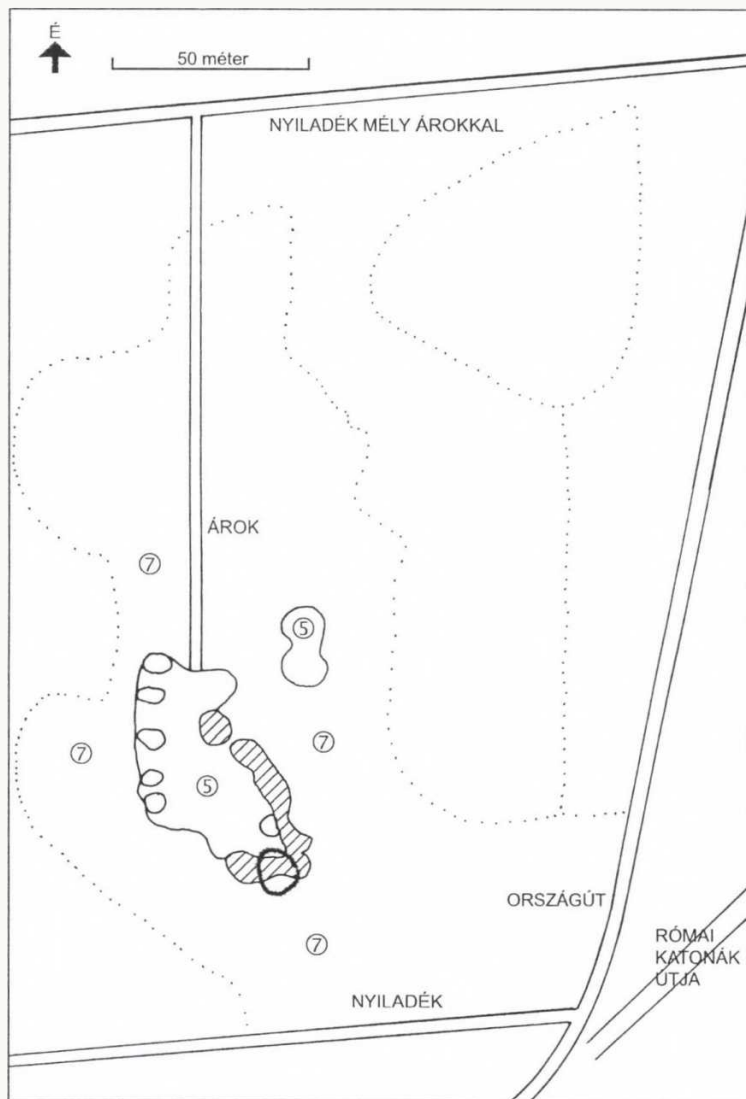
A tőzegmohapárnák elsősorban a vízállás déli szegélyén fordulnak elő nem teljesen összefüggő foltot alkotva, valamint néhány párna a szegélyező erdő alatt is megtalálható. A Barbalics (1976) által korábban ismertetett tőzegmohák közül a *Sphagnum palustre* nem került elő. A *S. recurvum* s.l. feltehetően megegyezik a szerzők által megtalált *S. fallax*-szal (a *S. recurvum* csoport tagja a *S. fallax* is). Ezenkívül előkerült a *S. fimbriatum* (*S. fallax*-szal együtt) a láp körüli erdőből.

Az élőhelyet veszélyezteti a vad-disznódagonyákba könnyen betelepenni képes *Solidago gigantea*, amely a szegélyeken már megjelent, és akár a teljes élőhelyet is elfoglalhatja néhány év alatt. A másik veszély pedig a kutya-bengékkal történő becserjésedés lehet. Mindkét faj nagy borítása a láp szárazodásának jele, ami korábbi lecsapolásoknak lehet a következménye. A láp és az azt körülvevő erdő körül a lecsapoló árkokat el kéne zárni, az erdőből a fenyőt pedig hosszú időszak alatt, száraló gazdálkodással kellene kitermelni.

Volt 7-es vízállás (13. ábra)

Vasvár község határában, a Római Katonák Útjától ÉK-re elhelyezkedő vizenyős tisztás. A vízállás központi részén nyárra kiszáradó magassásos található, melyet K-i és D-i részén keskeny fűzláp, Ny-i oldalán néhány *Fraxinus pennsylvanica* és *Alnus glutinosa* szegélyez. A magassásos jellemző fajai a *Carex vesicaria*, *Juncus effusus*, *Calamagrostis epigeios*, *Carex elata* és *Lythrum salicaria*, az északi részén a *Solidago gigantea* uralkodik. A vízállást körülölelő erdőben sok ültetett *Fraxinus pennsylvanica* található.

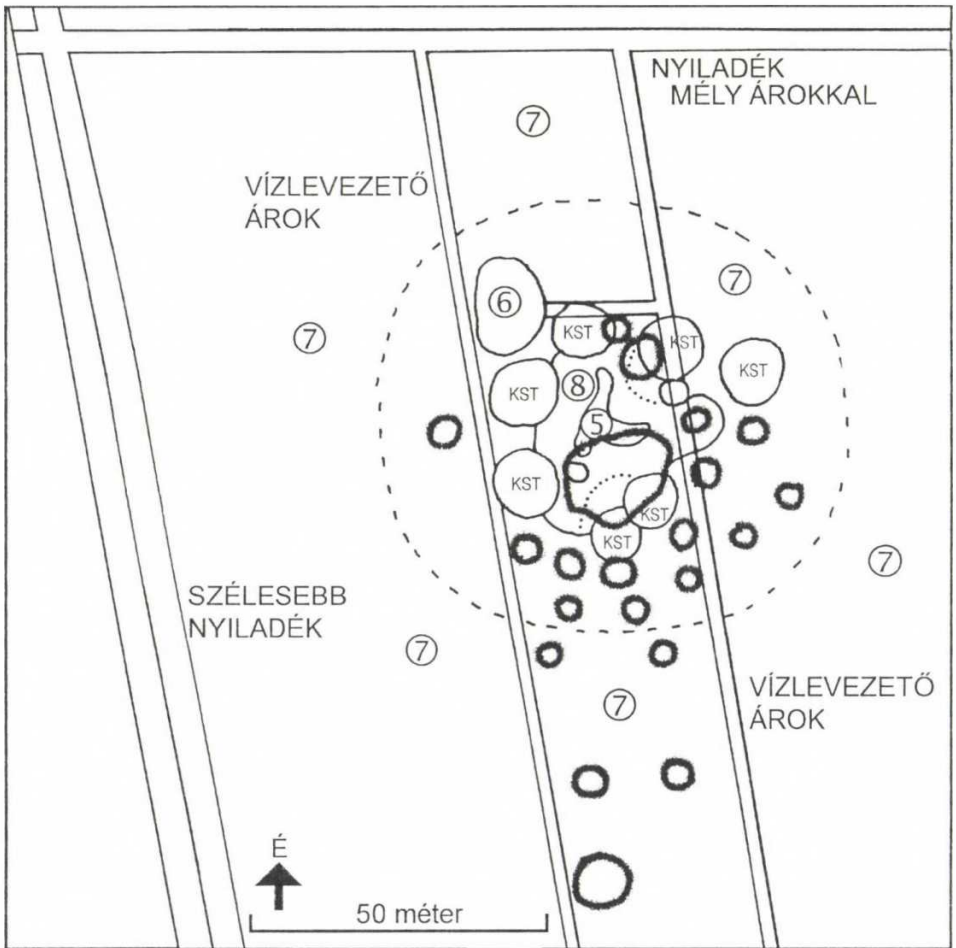
Barbalics (1973, 1976) leírása szerint itt *Sphagnum platyphyllum* élt, azonban 1972-ben az erdőt kivágták, a vízállás „begyepesedett”, és a tőzegmohák elpusztultak. 1996-ban a Barbalics (1973) által rajzolt térkép alapján jól beazonosítható helyen újra tőzegmohákat találtunk. A fűzesben és a magassásosban is csak



13. ábra. Volt 7. vízállás és környékének részletes vegetációtérképe (ábramagyarázat a 125. oldalon).

kis párnákat alkotó *Sphagnum platyphyllum* mellett 1996-ban 2 kis foltban *Sphagnum palustre* is előkerült. A szerzők 2000 nyarán szintén találtak tőzegmohát, kb. 4 m²-es *S. palustre* és 1,5 m²-es *S. angustifolium* párna került elő a vízállás D-i részén a fűzes alól.

A természetvédelmi szempontból értékes vízállás megőrzésében a legfontosabb a láp vizét elvezető csatornák betemetése, a *Solidago gigantea* visszaszorítása, valamint az erdőborítás biztosítása a környékén. Habár a lápot tájidegen fajokból álló erdők vesznek körül, ezek közül egyedül az amerikai kőris szálaló eltávolítása indokolt. Ha a gazdálkodás megszűnik a fenyevesekben előbb-utóbb úgyis az őshonos lombos fák fognak uralkodni.



14. ábra. Gombás-tó és környékének részletes vegetációtérképe (ábramagyarázat a 125. oldalon).

Gombás-tó (14. ábra)

A vízállás egy idős, láposodó cseres-kocsányos tölgyesben helyezkedik el, amelyben uralkodnak a változó vízviszonyokat, elárasztást tűrő fajok (*Deschampsia caespitosa*, *Juncus effusus*, *Agrostis stolonifera*). A fák körül kiterjedt *Polytrichum formosum*, *Sphagnum palustre* és *S. fallax* foltok jelennek meg. Az erdő-részletet és benne a lápot mély árokka vették körül. A lecsapolás degradáló hatása felismerhető a lápon és az erdőben, az árkok megszüntetése a természetvédelem sürgős feladata. A vízállás szélén megtalálhatók a *Solidago gigantea* kisebb foltjai, amelyek remélhetőleg a vízviszonyok rendeződése után visszaszorulnak, ha az erdőt nem bontják meg. A területet fokozott védelemre javasoljuk, az erdőben a gazdálkodást természetvédelmi szempontok miatt meg kell szüntetni.

A vízállás kisebb tisztás és cserjés foltok mozaikjából épül fel. A cserjésedett részt Barbalics (1973, 1976) leírásaival ellentétben ma már nem füzek, hanem kutyabenge és szeder alkotja. A lágyszárú fajok közül a *Juncus effusus* és az *Agrostis stolonifera* ér el nagyobb borítást elsősorban a kis nyílt foltokon, valamint helyenként megjelenik a *Dryopteris carthusiana* is. Az egész élőhelyre jellemző, hogy száraz és fajszegény. Barbalics (1976) is írja, hogy csak hóolvadáskor és a nagyobb esőzések után borítja víz, egyébként száraz. Feltehetőleg ezek a viszonyok meg fognak javulni az árkok betemetése után.

Számos tőzegmohafolt található a vízállásban, de nagyobb kiterjedéssel csak a D-i részen jelennek meg. A tőzegmohapárnák mindenhol teljesen szárazak. A Barbalics (1973, 1976) által leírt 5 tőzegmohafajból 1996-ban már csak 3 került elő, viszont újabb fajok jelentek meg (1. táblázat). A korábbi adatok szerint a tőzegmohák a vízállás területét jelző füzesztől akár 50 méter távolságra is behatolhatnak az erdőbe. Ez a jelenség ma is megfigyelhető, a kutyabengék által uralt terület-től 25–50 méterre is találhatunk kisebb-nagyobb tőzegmohapárnákat.

További veszélyt jelenthet a már megjelent *Solidago gigantea* további térhódítása is, ami miatt az erdő megbontása nem javasolt.

Templom-tó és környéke (15. ábra)

A petőmihályfai Öreg-hegyen, a templomtól ÉK-re, kb. 200 m-re található erdővel körülvett mélyedésben kialakult láp. Az elsősorban *Salix cinerea*, másodsorban *Salix fragilis* által alkotott fűzgyűrű félkörívesen kettéosztja, illetve részben körülöleli a fátlan részt, amelyen a *Juncus effusus* és a nagy zsombékokat alkotó *Carex elata* a domináns növényfaj. Jellemző faj még a *Carex acutiformis*, *Iris pseudacorus*, *Sparganium erectum*. A láp nagyjából középső, legmélyebb része kora tavasszal vízzel borított, de nyáron ez is kiszárad.

Tőzegmohákat elsősorban a füzek és a zombékok alatt, illetve azok közelében találhatunk. A szerzők 5 tőzegmohafaj előfordulását regisztrálták, amíg Barbalics (1976) csak két faj előfordulását jelzi (1. táblázat). Lájér (1998a, b) 6 tőzegmohafajt talált a tavon, amelyek a szerzők adataitól jelentős mértékben eltérnek.

A láp ebben az évben kissé száraznak tűnt, mely részben a kevés csapadékkal is magyarázható. A jelenleg még meglévő fátlan folt egyre erőteljesebben cserjésedik, mely középtávon a láp és a tőzegmoha előfordulások megszűnéséhez vezethet. A lápot idősebb cseres-kocsányos tölgyesek veszik körül, melyekben a változó vízviszonyokra utaló természetes kísérő fajokon kívül jelentős a *Rubus fruticosus* agg. borítása, valamint főleg a K-i és Ny-i oldalán nagy bennük az akác elegyaránya. Ezekben az erdőkben az akác visszaszorítása lenne indokolt. Sajnos dél felől a lápot egy cserjés, pionír erdősáv határolja, ami nem képes erdei mezoklímát biztosítani. Ez szintén hozzájárulhat a láp degradációjához. Az itt előforduló személtlerakókat meg kell szüntetni. Itt említenénk meg, hogy a petőmi-hályfai Öreg-hegyen, a templom körül egy piciny, igen értékes, fajgazdag, félszáraz, savanyú kaszáló található (15. ábra). Gyepjében az *Arrhenatherum elatius*, *Anthoxanthum odoratum*, *Festuca rupicola*, *Luzula campestris* uralkodik, és szí-



15. ábra. Templom-tó és környékének részletes vegetációtérképe (ábramagyarázat a 125. oldalon).

1. táblázat. Tőzegmohák a részletesen megvizsgált tavakban. Jelmagyarázat: 1 = Pizdi-tó, 2 = Fias-tó, 3 = Bertók-tó, 4 = Köcse-tó, 5 = Kanász-tó, 6 = Közbirtokossági-tó, 7 = Rekettyés-tó, 8 = volt 7-es vízállás, 9 = Gombás-tó, 10 = Templom-tó, 11 = Füzes-tó, B: Barbalics adatai (Barbalics 1973, 1976, 1980), L: Lájér K. adatai (1998a, b), S: a szerzők adatai

	1			2			3			4			5			6			7			8			9			10			11		
	B	L	S	B	L	S	B	L	S	B	L	S	B	L	S	B	L	S	B	L	S	B	L	S	B	L	S	B	L	S	B	L	S
<i>S. angustifolium</i>						•			•			•												•						•			
<i>S. capillifolium</i>												•															•						
<i>S. compactum</i>									•															•									
<i>S. contortum</i>									•																					•			
<i>S. cuspidatum</i>																														•			
<i>S. fallax</i>			•			•			•			•			•						•						•			•			•
<i>S. fimbriatum</i>			•			•			•			•			•			•			•									•			•
<i>S. flexuosum</i>						•			•			•																		•			•
<i>S. magellanicum</i>									•			•			•																		
<i>S. obtusum</i>									•															•									
<i>S. palustre</i>			•			•			•			•			•			•						•			•			•			•
<i>S. platyphyllum</i>			•									•												•			•			•			•
<i>S. quinquefarium</i>									•			•			•															•			
<i>S. recurvum</i> s.l.									•			•									•												
<i>S. rubellum</i>									•			•																					
<i>S. russowii</i>												•			•												•						
<i>S. squarrosum</i>						•			•			•						•						•			•			•			•
<i>S. subnitens</i>									•			•												•						•			
<i>S. subsecundum</i>												•																		•			•
<i>S. teres</i>						•						•																					
<i>S. girgenshonii</i>																		•															

nező elemekben rendkívül gazdag. Tavasszal a *Muscari botryoides* 1000-nél nagyobb tőszámmal jelenik meg, megtalálható rajta a *Pulsatilla pratensis* subsp. *nigricans*, *Orchis morio*, *Potentilla alba*, *Trifolium montanum*. A teljes területet fokozott védelemre javasoljuk.

Gyökeres-tó (4. ábra)

Egy tölgyes felújításban megjelenő, vízlevezető árkokkal behálózott egykori vízállás, melynek helyén ma zárt *Solidago gigantea* állomány található. É-i részén az egykori fűzlápra utalnak a *Salix cinerea* bokrok, azonban ezek alatt is csak *Solidago gigantea* és néhány tő *Dryopteris carthusiana* található. Az egykori lápra csak az árkok aljában megmaradt *Agrostis stolonifera*, *Carex vesicaria*, *Juncus effusus* és *Sphagnum subsecundum* példányok utalnak. Ez és a Kerekes-tó jól példázzák az ember, gazdálkodási szempontból is teljesen értelmetlen, természetromboló munkáját. Feltételezhető, hogy az árkok betemetésével az erdő felújulása után a lápok újra regenerálódnak. Talán a jobb vízviszonyok mellett az aranyvessző visszaszorul, és a lápi fajok képesek lesznek a megtelepedésre a meglévő propagulumkészletből.

Kerekes-tó (4. ábra)

Vízlevezető árkokkal behálózott és tönkretett egykori vízállás. Területét zárt *Solidago gigantea* borítja benne néhány bokor nagyságú égerrel. Az árkok alján az egykori vízállásra utalnak a *Juncus effusus*, *Carex vesicaria*, *Ranunculus flammula*, *Lysimachia nummularia*, *Calliigon cordifolium* példányok. Tőzegmohát nem találtunk az egykori lágban. Az árkok elzárásával talán még megmenthető. Barbalics (1976) munkájában említi, hogy a lágban volt *S. platyphyllum*, amely azonban már a hetvenes években (a lecsapolás után) kipusztult.

Füzes-tó (1. ábra)

Nagymákvától D-re, Pizdi-tótól ÉK-re, a Hegyárokban elhelyezkedő, erdei-fenyvesekkel körülvett lág, amelyet az év jelentős részében víz borít. A területet egy fűzlág alkotja, melyben a *Salix cinerea* uralkodik. A lág középső részén a fűzek fölött ligetesen álló égerfákat és rezgő nyarakat találunk. A cserjeszintet elsősorban a *Frangula alnus* és a *Salix cinerea* alkotja. Az aljnövényzetben a leggyakoribb fajok a *Carex elata* és a *Juncus effusus*. A lágban kiterjedt tőzegmohaszőnyeget találunk, melyeket elsősorban a *Sphagnum fimbriatum* és a *S. fallax* alkot, de megtalálható még a *S. squarrosum*, *S. palustre*, *S. subsecundum* is (1.

táblázat). A lúp tőzegmoha-fajösszetétele a 70-es évekhez képest (Barbalics 1976) jelentősen megváltozott. Fokozott védelemre javasoljuk.

A térképezett területen, illetve környékén található még néhány régi, mára már megszűnt tőzegmoha-előfordulás. Barbalics (1973, 1976) említi még tőzegmohát számos helyről (Nyárfás-tó, Nyíres-tó, 1. vízállás, Körmendi-tó, Kis-tó, Kettes-tó, Kőrises-tó, Felégett-tó), melyeket korábbi terepbejárásaink során 1996–97-ben felkerestünk. Ezek közül csupán egyben (Nyárfás-tó) találtunk *Sphagnum fallax*-ot, a Barbalics (1973, 1976) által leírt *S. platyphyllum* helyett. A többi vízállásban Barbalics a 60-as években és a 70-es évek elején még talált tőzegmohát, de későbbi munkájában (Barbalics 1976) már beszámol a területek lecsapolásáról, és a tőzegmohák eltűnéséről. Mivel az eddig említett lúpokban is számos új megtelepedést tapasztaltunk feltételezhető, hogy a vízviszonyok helyreállítása után e tavakat a tőzegmohák újra kolonizálják.

Megvitatás

Az általunk vizsgált területen korábban elsősorban a tőzegmohás élőhelyeket tanulmányozták. Barbalics (1976) 19 db tőzegmohás élőhelyet írt le, amelyből 10-ben még napjainkban is megtalálhatók, valamint 3 új tóban is megjelentek a tőzegmohák. A tőzegmohafajok száma is változott a 70-es évek óta. A Barbalics által ismertetett 13 fajból jelenleg 9 (a *S. recurvum* s.l. nélkül) él, és 8 új is előkerült. A *S. angustifolium*, *S. fallax* és *S. flexuosum* a korábbi *S. recurvum* s.l. szétválasztásából származnak, ezért csak látszólagosan új fajok. Bár Barbalics csak öt helyről említi őket (Köcse-tó és Bertók-tó, valamint az azóta kiszáradt Nyíres-tó, Kőrises-tó, Kettes-tó), a csoport jelenlegi fajai 11 tóban található meg. Megfigyelhető a *S. palustre*, *S. fimbriatum* és a *S. squarrosum* újabb lúpokba, vízállásokba való betelepítése. Számos tóban részben vagy teljesen kicserélődtek a tőzegmohafajok, ami alátámasztja azt az elképzelést, hogy a tőzegmohák megtelepedése és eltűnése egy-egy élőhelyen gyakori esemény és viszonylag gyors folyamat. A terület vízállásaiba, lúpjába betelepült tőzegmohák hosszú távú megmaradását erősen veszélyezteti az erdőgazdálkodás is, részben a fakitermelés, részben a lecsapolások által. Ez utóbbi miatt számos élőhelyen lecsökkent a tőzegmohák fajszáma és mennyisége, valamint számos vízállás degradálódott vagy megszűnt (pl. Gyökeres- és Kerekes-tó, 4. ábra).

A 13 alaposabban is megvizsgált tőzegmohás élőhelyre általánosan jellemző, hogy kiszáradó tendenciát mutatnak. A térképeken feltüntettük, hogy kedvező időszakokban meddig terjedt a lúpi vegetáció. Jól látható, hogy a tavak határai je-

lentősen visszahúzódtak, amelyet részben a természetes fluktuáció is magyarázhat. A kiszáradásra legjobban ható tényező azonban a tavak körüli erdőkben ásott vízelvezető árkok, amelyek a területéről elvezetik a vizet, és ennek hatására a szárazabb, nyári időszakra szinte teljesen kiszáradnak a lápok. Szintén fontos veszélyeztető tényező az erdők nagy területű tarvágása és fokozatos felújítógátása, amelynek része a vízelvezető árkok létesítése is. Feltehetően az intenzív erdőgazdálkodás következtében száradt ki számos vízállás a területen. Ez a folyamat a tőzegmohák és a lápi vegetáció pusztulását is eredményezi. Jelentős veszélyeztető forrás a gyomosodás és az invázió fajok terjedése. E fajokat jelenleg is megtalálhatjuk a vízállások, lápok környékén. Különösen a kiszáritott vízállások helyén jellemző a *Solidago* nagy tömege. A térképezett részeken a gyomok, elsősorban az idegenhonos állományokban, az akácokban és erdeifenyvesekben, jelentősek, különösen a *Rubus fruticosus* agg. A tölgyesekben kevés gyom található, a gyomos állományokat (tölgyeseket, vizes élőhelyeket stb.) kis területük miatt nem tüntettük fel. A gyomos állományok gyakran az emberi gazdálkodás hatására jöttek létre, pl. az élőhelyek megbontásával, illetve kiszáritásával (lecsapolás), nyiladékok létrehozásával.

A térképezett területen számos kiemelten védendő (fokozott védelmet érdemlő) részt különítettünk el. Ezek a cseres-kocsányos tölgyesek és a bennük található tőzegmohás élőhelyek (Fias-tó és környéke, Farkas-erdő a lápokkal, Templom-tó és környéke, valamint a Gombás-tó a körülötte lévő erdővel). Védelmük helyenként természetvédelmi beavatkozást (vízelvezető árkok betömése) vagy jól átgondolt erdészeti kezelést igényel (erdeifenyvesek, egykorú állományok). A fokozottan védett területeken csak természetvédelmi célú erdészeti beavatkozások engedhetők meg.

A Vasi-hegyháton, a fokozott védelemre javasoltakon kívül, még jelenleg is nagy arányban található, természetvédelmi szempontból is jelentős, cseres-kocsányos tölgyesek. Állományaik védelmet, illetve a jelenleginél kevésbé intenzív, természetvédelmi szempontokat is figyelembe vevő erdőgazdálkodást kívánnak. Fontos lenne a területen a vízelvezető árkok megszüntetése különösen a legtöbb értéket hordozó Farkas-erdőben. A talaj elvizenyősödése ellen a folyamatos erdőborítás fenntartásával is lehetne védekezni (mikrotarvágás, csoportos felújítógátás, szállálás), ami a tőzegmohás élőhelyek számára is biztosítaná a folyamatos, megfelelően nedves mikroklímát. Mindenképpen kerülni kell a területen a nagy területű tarvágásokat és az azt követő egyetlen fafajból álló felújításokat, ez még őshonos fajokkal sem ajánlott. A már meglévő idősebb és fiatalabb idegenhonos (pl. fenyves) állományokban a fokozatos fafajcserét javasoljuk. Fontos feladat a terület indokolatlanul sűrű nyiladékrendszerének csökkentése is, amely részben növelné az erdőbelsők arányát, részben kisebb felületet kínálna a gyomok és invázió fajok megtelepedésére.

A terület természetes vegetációja sokat degradálódott az elmúlt évtizedek természetromboló erdőgazdálkodása miatt. Feltételezhető, hogy a gazdálkodás pusztító tevékenysége jelentős mértékben a nem megfelelő szemléletből, ill. ismerethiányból ered. A gazdálkodók feltehetően nem ismerték fel e – gazdálkodási szempontból kedvezőtlen – élőhelyek országosan egyedülálló természetvédelmi jelentőségét, amelyet e helyen is szeretnénk hangsúlyozni. Reméljük, hogy a jövőben a gazdálkodás során nagyobb hangsúlyt kap a terület természetvédelmi értékeinek megőrzése a gazdasági szempontok figyelembevétele mellett.

*

Köszönetnyilvánítás – Szeretnénk megköszönni Papp Beátának a mohák gyűjtésében és határozásában, Bodonczy Lászlónak a terepen és Herczeg Szilviának a térképek készítésében nyújtott segítségét. Köszönjük az Őrségi TK munkatársainak a segítséget és a Keserűszeri kutatószállás kedvezményes igénybevételeinek biztosítását is. Munkánkat az MKM (FKFP 0105/1997), az OTKA (F29543) és a KAC (016456-01/1999) támogatta.

Irodalomjegyzék

- Barbalics, I. J. (1973): *A Vasvár környéki tőzegmoha előfordulások*. – TDK-dolgozat (Kézirat), KLTE, Debrecen, 23 pp.
- Barbalics, I. J. (1976): Vasvár környékének tőzegmoha előfordulásai. – *Savaria, a Vas megyei Múzeumok Értesítője* **9–10**: 11–25.
- Barbalics I. J. (1980): Új tőzegmoha fajok a Vasi-hegyháton. – *Savaria, a Vas megyei Múzeumok Értesítője* **13–14**: 45–47.
- Corley, M. F. V. & Crundwell, A. C. (1991): Additions and amendments to the mosses of Europe. – *Journal of Bryology* **16**: 337–356.
- Corley, M. F. V., Crundwell, A. C., Düll, R., Hill, M. C. & Smith, A. J. E. (1981): Mosses of Europe and the Azores; an annotated list of species, with synonyms from the recent literature. – *Journal of Bryology* **11**: 609–689.
- Danszky, I. (szerk.) (1963): *I. Nyugat-Dunántúl erdőgazdasági tájcsoport. Magyarország erdőgazdasági tájainak erdőfelújítási, erdőtelepítési irányelvei és eljárásai*. – OEE, Budapest.

- Grolle, R. (1983): Hepatics of Europe including the Azores: an annotated list of species, with synonyms from the recent literature. – *Journal of Bryology* **12**: 403–459.
- Juhász, L. (1937): A vas-megyei Farkaserdő a XVII. és XVIII. században. – *Századok* **71**: 553–557.
- Lájer, K. (1998a): Az *Aldrovanda vesiculosa* L. újabb előfordulása és egyéb adatok Magyarország flórájának ismeretéhez. – *Kitaibelia* **3**: 263–274.
- Lájer, K. (1998b): Bevezetés a magyarországi lápok vegetációökológiájába. – *Tilia* **6**: 84–238.
- Lájer, K. (1999): Florisztikai adatok a Dunántúlról, valamint Vácrátót környékéről. – *Kitaibelia* **4**: 311–317.
- Marosi, S. & Somogyi, S. (1990): *Magyarország kistájainak katasztere I.* – MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest, 479 pp.
- Radó, S. et al. (eds) (1974): *Az Észak-Dunántúl atlasza. Magyarország-gazdasági körzetei: 5.* – MEM Országos Földügyi és Térképészeti Hivatala, Budapest.
- Simon, T. (1992): *A magyarországi edényes flóra határozója.* – Tankönyvkiadó, Budapest, 892 pp.
- Széles, Gy. (1970): A mezőgazdasági termelés története a Hegyháton 1895–1960. – *Vasi Szemle* **24**: 9–23.

Appendix. A terület vizsgált lápjainak flórája. Tavak: 1 = Kakas-tó, 2 = Templom-tó, 3 = Köcse-tó, 4 = Bertók-tó, 5 = Rekettyés-tó, 6 = Közbirtokossági-tó, 7 = Gombás-tó, 8 = volt 7-es vízállás, 9 = Kanász-tó, 10 = Fias-tó, 11 = Pizdi-tó

Tavak neve	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<i>Spirodela polyrhiza</i>						+					
<i>Lophocolea heterophylla</i>	+			+				+		+	
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>				+			+				
<i>Riccia fluitans</i>	+			+							
<i>Amblystegium riparium</i>	+										
<i>Aulacomnium palustre</i>		+		+	+	+	+	+			+
<i>Brachythecium rutabulum</i>		+									
<i>Calliergon cordifolium</i>				+						+	
<i>Calliergonella cuspidata</i>		+		+	+	+		+			
<i>Climacium dendroides</i>				+		+					
<i>Dicranella heteromalla</i>				+							
<i>Dicranum scoparium</i>				+			+				
<i>Drepanocladus aduncus</i>											+
<i>Hypnum cupressiforme</i>	+	+		+	+	+	+	+			
<i>Leucobryum glaucum</i>									+		
<i>Orthotrichum</i> sp.				+							
<i>Plagiomnium undulatum</i>		+									
<i>Plagiothecium</i> sp.				+				+			+
<i>Platygyrium repens</i>	+										
<i>Pleurozium schreberii</i>		+		+	+	+		+	+		
<i>Pohlia nutans</i>	+			+							
<i>Polytrichum formosum</i>		+		+		+	+	+	+		
<i>Pseudoscleropodium purum</i>								+			

Tavak neve	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<i>Sphagnum angustifolium</i>		+	+	+			+	+		+	
<i>Sphagnum capillifolium</i>			+				+				
<i>Sphagnum fallax</i>			+	+	+		+	+	+		+
<i>Sphagnum fimbriatum</i>		+	+	+	+	+			+	+	+
<i>Sphagnum flexuosum</i>		+		+						+	
<i>Sphagnum girghensohnii</i>						+					
<i>Sphagnum magellanicum</i>			+	+							
<i>Sphagnum palustre</i>			+	+			+	+	+	+	
<i>Sphagnum platyphyllum</i>		+					+	+			+
<i>Sphagnum quinquefarium</i>			+	+							
<i>Sphagnum russowii</i>			+				+		+		
<i>Sphagnum squarrosum</i>		+	+	+		+				+	+
<i>Sphagnum subsecundum</i>			+				+				
<i>Dryopteris carthusiana</i>	+	+	+		+	+	+		+	+	+
<i>Dryopteris dilatata</i>	+										
<i>Polypodium vulgare</i>						+					
<i>Thelypteris palustris</i>										+	
<i>Pinus sylvestris</i>		+	+				+	+			
<i>Alnus glutinosa</i>		+	+					+			
<i>Betula pendula</i>			+	+			+	+			+
<i>Frangula alnus</i>		+	+	+		+	+				+
<i>Fraxinus angustifolia</i> subsp. <i>pannonica</i>		+									
<i>Fraxinus excelsior</i>		+									
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>							+	+			
<i>Fraxinus</i> sp.			+		+						+
<i>Quercus cerris</i>										+	+
<i>Quercus robur</i>	+	+	+	+			+			+	+
<i>Populus tremula</i>			+	+							+
<i>Robinia pseudo-acacia</i>			+								+
<i>Rubus fruticosus</i> agg.							+				
<i>Salix cinerea</i>	+	+	+	+	+			+	+	+	+
<i>Salix fragilis</i>		+								+	
<i>Viscum album</i>								+			
<i>Agrostis stolonifera</i>		+	+	+	+	+	+	+	+		+
<i>Alisma lanceolata</i>			+								
<i>Alisma plantago-aquatica</i>					+	+				+	
<i>Calamagrostis canescens</i>									+		
<i>Calamagrostis epigeios</i>		+	+	+				+	+		+
<i>Carex acutiformis</i>		+									
<i>Carex buekii</i>									+		
<i>Carex elata</i>	+	+	+	+	+			+	+	+	+
<i>Carex elongata</i>	+		+								
<i>Carex leporina</i>				+	+	+				+	

Tavak neve	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<i>Carex nigra/gracilis</i>		+									
<i>Carex panicea</i>			+								
<i>Carex riparia</i>	+								+		+
<i>Carex vesicaria</i>	+	+	+	+	+			+	+	+	+
<i>Chenopodium</i> sp.									+		
<i>Deschampsia caespitosa</i>		+	+		+	+	+	+			+
<i>Galium palustre</i>									+		
<i>Glyceria fluitans</i>						+				+	
<i>Glyceria maxima</i>	+			+							
<i>Gratiola officinalis</i>		+	+	+		+					
<i>Hottonia palustris</i>				+					+		
<i>Iris pseudacorus</i>		+							+		
<i>Juncus effusus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Lemna minor</i>		+		+							
<i>Lychnis flos-cuculi</i>			+								
<i>Lycopus europaeus</i>	+	+	+	+	+	+			+	+	+
<i>Lysimachia vulgaris</i>		+		+	+		+	+	+		+
<i>Lythrum salicaria</i>		+	+	+	+	+		+	+	+	+
<i>Oenanthe aquatica</i>	+	+							+	+	
<i>Phalaroides arundinacea</i>									+		
<i>Phragmites australis</i>	+									+	
<i>Polygonum hydropiper</i>					+	+					
<i>Potamogeton natans</i>						+				+	
<i>Potentilla erecta</i>											
<i>Ranunculus flammula</i>		+	+		+			+	+		+
<i>Schoenoplectus lacustris</i>		+							+		
<i>Scirpus sylvaticus</i>										+	+
<i>Solanum dulcamara</i>									+	+	
<i>Solidago gigantea</i>	+	+	+	+	+		+	+	+	+	
<i>Sparganium erectum</i>		+				+			+		
<i>Typha latifolia</i>	+	+								+	
<i>Veronica serpyllifolia</i>							+				

Vegetation mapping of *Sphagnum* dominated habitats
in Vasi-Hegyhát region, West Hungary

Szurdoki, E.¹, Ódor, P.², Tímár, G.³ & Tóth, Z.²

¹Department of Botany, Hungarian Natural History Museum
H-1087 Budapest, Könyves K. krt. 40, Hungary, E-mail: szurdoki@bot.nhmus.hu

²Department of Botany and Ecology, Eötvös University
H-1083 Budapest, Pázmány P. sétány 1/c, Hungary

³Állami Erdészeti Szolgálat, Váci Erdőtervezési Iroda, H-2600 Vác, Rádi utca 4.

Abstract: The vegetation of small peat moss mires and wet habitats were investigated in Vasi-hegyhát region (close to Vasvár town), West Hungary. The major vegetation types of woodland surrounding the mires were mapped and described. The mires were characterised separately, their vegetation was mapped in fine scale and changes of their vegetation were described on the basis of earlier studies. Most valuable areas for nature conservation were enhanced and their conservation management was proposed. Rare protected species were mapped and the recent flora of each mire (including bryophytes) was completed. This study contributes to official protection project of the area (Csörnóc-Herpenyő Natural Protection Area or Őrség National Park).

Key words: mires, nature conservation, *Sphagnum*, vegetation mapping, Vasi-Hegyhát

Hogyan határozhatjuk meg egy rovarfaj veszélyeztetettségét?*

Medvegy Mihály

Semmelweis Egyetem, Egészségtudományi Kar, 1135 Budapest, Szabolcs u. 35.

E-mail: drmm.1@drotposta.hu

Összefoglaló: A rovarfajok veszélyeztetettségének egységes megítélése érdekében különböző szempontokat elemztek, figyelembe véve a gerinceseknél már kidolgozott mutatókat: 1. ismertség – kutatottság, 2. a faj alkalmazkodóképessége, 3. az egyedfejlődés bonyolultsága, 4. az elterjedési terület nagysága, 5. elterjedtség az alkalmas élőhelyen, 6. gyűjthetőség a bizonyított élőhelyen, 7. az élőhely veszélyeztetettsége. Ezen 7-féle szempont mindegyikén belül több fokozat különíthető el: az „a” olyan tulajdonságot jelöl, ami biztosan a veszélyeztetettség ellen szól, ezért a szorzatot csökkentő, 0,5-ös szorzószámot kapja, a „b” pont még éppen nem jelent veszélyeztetettséget (1 pont), a „c” pont enyhe fokú veszélyeztetettségre utal (2 pont), míg (amely szempontnál ez indokolt) a „d” és „e” fokozat jelentős veszélyeztetettségre utal 5-ös, illetve 10-es szorzószámmal. A hét féle szorzószámból kapott szorzat jelzi az összesített veszélyeztetettséget: 1 alatti érték: a faj biztosan nem veszélyeztetett, 1–2: a faj valószínűleg nem veszélyeztetett, 3–8: a faj valószínűleg veszélyeztetett, 9–20: a faj veszélyeztetett, 20 fölött: a faj fokozottan veszélyeztetett. Az „?” jelzés arra utal, hogy a vizsgált szempont valamiképpen (legtöbbször hiányos ismereteink miatt) nem értékelhető, míg az „N” jelzés a hetedik szempont zámértéke után azt jelzi, hogy a vizsgált területen (országban) az értékelt fajnak csak perempopulációja él, ezért itt a faj sokkal értékesebbnek, ritkábban tűnhet, mint a számított érték. A rovarok nagy szaporodási képessége miatt általában elmondható, hogy a rovarfajok fennmaradását a gyűjtők, entomológusok nemhogy veszélyeztetnék, hanem ellenkezőleg, elősegítik a faj megismerését, a megfelelő biotópok kijelölését, védelmét.

Kulcsszavak: rovarok; veszélyeztetettség, rovarvédelem, természetvédelem

Napjainkban az ember környezetpusztító tevékenységének következtében egyre több élőlény pusztul ki vagy kerül a kipusztulás határára. A biodiverzitás csökkenése az ember által már amúgy is erősen megbontott ökológiai egyensúlyt tovább veszélyezteti. A további kedvezőtlen folyamatok kiküszöbölésére világszerte összehangolt nemzetközi programok foglalkoznak környezet- és természetvédelemmel. Ennek egyik részfeladata a fajok védelme. Mivel egyes nagytestű gerinces fajok megritkulását könnyebb volt észrevenni, ezért a természetvédelem is kezdetben ezek egyedvédelmét célozta meg. Millsap és mtsai (1990) rámutattak, hogy több egymástól független értékelési szempont alapján lehet egy gerinces faj veszélyeztetettségét megítélni. Az ő szempontrendszerüket átvéve és továbbfejlesztve Báldi és mtsai (1995) a hazai gerinces faunára vonatkozó értékelési szem-

* Az 1999. évi Rovarászati Napokon I. díjat nyert pályamunka

pontrendszert dolgoztak ki. Míg azonban egy-egy gerinces állat Földünkéről való eltűnése alkalmat ad a „vészharang” megkondítására, alsóbbrendű állatok igen nagy száma tűnik el úgy a földgolyóról, hogy ezek legtöbbjét sohasem ismertük. Az ökológiai egyensúly fennmaradásában pedig egy kistermetű rovar ugyanolyan súllyal eshet latba, mint egy-egy gerinces állat. Ezt felismerve, főleg az utóbbi években a természetvédelem egyre nagyobb gondot fordít világszerte Földünk legnagyobb állatcsoportjának, a rovaroknak a védelmére is (Pretschner 1997, Franz 1983, Rakonczay 1990).

A rovarvédelmet azonban nem lehet a gerinceseknél bevált intézkedésekkel megoldani (Móczár 1982, Medvegy 1983, Gaskó 1983, Medvegy 1994). Ennek oka a rovar imágók rövid élete, kicsiny mérete, többféle fejlődési alakja – ezért hatásos védelmet számukra nem elsősorban az egyedvédelem jelent, hanem életkörülményeik, biotópjuk megfelelő megóvása, amint arra nemzetközi egyezmények is törekszenek (Juhász 1999). Ehhez azonban először mégiscsak a veszélyeztetett fajokat kell alaposan megismernünk. A védelemre szoruló rovarfajok kijelölése nehéz feladat, sok szubjektív elemet tartalmaz, ezért lenne szükséges ezen állatcsoporton belül is egységesen megítélhető, tárgyilagos, tudományos megalapozottságú szempontrendszert felállítani.

Milyen ismérvek alapján jelölték ki az egyes országokban a védelemre szoruló rovarfajokat? A legtöbb országban a veszélyeztetettnek gondolt fajokon kívül védetté nyilvánították a szépségük és/vagy ritkaságuk miatt a gyűjtők, kereskedők által keresett fajokat, a faunisztikailag informatív karakterfajokat is (Merkl 1997). Ez segíthet a figyelem felkeltésében, de nem okvetlenül jelenti a faj tényleges veszélyeztetettségét. Valóban kell a rovargyűjtőktől „védeni” a szép fajokat (Hendricks 1994)? Egy rovarfaj szépségének megítélése, mint a szépségé általánosságban – nagyon szubjektív, s nemhogy ritkaságot nem tükröz, hanem éppen ellenkezőleg, legtöbbször a gyakran elének kerülő rovarokat ítéljük kedvesnek, szépnek. Nem véletlenül szerepel Európában a régi pünkösdi jókivánságokat tolmácsoló képeslapokon a katicabogár vagy a májusi cserebogár. Egy rovarfaj értékének jelölésére a „ritka” vagy „gyakori” kategória elsősorban a rovargyűjtők munkássága alapján becsült gyűjthetőséget tükrözi, de ha csak egy bizonyos területre vonatkozik a megállapítás, nem biztos, hogy a vizsgált területen ritkának tartott faj fennmaradása általánosságban is veszélyben forogna.

Azonban a fentiekén kívül sok más tényező is van, aminek figyelembe vétele egy állat veszélyeztetettségének megállapításához elengedhetetlen. Ha megpróbálnánk követni a gerinceseknél kidolgozott szempontrendszert, nem kapnánk valószínűleg értéket, hiszen a rovarok és a gerincesek között igen sok alapvető eltérés van – elég csak az igen eltérő méretre és szaporodásra gondolnunk.

Természetesen vannak jól alkalmazható szempontok is, ilyen az elterjedési terület nagysága. Az ökológiai specializációt is figyelembe vesszük a gerincesek védelménél, de ezt a szempontot a rovarok esetében fokozottabban kell érvényesíteni, hiszen a rovar kis mérete, általában lassúbb helyváltoztatási képessége miatt környezetének még jobban ki van szolgáltatva. A rovarok esetében nincs igazán értelme értékelni a madaraknál, emlősöknél bevált mutatók közül az egyedszámot és annak változását. A szaporodási potenciál a madár–emlős csoportban egyik meghatározó lehet, de sokkal kevésbé számít önmagában a rovaroknál, itt a meghatározó tényező a kedvező környezeti feltétel, élettér, ilyenkor a rovarok akár robbanásszerű elszaporodásra is képesek. A gerinceseknél szempontként értékelik, hogy a vizsgált taxon milyen fokú „rokonsággal” rendelkezik. Kétségtelen, hogy vannak olyan rovarrendek, családok, melyek relatíve kevés fajszámmal képviseltetik magukat, de általánosságban igen nagy a rovarok fajgazdagsága, s talán ebből adódóan sok a bizonytalanság, változás az egyes taxonok besorolását illetően. Az egyedfejlődés időtartama, környezeti igénye ugyancsak befolyásolja a veszély megítélését.

Az eredményes monitorozáshoz, védelemhez talán a legfontosabb a minél több faunisztikai, biológiai adat. Míg ilyen adatokat a gerincesek esetében a természetkedvelők nagy csoportja szolgáltat, a rovarokról a kicsiny méret és a jóval kisebb általános érdeklődés miatt ez sokkal kevésbé áll fenn. Fontos faunisztikai információ, hogy előfordul-e egyáltalán a faj az adott területen (alkalmas biotópokat tekintve), illetve ha előfordul, milyen mértékben szaporodott ott el. Éppen ezért a rovaroknál fontos szempont, hogy mennyire könnyű felismerni, meghatározni az állatot, továbbá mennyire ismerjük biológiáját (a kutatottság ugyancsak szempont a gerinceseknél is).

Természetesen a gerinceseket is sújtja biotópjuk megszűnése, de ott legalább látható, követhető a benne élő állat sorsa, míg a rovarok „láthatatlanul” tűnnek el egy tarlóégetés, farakás-elhordás során. Ebből következik, hogy rovarok esetében a biotóp veszélyeztetettsége sokkal fontosabb szempont.

Míndezek alapján nyilvánvalóvá válik, hogy a gerincesekhez hasonlóan a rovarok veszélyeztetettségét sem lehet egyetlen szempont alapján jellemezni. A rovarok esetében javasolt szempontok: 1. ismertség – kutatottság, 2. a faj alkalmazkodóképessége, 3. az egyedfejlődés bonyolultsága, 4. az elterjedési terület nagysága, 5. elterjedtség az alkalmas élőhelyen, 6. gyűjthetőség a bizonyított élőhelyen, 7. az élőhely veszélyeztetettsége. Az egyes szempontok összesítése ugyan rejt veszélyeket magában, de a könnyebb kezelhetőség miatt mégis érdemes egyetlen összesített értékszámot is kalkulálni. Az egyes tagok összegezése helyett azonban azok összeszorozása a célravezetőbb, mert ilyenkor mind a kis, mind a nagy veszélyeztettség jobban érvényesül. A kisebb veszélyeztettség jobb elkülönülése

miatt általánosan alkalmazom, hogy a veszélyt inkább feloldó „a” szempont csak 0,5-ös értéket kap (mely a szorzatot csökkenti), a veszélyt nem jelentő „b” meghatározás 1 pontot ér, a potenciális veszélyeztetettség („c”) már 2 pontot kap, míg az igazi veszély esetében 5-ös vagy 10-es pontértékű „d” illetve „e” szempont is értékelésre kerülhet. A „?” arra utal, hogy a szempont, illetve az összesítés nem értékelhető (nincs elég ismeretünk, adatunk). Az „N” jelzés csak az életfeltételek veszélyeztettsége szempontnál szerepel, jelentésére ott térek ki. A hét féle szempont szorzószámából kapott szorzat jelzi az összesített veszélyeztetettséget: 1 alatti érték: a faj biztosan nem veszélyeztetett, 1–2: a faj valószínűleg nem veszélyeztetett, 3–8: a faj valószínűleg veszélyeztetett, 9–20: a faj veszélyeztetett, 20 fölött: a faj fokozottan veszélyeztetett.

Célkitűzésem, hogy a felsorolt szempontokon belül minél egyértelműbben de mégis általánosságban definiáljam a besorolás kritériumait, hogy az így kapott rendszer az egész rovarvilágot tekintve is használható legyen, s objektíven meg tudjuk ítélni, mely fajok, milyen biotópok szorulnak valóban védelemre. Ismereteink bővülésével azonban egy korábbi időpontban történő besorolás változhat, így egy-egy listát időnként érdemes felülvizsgálni.

A javasolt értékelési szempontok

1. Ismertség – kutatottság

Ez a paraméter az alapja a rovar további értékelésének. Értéke függ a rovar nagyságától, színétől, azaz a rovar feltűnőségétől, meghatározhatóságának biztonságától, továbbá a rovar esetleges gazdasági jelentőségétől. (A mező- és erdőgazdasági kártevők esetében a szakemberek speciális mintavételi módszereket dolgoztak ki monitorozás céljából.) Attól is függ az ismertség, mely rovarcsoport tagjáról van szó, hiszen vannak jól kutatott és ilyen értelemben elhanyagolt csoportok. A védelem szükségességének megítéléséhez, illetve a hatásos védelemhez ismerni kell a fajt, annak biológiáját, életfeltételeit, biotópját, állományának alakulását. Ezek az ismeretek a gyűjtők által is kedvelt fajoknál nagyobb mértékben vannak meg, mint a rovarvilág sokkal nagyobb részét kitevő, kicsi, nem szem előtt lévő, szakemberek által is csak nehezen meghatározható fajok esetében, pedig utóbbiak biológiai szempontból ugyanolyan jelentősek lehetnek, mint a nagyobb testű kedvelt bogarak, lepkék.

a) A faj feltűnő, esetleg nagy testű, a természetjáró ember számára is könnyen felismerhető, biológiája, fejlődésmenete tisztázott avagy gazdasági jelentősége miatt szakemberek külön figyelemmel kísérik – 0,5 pont

b) A faj könnyen meghatározható, fejlődésmenete főbb vonalaiban tisztázott – 1 pont

c) A fajt kevesen ismerik, nem határozható meg könnyen, fejlődésmenete kevésbé tisztázott – 2 pont

2. A faj alkalmazkodóképessége

Az általános klímaviszonyok (Butt *et al.* 1997) és táplálék-kínálat (Jorgensen & Toft 1997) megváltozásának elviselése a faj alkalmazkodóképességéről ad felvilágosítást. Bár egy-egy kisebb tájegységen belül általában még a nagyon jól alkalmazkodó fajok is hasonló módon táplálkoznak, ugyanakkor ha máshol, más éghajlati feltételek közé kerülnek, ott más táplálékon is megélnek – ez általánosságban nagyobb fennmaradási esélyt jelez.

Általában a jól alkalmazkodó fajok közül kerülnek ki az úgynevezett karakterfajok, melyek egy vizsgált terület faunisztikai vizsgálatánál kaphatnak szerepet, mivel a távolabb eső, más éghajlatú géncentrumuk miatt a vizsgált terület hasonló jellegű éghajlatára utalhatnak. Bár sok ország Vörös könyvében jónéhány ilyen fajt is védetté nyilvánítanak (Merkl 1997), véleményem szerint ez nem indokolt. Egy példa: hiába bír egy pontomediterrán faj egy közép-európai országban nagy faunisztikai jelentőséggel, jelezve a terület környezeténél melegebb mikroklímáját, s bár e faj a számára kissé idegen helyen általában kevésbé gyakori, de ettől a saját géncentrumában még igen közönséges is lehet, s a géncentrumtól távoli, más éghajlaton történő előfordulás éppen a faj kiváló alkalmazkodóképességét bizonyítja. Következésképpen az ilyen, faunisztikai értelemben értékes faj éppen jó alkalmazkodóképessége miatt kevésbé veszélyeztetett.

a) Az állat (fejlődési alakjait is beleértve) táplálékigény és hőmérséklet tűrés szempontjából igen nagyfokú alkalmazkodásra képes (többféle, közeli rokonságban nem lévő állati vagy növényi eredetű tápláléka lehet – polifág; tenyészedőben is elvisel jelentős hőmérsékleti (például hosszabb átmeneti fagyok) és csapadékbeli különbségeket – 0,5 pont

b) Mind a táplálkozás, mind az éghajlat szempontjából jól alkalmazkodó, de például hosszabb átmeneti fagyokat már nem visel el – 1 pont

c) Mind éghajlattűrését, mind táplálkozását illetően csak közepesen alkalmazkodó: tenéyszidejében a rövid ideig tartó átmeneti fagyokat sem bírja és legfeljebb csak rokon fajokkal képes táplálkozni – 2 pont

d) Csak egyféle tápláléka van (monofág), éghajlat szempontjából tűrése kicsi: tenéyszidejében csak minimális éghajlat ingadozást képes elviselni – 5 pont

3. Az egyedfejlődés bonyolultsága

Ezt a feltételt a teljes átalakulással fejlődő csoportoknál könnyebb értelmezni, de más rovaroknál is lehet szerepe. A paraméter magában foglalja az egyed fejlődéséhez szükséges genetikailag determinált időtartamot, és a fejlődéshez szükséges jellemző ökológiai igényt.

Kedvező esetben az egyedfejlődés annyira egyszerű is lehet, hogy laboratóriumi körülmények között is könnyű a fajt tenyészteni, szaporítani. Sok védett, keresett lepkefaj jelenleg is nevelés révén kerül a gyűjtők birtokába, ilyenkor erről külön bizonyítványt is adnak a tenyésztők. A lepkeröpdék is egyes lepkefajok könnyű nevelhetősége mellett tanúskodnak, illetve az inszektáriumokban egyes lemezescsápú bogarak (Cetonidák, Dinastidák), botsáskák nevelése a hatásos bemutatást biztosítja (Demjén 1997). Bármennyire is veszélyeztetett egy rovarfaj, ha könnyen tenyészthető, az ember hathatós segítségével elvileg (legalábbis átmenetileg) fennmaradhat, mivel a gerincesektől eltérően a tenyésztéshez csak kis helyigény szükséges, a szaporodási ráta pedig nagy. Még egy emlős is kevésbé valószínű (de legalábbis csak később) fog kihalni, ha állatkertben könnyen szaporodik, pedig a szaporítható állomány nagysága, a visszatelepíthetőség biztosan sokkal korlátozottabb, mint a rovarok esetében.

a) A faj egy évnél nem hosszabb fejlődésű, könnyen, nagy tűréshatárok között tenyészthető, ami az egyedfejlődés igénytelenségét bizonyítja – 0,5 pont

b) Egyedfejlődése során nem igényel jelentős változást a körülményeiben, tűrőképessége jó, s legfeljebb 2 éves fejlődésű (de már csak odafigyeléssel tenyészthető) – 1 pont

c) Fejlődése 2-nél is több éves, fontos számára a táplálék állapota, fejlődése során különböző jellegű táplálékra is szüksége van (például, ha egy fában fejlődő cincérnek szaporodási táplálkozásra, levelek fogyasztására is szüksége van a pete rakás előtt), avagy fejlődése különböző körülmények között történik (például fában majd talajban) – 2 pont

4. Elterjedési terület nagysága

Az állat áréájának nagyságát jellemezzük ezzel a szemponttal. Nagyban növeli egy állat faunisztikai értékét, egyben veszélyeztetettségét, ha csak egy szűk területen fordul elő (endemizmus).

a) Több állatföldrajzi övben is előfordul vagy behurcolás útján több állatföldrajzi övben is képes volt megtelepedni (például Palearktikum + Nearktikum) – 0,5 pont

b) A megfelelő állatföldrajzi öv jelentős részén elterjedt, egymástól távoli faunaterületeken is – 1 pont

- c) 2–3 szomszédos faunaterületen terjedt csak el – 2 pont
- d) Csak egy faunaterületen belül fordul elő, avagy ugyan 2–3 szomszédos faunaterületen is megvan, de csak egy–egy kicsiny foltban – 5 pont
- e) Csak egyetlen faunaterület 1–2 kisebb területén fordul elő – 10 pont

5. Elterjedtség az alkalmas élőhelyeken

Egyes rovarfajok, főleg a „ritkábbak”, nem mindenhol fordulnak elő, jóllehet a vizsgált biotóp elégséges nagyságú és minden szempontból alkalmas lenne számukra.

- a) Csaknem minden, számára alkalmas biotópban megtalálható – 0,5 pont
- b) Az alkalmas biotópok több mint felében megtalálható – 1 pont
- c) Az alkalmas biotóp 20–50 %-ában található meg – 2 pont
- d) Az alkalmas biotóp 20 %-ában sem található meg – 5 pont

6. Gyűjthetőség a bizonyított élőhelyen

Ha egy rovarfajt bizonyított élőhelyén, biológiájának ismeretében a legcélravezetőbb módon próbáljuk meg gyűjteni, akkor a gyűjthetőség arányban áll a gyakorisággal és utal a faj szaporodási képességére. Ebből következik, hogy az igen nehezen gyűjthető fajok vagy nem tudnak kellően elszaporodni – tehát veszélyeztetettek, vagy mégsem ismerjük kellően életmódjukat és emiatt nem a megfelelő módon keressük őket.

A legcélravezetőbb gyűjtési mód megjelölés magában foglalja:

- rajzási időben (évszak, napszak), megfelelő időjárás mellett;
- a rajzás helyén (a megfelelő magasság-szinten és közegben);
- mindenkor az életmódtól függő legmegfelelőbb gyűjtési módszereket alkalmazva: egyelés, fűhálózás, kopogtatás, rostálás, csapdázás (fénycsapda, talajcsapda, táplálék vagy folyadék kihelyezés, sexcsapda, kedvező peterakóhely – farakás-készítése), kinevelés. Sok faj esetében a kinevelés szinte az egyetlen célravezető módszer, mert vagy nem tudjuk megközelíteni az imágó mozgásterét, vagy nem mozog nappal az imágó, illetve fényre sem repül. A legbiztosabb kinevelést akkor érhetjük el, ha a begyűjtés az utolsó lárvaállapotot követő diapauzában, vagy már az után történik, s a fejlődési alakot környezetével együtt, a környezet megbontása nélkül tudjuk gyűjteni.

A fenti feltételek bármelyikének csökkent megléte vagy kihasználatlansága esetén könnyen kapunk ál-negatív eredményt.

Ha egy fajt csapdázással gyűjtöttünk (idetartoznak a nem általunk felállított csapdák: a biotópban található farakások, ivóhelyek is), akkor nem a gyűjtés esetlegesen rövid idejét (csapdából kiszedés), hanem a csapda tényleges működési időtartamát kell figyelembe venni, a könnyen csapdázható fajok esetében még így is könnyen ál-pozitív eredményhez jutunk (azaz az állat csapdázás nélkül ritkábban lenne fogható).

(Az 5. és 6. szempont, azaz az „elterjedtség az alkalmas élőhelyeken” és a „gyűjthetőség a bizonyított élőhelyen” együttesen értékelve a vizsgált területen az állat gyakoriságát mutatja.)

- a) Óránként több példány gyűjthető vagy figyelhető meg, avagy jól csapdázható, avagy a fejlődési alak könnyen gyűjthető – 0,5 pont
- b) 1–1 óra ráfordítással biztonsággal gyűjthető – 1 pont
- c) Csak több óra ráfordítás eredményez 1–1 példányt – 2 pont
- d) Több tucat órai ráfordítás sem ad biztos eredményt, de több adatunk van a területről – 5 pont
- e) Több tucat órai ráfordítás sem ad biztos eredményt, s csak egy-két adatunk van a területről – 10 pont

7. Az élőhely veszélyeztetettsége

Minden faj esetében meghatározható annak optimális élőhelye. Ez magában foglalja az állat fejlődéséhez, szaporodásához szükséges éghajlati (beleértve a hőmérsékletet, csapadékot, napsütéses és szeles órák számát, domborzatot) és táplálkozási feltételeket. Ugyanakkor a faj mostohább körülmények között is képes megélni, de természetesen az élőhely egy bizonyos fokú további romlás után meg is szűnhet. Ez a faj eltűnéséhez vezethet, s amennyiben a faj élőhelyei általánosságban vannak veszélyben, a faj kipusztulhat. Vannak nagy, összefüggő, stabil élőhelyek (például erdőségek), de lehetnek kisebb, csak foltokban jelenlevő területek (például öreg gyümölcsös, útszéli gyomtársulások), melyek fennmaradása csak esetleges. Ezen paraméter értékelésénél éppen ezt vizsgáljuk, hogy általánosságban mennyire stabil a faj élőhelye, vagy éppen milyen fokban van veszélyeztetve.

Amikor egy területen, vagy egy országban élő rovarfajokat értékelünk, az ebben a rovatban található „N” jelzés arra utal, hogy nem szabad az értékelést a vizsgált területre vonatkoztatni, mivel ott csak részben vannak meg az életfeltételek. Például egy mediterrán elterjedésű, melegkedvelő faj megfelelő biotópja előfordulhat hazánkban is, mégis az itteni hűvösebb hőmérséklet miatt (hazánk legmelegebb területein is) esetleg csak perempopulációja fordul elő az állatnak, s az esetleges enyhébb veszélyeztetettséget mutató általános értékelés nem tükrözi az itteni ritkább előfordulást.

Ez a szempont nem jellemzi közvetlenül a faj gyakoriságát, értékét, ám a faj fennmaradása szempontjából mégis elengedhetetlen: általánosan elfogadott az az állítás, hogy a biotóp fennmaradása határozza meg leginkább egy rovarfaj jövőbeni esélyeit, vagyis ez az a szempont, amely önmagában is leginkább meghatározza a védelem mértékének és módjának szükségességét.

- a) A megfelelő alkalmas területeken a biotóp terjedőben van – 0,5 pont
- b) A megfelelő alkalmas területeken a biotóp elterjedési aránya megfelelően nagy, fennmaradásához védelmet nem igényel – 1 pont
- c) A biotóp fenntartásához megfelelő védelmi intézkedések lennének szükségesek – 2 pont
- d) A biotóp fenntartásához szigorú védelmi intézkedések, segítő célzatú beavatkozások lennének szükségesek – 5 pont
- e) Szigorú védelmi intézkedések, aktív segítő beavatkozások ellenére is tovább pusztul a biotóp – 10 pont

N) Nincsenek vagy csak erősen csökkent mértékben vannak meg az életfeltételek a vizsgált területen

Jóllehet, egy vizsgált terület fajait 7 féle szempont szerint osztályozni első látásra nem tűnik túl egyszerűnek, de az értékelendő rovarcsoportok specialistáinak a szükséges ismeretek rendelkezésre állnak, az adatok táblázatos formában jól megjeleníthetők, s ez a táblázat bármilyen faunisztikai munka értékes része lehet, s számítógéppel könnyen feldolgozható. Alkalmas arra, hogy segítséget nyújtson a védendő rovarfajok kijelölésére (Medvegy 2001). Ha ilyen besorolás szerint értékelnék hazánk rovarfajait, jónéhány jelenleg védelmet élvező fajnak nem lenne helye a listán. Például a kis szarvasbogár – *Dorcus parallelepipedus* „a”, „a”, „a”, „b”, „a”, „a”, „a”: 1/64 értékelésével nem „degradálná” a védett fajok listáját, míg sok, több „d” és „e” jelzéssel, 20 fölötti összesített értékszámmal bíró faj felkerülhetne ezen listára.

Az értékelés szempontjai is bizonyítják, hogy a rovarfajok teljes gyűjtési tialma nemhogy segítené, hanem ellenkezőleg, akadályozza a rovarvédelmet, hiszen éppen a szakértő entomológusok által végzett gyűjtő-kutató munka fogja biztosítani a jövőben is a szükséges ismereteket. Megfelelő védelmet csak az jelenthet egy rovarfaj számára, ha ezen ismeretek alapján kijelöljük a veszélyeztetett fajok élőhelyeit, s azokat meg is tudjuk oltalmazni.

*

Köszönetnyilvánítás – A szempontrendszer kialakításakor a felhasznált irodalom mellett több szakember véleményét kikértem, tanácsukat köszönöm. Közülük is kiemelném dr. Báldi András, Gaskó Kálmán, Hegyessy Gábor, Kovács Tibor, dr. Merkl Ottó, dr. Mészáros Zoltán, dr. Muskovits József, dr. Szerényi Gábor és dr. Szél Győző segítségét. Ugyancsak köszönöm a lektorok, dr. Varga Zoltán, Gaskó Béla, Peregovits László értékes tanácsait.

Irodalom

- Báldi, A., Csorba, G. & Korsós, Z. (1995): *Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 59 pp.
- Butt, R. A., Howling, G. G., Bone, W., Bale, J. S. & Harrington, R. (1997): Contact with the host plant enhances aphid survival at low temperatures. – *Ecol. Entomol.* **22**: 26–31.
- Demjén, Zs. (1997): Rózsabogarak a „háttérben”. – *Természet* **4**: 162–164.
- Franz, H. (1983): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Käferarten (Coleoptera), Hauptteil. Pp. 85–122. – In: *Rote Listen Gefährdeter Tiere Österreichs*. Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien.
- Gaskó, B. (1983): A gerinctelen állatok természetvédelméről. Pp. 121–131. – In: *Múzeumi kutatások Csongrád megyében*. Szeged.
- Hendricks, P. (1994): Käfer-Sammlungen, die Schätze an der Nadel. – *GEO* **1994**(4): 56–68.
- Jorgensen, H. B. & Toft, S. (1997): Role of granivory and insectivory in the life cycle of the carabid beetle *Asmara similata*. – *Ecol. Entomol.* **22**: 7–15.
- Juhász, E. (1999): A veszélyeztetett élőhelyek védelmezője: a Berni Egyezmény. – *Természetbúvár* **54**: 32–32.
- Medvegy, M. (1983): A rovarvédelem ellentmondásai. – *Búvár* **38**: 30.
- Medvegy, M. (2001): Magyarország cincéireinek veszélyeztetettsége (Cerambycidae, Coleoptera). – *Természetvédelmi Közlemények* **9**: 47–82.
- Medvegy, N. (1994): Törvény által hiába védve. – *Természetbúvár* **49**: 38–39.
- Merkl, O. (1997): Rejtőzködő vöröskönyvesek. Természetvédelem bogarász-szemmel. – *Természet* **4**: 108–109.
- Millsap, B. A., Gore, J. A., Runde, D. E. & Cerulean, S. I. (1990): Setting priorities for the conservation of fish and wildlife species in Florida. – *Wildlife monogr.* **111**: 1–157.
- Móczár, L. (1982): Gerinctelen állatok a rendelet védelmében. – *Búvár* **37**: 308–310.
- Pretschner, P. (1997): Rote Liste in der Bundesrepublik Deutschland gefährdeten Tierarten II. Wirbellosen 4: Gross-Schmetterlinge. – *Natur und Landschaft, Stuttgart* **52**: 164–168, 210–216.
- Rakoczay, Z. (szerk.) (1990): *Vörös könyv*. – Akadémia Kiadó, Budapest, 360 pp.

How can determinate the endangered insects?

M. Medvegy

Semmelweis University, Faculty of Health Sciences, H-1135 Budapest, Szabolcs 35, Hungary
E-mail: drmm.l@drotposta.hu

Abstract: To judge the endangered insects, seven different, objective points of view are suggested, taking into consideration also the similar studies about the vertebrates. 1) knowledge and investigation about the species; 2) capacity of self-adaptation; 3) difficulties of the ontogeny; 4) extension of the spreading area; 5) range in the suitable biotops; 6) possibility for easy collecting; 7) endangeredness of the biotop. In every point of view different levels are separated: “a” and “b” are meaning that is no danger – 0.5 and 1.0 points, “c” means potential danger – 2.0 points, “d” and “e” are meaning significant danger – 5.0 and 10.0 points. “?” means that our knowledge is incomplete for

the evaluation. At the last point of view (endangeredness of the biotop), the “N” means, that the investigated area of the species is only the edge of its real spreading area, therefore in this area the evaluation of the endangeredness is unreal. The product of multiplication of the seven values results in a characteristic feature of the endangeredness: < 1: surely without danger, 1–2: without danger, 3–8: probably danger, 9–20: danger, >20: great danger. Because of the quick reproduction of the insects, their survive is not endangered by the collectors, entomologists, on the contrary, the knowledge of the entomologists helps us to point and protect the biotop of the endangered species.

Key words: endangered insects, protection of insects, protection of nature

Magyarország cincéireinek veszélyeztetettsége (Cerambycidae, Coleoptera)*

Medvegy Mihály

Semmelweis Egyetem, Egészségtudományi Kar, 1135 Budapest, Szabolcs u. 35.

E-mail: drmm.1@drotposta.hu

Összefoglaló: Magyarország cincéireinek (225 faj vagy alfaj) veszélyeztetettségét hét, egymástól független szempont alapján jellemzem. Az ismertség-kutatottság, az alkalmazkodóképesség, az egyedfejlődés bonyolultsága, az elterjedési terület nagysága, elterjedtsége az alkalmas élőhelyeken, gyűjthetőség a bizonyított élőhelyen, az élőhely veszélyeztetettsége alapján kaptak a fajok 0,5–10 pont között pontszámot, melyek szorzata az összesített veszélyeztetettséget jellemzi (1 alatt: biztosan nem veszélyeztetett, 1–2: valószínűleg nem veszélyeztetett, 3–8: valószínűleg veszélyeztetett, 9–20: veszélyeztetett, 20 fölött: fokozottan veszélyeztetett). Az értékelés segítségével lehetőségünk nyílik, hogy kijelölhessük a valóban védelemre szoruló fajokat, illetve azok biotópjait. A cincérek felsorolásánál megadom a szinonímákat, kitérek az esetleges név-változásokra. Közlöm a faunalistára újonnan felkerült, továbbá a veszélyeztetettségnek itélt fajok hazai adatait.

Kulcsszavak: cincérek, veszélyeztetettség, rovarvédelem, Magyarország

Bevezetés

A rovarok veszélyeztettségének tárgyilagos, tudományos megítélése a természetvédelem egyik fontos feladata.

A veszélyeztetettség azonban több tényezőtől is függ. Mivel ezen tényezők egymással nem függenek össze, ezért mindegyiküket külön célszerű meghatározni, majd valamennyit figyelembe véve kell meghozni a végső értékelést. A valamennyi rovar megítélésére alkalmas szempontrendszer figyelembe véve (Medvegy 2001) jelen munkában Magyarország cincéreit elemzem, az értékelésnél felhasználva a fajról közölt valamennyi ismert (nem csak hazai) adatot is.

Módszer

Hét szempont kerül elemzésre:

1. Ismertség-kutatottság: a fajok nagyságuk, feltűnőségük, határozhatóságuk, életmódjuk ismerete alapján nyertek besorolást;

* Az 1999. évi Rovarászati Napokon I. díjat nyert pályamunka

2. Alkalmazkodóképesség: az éghajlat- és táplálékigény, illetve tűrés határozza meg;
3. Az egyedfejlődés bonyolultsága: a kifejlődés időtartama, a kifejlődés ökológiai igénye befolyásolja;
4. Az elterjedési terület nagysága;
5. Elterjedtség az alkalmas élőhelyeken: az alkalmas élőhelyek mekkora hányadán fordul elő a faj;
6. Gyűjthetőség a bizonyított élőhelyen (optimális gyűjtési-megfigyelési módot feltételezve);
7. Az élőhely veszélyeztetettsége: az életfeltételeket biztosító biotóp fennmaradási esélye.

Ezen szempontok mindegyikében a veszélyt biztosan nem jelentő tényező („a”) 0,5 pontot kap, a veszélyt valószínűleg nem jelentő tényező („b”) 1 pontot, a potenciális veszély („c”) 2 pontot, s ahol ez indokolt, a fokozott veszély („d” és „e”) 5, illetve 10 pontot kap. Értékelésre kerül ezek szorzata is, melynek jelentése <1 értéknél: biztosan nem veszélyeztetett, 1–2 értéknél valószínűleg nem veszélyeztetett, 3–8: valószínűleg veszélyeztetett, 9–20: veszélyeztetett, 20 fölött: fokozottan veszélyeztetett a faj. A „?” bizonytalan adatot, hiányos ismeretet jelöl, míg az utolsó szempont esetében az „N” jelölés arra utal, hogy a kalkulált veszélyeztettség nem tükrözi a hazai viszonyokat, mivel hazánkban nincsenek meg a faj életfeltételei, nincs meg a megfelelő biotóp. (Sok, a Kárpátokban elterjedt, ott könnyen gyűjthető fajnak hazánkban csak a perempopulációja él a Soproni-hegységben vagy az Északi-középhegység legészakibb részein, avagy a Földközi-tenger mellékén élő fajok esetleg úgyszintén csak egy-két adattal képviseltetik magukat hazánk faunájában, így ezek magyarországi ritkasága egyáltalán nem jelenti, hogy a faj általánosságban veszélyben lenne.)

Egyúttal a jelenlegi ismereteink szerinti teljes magyarországi cincér fajlistát is megadom. Külön fejezetben térek ki azon fajokra, melyek Kaszab 1971-es *Fauna Hungariae* sorozatban megjelent *Cerambycidae* faunafüzetében még nem szerepeltek, vagy csak zárójelben voltak feltüntetve, mint hazánkból még ki nem mutatott, de várható előfordulású fajok. Itt említem meg, hogy 2 olyan cincérfajról is voltak régi hazai adataink, melyekről Kaszab (1971) tudott, de legfeljebb csak behurcolt példányként tudta ezeket elképzelni, s nem vette fel még zárójelben sem faunaterületünk listájára. Mivel azóta sem kerültek elő, én sem tüntetem fel a listán a két fajt: *Prinobius scutellaris* és *Iberodorcadion fuliginator*. Ugyanebben a fejezetben megadom mindazon fajok hazai lelőhelyadatát, melyek értékelési mutatói között „d”, „e”, vagy „N” jelzés szerepel. Ugyanazon előfordulási helyek esetében igyekszem a részletezőbbre, azonos információjú adatok esetén a korábbi adatokra hivatkozni. Összesen 225 cincérfaj és alfaj kerül tárgyalásra.

A nemzetközi irodalomban nagy problémát okoz és közel sincs egységes álláspont a nevezéktan, a fajsorrend és a helyesírás vonatkozásában. Kaszab (1971) munkájában szereplő latin cincérnevek egy része megváltozott, elsősorban az új genusok, subgenusok leírása miatt. Vitatott esetekben előnyben részesítem a korábban leírt nevet, de igyekszem a szinonimákat is feltüntetni. A listán szereplő nevek tekintetében elsősorban Althoff-Danilevskij (1997) munkáját vettem alapul, de nem kötelező érvénnyel. Az általuk használt genusok egy részét egyértelműen elfogadták, így például a Kaszab (1971) által még *Lepturának*, *Strangaliának* vagy *Saperdának* leírt genusok esetében, ahol (véleményem szerint is) a morfológiai bélyegeken túlmenően életmódbeli különbségek szintén indokolják a szétválasztást, az új genus nevet. Ugyanakkor sok új genusnév használata még nem terjedt el, egyes szerzők egyáltalán nem fogadják el ezeket (Slama 1998), mások (Siska 1997) subgenusként fogadják csak el (például a *Phymatodes* vagy *Phytoecia* genusok esetében). Ilyen ellentmondó esetekben ezen munkámban Siskához (1997) hasonlóan megtartottam az eredeti genus nevet, és subgenusként tüntettem fel az egyesek szerint genus értékű új nevet. Hogy a régebben használt latin nevekben történt változások követhetőek legyenek, változás esetén ezt a régi, Kaszab (1971) által használt latin nevet is mindig feltüntettem. A lista tartalmazza az alcsaládok, genusok, subgenusok, specierek és subspecierek nevét és a vizsgált taxon leíróját, leírásának évszámát.

A fajsorrend megadásánál igyekszem követni Kaszab (1971) sorrendjét, de genuson, illetve subgenuson belül a sorrendet a fajleírás sorrendjében adom meg.

A latin nevek helyesírásánál az eredeti leírást fogadtam el, hacsak azt valamiért jogosan nem revideálták.

A magyar fajnevek használatában elfogadom a Kaszab (1971) által megadottakat, illetve ha ott nem szerepelt magyar név, az ezt követő közleményekben elsőként javasolt magyar elnevezéseket veszem át. Amennyiben nincs leközlött magyar elnevezés, Hegyessy Gábor szóbeli közlését figyelembe véve ajánlok magyar elnevezést.

Megadom a fajnak a magyarországi Vörös könyvben (V.K.) szereplő minősítését, továbbá, amennyiben a Magyar Közlönyben közzétett védett fajról van szó, feltüntettem a forintban megadott eszmei értéket (É).

A lehetőség szerinti minél pontosabb értékelés végett igyekeztem a legteljesebb mértékben figyelembe venni és megadni a hazánkban (is) élő cincérekkel foglalkozó irodalmat. Mivel a fajok többsége csaknem mindegyik összefoglaló jellegű faunamunkában szerepel, a dolgozatban csak ott utalok az irodalomjegyzékre, ahol a tárgyalt új információ található.

Az egyes fajok veszélyeztetettségi mutatói (a jelmagyarázatot lásd a szövegben).

	1	2	3	4	5	6	7	N	P
PRIONINAE									
<i>Prionus coriarius</i> (Linnaeus, 1758), hegedülő csercincér, = csőszcincér	a	b	c	b	b	c	b		2
<i>Megopis (Aegosoma) scabricornis</i> (Scopoli, 1763), diófacincér (É.: 2.000 Ft)	a	b	c	b	b	b	b		1
<i>Ergates faber</i> (Linnaeus, 1767), ácsincér (V.K.: aktuálisan veszélyeztetett) (É.: 10.000 Ft)	a	c	c	b	c	c	b		8
<i>Tragosoma deparium</i> (Linnaeus, 1767), kecskecincér	a	b	c	a	d	d	b	(N)	12,5
SPONDYLINAE									
<i>Spondylis buprestoides</i> (Linnaeus, 1758), erdei félcincér	a	b	b	b	b	a	b		1/4
ASEMINAE									
<i>Saphanus piceus piceus</i> (Laicharting, 1784), szurok cincér, hegyi tönkcincér	c	c	a	c	d	a	b		10
<i>Anisarthron barbipes</i> (Schrank, 1781), szőrös cincér	c	b	b	c	b	b	b		4
<i>Arhopalus rusticus</i> (Linnaeus, 1758), gödrösnyakú cincér	b	a	b	b	b	a	a		1/8
<i>A. tristis</i> (Fabricius, 1787) (= <i>ferus</i> Mulsant, 1839), szomorú fenyőcincér	c	c	b	b	c	b	b	(N)	8
<i>Asemum striatum</i> (Linnaeus, 1758), komor fenyőcincér	b	a	a	b	b	a	a		1/16
<i>Isarthron castaneum</i> (Linnaeus, 1758) (Kaszab 1971: <i>Tetropium</i>), romboló fenyőcincér	b	a	b	b	b	a	a		1/8
<i>I. fuscum</i> (Fabricius, 1787), tompafényű fenyőcincér	b	b	b	b	c	b	a		1
<i>I. gabrieli</i> (Weise, 1905), simafejű fenyőcincér	c	c	b	c	b	b	b		8
LEPTURINAE									
<i>Rhamnusium bicolor bicolor</i> (Schrank, 1781), kétszínű nyárfacincér (É.: 2.000 Ft)	c	b	b	?	?	b	c		?
<i>R. bicolor gracilicorne</i> (Théry, 1894) (Kaszab 1971: morpha <i>gracilicorne</i>), vékonycsápú nyárfacincér	b	b	b	b	c	b	c		4
<i>Oxymirus cursor</i> (Linnaeus, 1758) (Kaszab 1971: <i>Toxotus</i>), futócincér	b	c	b	b	c	c	a	(N)	4
<i>Rhagium (Rhagium) inquisitor</i> (Linnaeus, 1758), fenyves tövisescincér	b	a	a	b	b	a	b		1/8
<i>R. (Hagrium) bifasciatum</i> (Fabricius, 1775), kétsíkös tövisescincér	b	c	b	b	c	a	b		2
<i>R. (Megarhagium) mordax</i> (Degeer, 1775), csertövisescincér	b	a	b	b	b	b	a		1/4

Az egyes fajok veszélyeztetettségi mutatói (a jelmagyarázatot lásd a szövegben).

	1	2	3	4	5	6	7	N	P
<i>R. (M.) sycophanta</i> (Schrank, 1781), tölgyes-tövisescincér	b	a	b	b	a	b	a		1/8
<i>Stenocorus (Stenocorus) meridianus</i> (Linnaeus, 1758), fűzcincér	b	a	c	b	b	c	b		2
<i>S. (Anisorus) quercus</i> (Götz, 1783), tölgycincér	b	c	c	b	b	b	b		4
<i>Akimerus schaefferi</i> (Laicharting, 1784) (Kaszab, 1971: <i>Schaefferi</i>), szilfacincér (É.: 10.000 Ft)	b	c	c	c	d	b	b		40
<i>Pachyta lamed</i> (Linnaeus, 1758), fakó cserjecincér	b	c	c	b	c	c	b	(N)	16
<i>P. quadrimaculata</i> (Linnaeus, 1758), bajnócacincér	a	b	c	b	b	a	b	(N)	1/2
<i>Evodinellus (Brachytodes) clathratus</i> (Fabricius, 1792) (Kaszab 1971: <i>Evodinus</i>), rácsos mintáscincér	b	b	c	c	b	a	b	(N)	2
<i>Carilia virginea</i> (Linnaeus, 1758) (Kaszab 1971: <i>Gaurotes</i>), kis fémescincér	a	b	c	b	a	a	b	(N)	1/4
<i>Pseudogaurotina excellens</i> (Brancsik, 1874) (Kaszab 1971: <i>Gaurotes</i>) nagy fémescincér	b	d	b	d	b	b	b	(N)	25
<i>Gnathacmaeops pratensis</i> (Laicharting, 1784) (Kaszab 1971: <i>Acmaeops</i>), alhavasi gömbtorúcincér	c	b	c	a	c	d	b	(N)	20
<i>Dinoptera collaris</i> (Linnaeus, 1758) (Kaszab: <i>Acmaeops</i>), vörösnyakú virágcincér	b	a	c	b	a	a	b		1/4
<i>Pidonia lurida</i> (Fabricius, 1792), hegyi cserjecincér	b	b	c	c	a	a	a	(N)	1/2
<i>Cortodera humeralis</i> (Schaller, 1783), négyfoltos cserjecincér	b	b	c	c	a	a	a		1/2
<i>C. femorata</i> (Fabricius, 1787), vöröscsápú cserjecincér	c	b	c	c	c	b	b		16
<i>C. holosericea holosericea</i> (Fabricius, 1801), selymes cserjecincér (É.: 10.000 Ft)	c	c	c	c	c	a	b		16
<i>C. flavimana flavimana</i> (Waltl, 1838), boglárkacincér (É.: 2.000 Ft)	c	c	c	c	c	a	b		16
<i>C. villosa</i> (Heyden, 1876), bozontos cserjecincér	c	b	c	c	b	b	b		8
<i>Grammoptera ruficornis</i> (Fabricius, 1781) (= <i>holomelina</i> Pool, 1905), galagonyacincér	b	a	c	b	a	a	b		1/4
<i>G. ustulata</i> (Schaller, 1763), aranyszörű galagonyacincér	c	b	b	b	b	b	b		2
<i>G. variegata</i> (Germar, 1824) (= <i>abdominalis</i> (Stephens, 1831), fekete galagonyacincér	c	b	b	b	b	c	b		4
<i>Alosterna tabacicolor</i> (Degeer, 1775) (Kaszab 1971: <i>Allosterna</i>), juharcincér	b	a	c	b	a	a	b		1/4
<i>Nivellia sanguinosa</i> (Gyllenhal, 1827), vérvörös virágcincér	b	c	c	b	d	b	b	(N)	20
<i>Anoploclera (Anoploclera) sexguttata</i> (Fabricius, 1775) (Kaszab 1971: <i>Leptura</i>), foltos virágcincér	b	b	c	b	b	b	b		2

Az egyes fajok veszélyeztetettség mutatói (a jelmagyarázatot lásd a szövegben).

	1	2	3	4	5	6	7	N	P
<i>A. rufipes</i> (Schaller, 1783), vöröslábú virágincér	b	b	c	b	b	b	b		2
<i>Pseudovadonia livida pecta</i> (Daniel, 1891) (Kaszab 1971: <i>Leptura</i>), barnás virágincér	b	b	c	b	a	a	b		1/2
<i>Vadonia unipunctata unipunctata</i> (Fabricius, 1787) (Kaszab 1971: <i>Leptura</i>), kétpettyes virágincér	b	b	c	b	c	a	b		2
<i>V. steveni</i> (Sperk, 1835), alföldi virágincér (É.: 2.000 Ft)	c	c	c	c	c	a	c		32
<i>Brachyleptura maculicornis maculicornis</i> (DeGeer, 1775) (Kaszab 1971: <i>Leptura</i>), tarkacsápú virágincér	c	b	c	b	b	a	a		1
<i>B. fulva</i> (Degeer, 1775), vörhenyes virágincér	b	b	c	b	b	b	b		2
<i>B. scutellata scutellata</i> (Fabricius, 1781), hegyi virágincér	b	b	b	b	b	b	b		1
<i>B. erythroptera</i> (Hagenbach, 1822), bordó virágincér	b	c	c	b	d	d	c		200
<i>Corymbia rubra</i> (Linnaeus, 1758) (Kaszab 1971: <i>Leptura</i>), vörös virágincér	a	a	b	b	b	a	a		1/16
<i>Anastrangalia sanguinolenta</i> (Linnaeus, 1761) (= <i>sandoeensis</i> Palm, 1953) (Kaszab 1971: <i>Leptura</i>), kétszínű virágincér	b	b	b	b	b	a	a		1/4
<i>A. dubia</i> (Scopoli, 1763), feketeszélű virágincér	b	b	b	b	b	a	a	(N)	1/4
<i>A. reyi</i> (Heyden, 1889) (= <i>inexpectata</i> Jansson et Sjöberg, 1928) (Kaszab 1971: <i>inexpectata</i>), északi virágincér	c	c	c	b	b	c	b	(N)	16
<i>Lepturobosca virens</i> (Linnaeus, 1758) (Kaszab 1971: <i>Leptura</i>), alhavasi virágincér	a	b	b	b	b	a	a	(N)	1/8
<i>Judolia sexmaculata</i> (Linnaeus, 1758), hatsávós virágincér	c	b	c	b	b	c	b	(N)	8
<i>Pachytodes cerambyciformis</i> (Schrank, 1781) (Kaszab 1971: <i>Judolia</i>), változékony virágincér	b	b	c	b	b	a	b		1
<i>P. erraticus</i> (Dalman, 1817) rajzos virágincér	b	b	c	b	a	a	b		1/2
<i>Pedostrangalia (Pedostrangalia) revestita</i> (Linnaeus, 1767) (Kaszab 1971: <i>Strangalia</i>), kétszínű karsúincér	c	b	c	b	d	c	a		20
<i>Leptura (Leptura) quadrifasciata</i> (Linnaeus, 1758) (Kaszab 1971: <i>Strangalia</i>), feketeszőrű szalagoscincér	a	b	b	b	c	a	b		1/2
<i>L. aethiops</i> (Poda, 1761), szerecsencincér	b	c	c	b	c	c	c		32
<i>L. aurulenta</i> (Fabricius, 1792), sárgaszőrű szalagoscincér (É.: 2.000 Ft)	b	b	b	b	b	b	b		1
<i>L. arcuata</i> (Panzer, 1793) (= <i>annularis</i> Fabricius, 1801; = <i>Mimica mediodisjuncta</i> Pic, 1902), völgyincér (É.: 2.000 Ft)	b	b	c	b	c	c	b	(N)	8
<i>L. (Rutpela) maculata</i> (Poda, 1761), tarkacsápú karsúincér	a	a	b	b	a	a	b		1/16

Az egyes fajok veszélyeztetettségi mutatói (a jelmagyarázatot lásd a szövegben).

	1	2	3	4	5	6	7	N	P
<i>Stenurella melanura</i> (Linnaeus, 1758) (Kaszab 1971: <i>Strangalia</i>), feketevégű karcsúcincér	b	a	b	c	a	a	b		1/4
<i>S. nigra</i> (Linnaeus, 1758), fekete karcsúcincér	b	b	c	b	b	a	b		1
<i>S. bifasciata</i> (Müller, 1776), kétöves karcsúcincér	b	b	c	b	b	a	b		1
<i>S. septempunctata</i> ssp. <i>septempunctata</i> (Fabricius, 1792), hétpettyes karcsúcincér	b	b	c	b	b	b	b		2
<i>Strangalia attenuata</i> (Linnaeus, 1758) (Kaszab 1971: <i>Strangalina</i>), nyugracincér	b	b	c	b	c	b	b		4
NECYDALINAE									
<i>Necydalis major</i> (Linnaeus, 1758), nagy fürkészcincér (É.: 10.000 Ft)	b	b	c	b	d	d	b	(N)	50
<i>N. ulmi</i> (Chevrolat, 1838), aranszörű fürkészcincér (É.: 10.000 Ft)	b	c	c	b	d	e	b		200
CERAMBYCINAE									
<i>Trichoferus cinereus</i> (Villers, 1789) (= <i>gayi</i> Plavilstshikov, 1921), szürkés éjcincér	c	c	b	b	c	c	b	(N)	16
<i>T. pallidus</i> (Olivier, 1790), sápadt éjcincér (V.K.: a kipusztulás /közvetlen/ veszélyébe került) (É.: 2.000 Ft)	b	b	b	c	a	a	a		1/4
<i>Stromatium fulvum</i> (Villers, 1789) (= <i>unicolor</i> Olivier, 1795), sárgás gallérocincér	b	c	b	c	c	c	b	(N)	16
<i>Cerambyx</i> (<i>Cerambyx</i>) <i>cerdo cerdo</i> (Linnaeus, 1758), nagy hőscincér (V.K.: AK) (É.: 2.000 Ft)	a	b	c	b	c	a	c		2
<i>C. miles</i> (Bonelli, 1823), katonás cincér (É.: 10.000 Ft)	b	c	c	b	c	a	c	(N)	8
<i>C. velutinus</i> (Brullé, 1832) (= <i>welensii</i> Küster, 1846), egyszínű hőscincér (É.: 10.000 Ft)	b	c	c	b	c	a	c	(N)	8
<i>C. (Mesocerambyx) scopoli</i> (Füsslins, 1775), kis hőscincér	a	a	a	b	a	a	a		1/64
<i>Gracilia minuta</i> (Fabricius, 1781) (= <i>albatica</i> Csiki, 1931), törpecincér	c	c	a	a	d	b	b		5
<i>Axinopalpis gracilis gracilis</i> (Krynicky, 1832), kecses selymescincér	c	b	b	b	c	b	b		4
<i>Obrium cantharinum</i> (Linnaeus, 1767), nyárfá hengercincér	c	b	b	b	c	b	b		4
<i>O. brunneum</i> (Fabricius, 1792), törpe hengercincér	b	b	b	b	b	a	b		1/2
<i>Stenomalus</i> (<i>Obriopsis</i>) <i>bicolor</i> (Kraatz, 1862) (Kaszab 1971: <i>Obrium</i>), kétszínű hengercincér	c	b	b	b	d	b	b		10
<i>Nathrius brevipennis</i> (Mulsant, 1839), kosárcincér	c	c	a	a	d	b	b		5
<i>Stenopterus rufus rufus</i> (Linnaeus, 1767), keskenyfedőscincér	a	b	b	b	a	a	b		1/8

Az egyes fajok veszélyeztetettségi mutatói (a jelmagyarázatot lásd a szövegben).

	1	2	3	4	5	6	7	N	P
<i>S. rufus geniculatus</i> (Kraatz, 1863)	c	b	b	b	?	c	b		?
<i>S. flavicornis</i> (Küster, 1846), sárgacsápú keskenyfedőscincér	c	b	b	b	c	b	b		4
<i>Callimus angulatus angulatus</i> (Schränk, 1789) (Kaszab 1971: <i>Pilema</i>), zöld tölgycincér	c	b	a	b	b	a	a		1/4
<i>Callimoxys gracilis</i> (Brull, 1832), frakkos cincér	c	c	c	c	c	a	b		16
<i>Molorchus (Molorchus) minor</i> (Linnaeus, 1767), kis légycincér	a	a	a	b	b	a	a		1/32
<i>M. (Glaphyra) umbellatarum umbellatarum</i> (Schreber, 1759), apró légycincér	c	b	b	b	b	a	b		1
<i>M. (G.) kiesewetteri kiesewetteri</i> (Mulsant et Rey, 1861), mandula légycincér (É.: 10.000 Ft)	c	b	a	b	c	b	c		4
<i>M. (G.) salicicola</i> (Stiller, 1934) (= ? <i>schmidti</i> Ganglbauer, 1883, = ? <i>semenovi</i> Plavilstshikov, 1940), fűz légycincér	c	c	a	e	c	b	b		40
<i>Deilus fugax</i> (Olivier, 1790) (Kaszab 1971: <i>dilus</i>), zanótcincér	c	b	b	b	c	a	c		4
<i>Aromia moschata moschata</i> (Linnaeus, 1758), pézsmacincér	a	a	c	b	b	a	b		1/4
<i>Rosalia alpina</i> (Linnaeus, 1758), havasi cincér (V.K.: aktuálisan veszélyeztetett) (É.: 10.000)	a	b	c	b	b	a	b		1/2
<i>Hylotrupes bajulus</i> (Linnaeus, 1758), házi cincér	a	b	a	a	b	b	a		1/16
<i>Ropalopus femoratus</i> (Linnaeus, 1758) (Kaszab 1971: <i>Rhopalopus</i>), vékonycsápú facincér	c	b	c	b	c	c	b		20
<i>R. clavipes</i> (Fabricius, 1775), feketelábú facincér	b	a	b	b	c	b	b		1
<i>R. ungaricus</i> (Herbst, 1784) (= ? <i>fischeri</i> Krynicki, 1829), magyar facincér (É.: 10.000 Ft)	b	c	b	b	d	c	c	(N)	50
<i>R. insubricus</i> (Germar, 1824), kék-zöld facincér (É.: 2.000 Ft)	b	c	b	c	d	c	c		100
<i>R. macropus</i> (Germar, 1824), kis facincér	b	a	b	b	b	b	a		1/4
<i>R. spinicornis</i> (Abeille de Perrin, 1869), vöröscombú facincér (É.: 2.000)	c	c	b	b	d	d	b		100
<i>Pronocera angusta</i> (Kriechbaum, 1844), keskeny luccincér (É.: 10.000 Ft)	c	c	b	c	c	c	b	(N)	32
<i>Leioderes kollari</i> (Redtenbacher, 1849) (Kaszab 1971: <i>Lioderus</i>), vörössesárga juharcincér	c	b	b	c	b	b	c		8
<i>Semanotus undatus</i> (Linnaeus, 1758), hullámos fenyőcincér	c	b	b	b	c	a	b	(N)	2
<i>S. ruscicus</i> (Fabricius, 1776), borókacincér (É.: 2.000)	b	c	c	b	b	a	c		4
<i>Palaeocallidium coriaceum</i> (Paykull, 1800), bőrszárnyú fenyőcincér	c	c	b	b	c	a	b	(N)	4

Az egyes fajok veszélyeztetettségi mutatói (a jelmagyarázatot lásd a szövegben).

	1	2	3	4	5	6	7	N	P
<i>Callidium (Callidostola) aeneum</i> (Degeer, 1775), bronzos kéregcincér	c	b	b	b	c	a	b		2
<i>C. (Callidium) violaceum</i> (Linnaeus, 1758), kék korongcincér	a	b	a	b	b	b	a		1/8
<i>Pyrrhidium sanguineum</i> (Linnaeus, 1758), tűzpiros facincér	a	a	b	b	b	b	a		1/8
<i>Phymatodes (Phymatodes) testaceus</i> (Linnaeus, 1758), változékony korongcincér	b	a	b	a	b	a	a		1/16
<i>P. (Phymatodellus) rufipes</i> (Fabricius, 1776), kék háncscincér	c	b	b	b	c	b	b		4
<i>P. (Reitteroderus) pusillus pusillus</i> (Fabricius, 1787), vállfoltos háncscincér	c	c	a	b	c	b	b		4
<i>P. (R.) glabratus</i> (Charpentier, 1825), borókaháncscincér	c	c	b	b	c	a	c		8
<i>P. (R.) puncticollis</i> (Mulsant, 1862), vörösbarna háncscincér	c	c	a	b	d	d	b	(N)	50
<i>P. (Paraphymatodes) fasciatus</i> (Villers, 1789), szőlőcincér vagy öves háncscincér	b	b	a	b	d	b	c		5
<i>P. (Poecilium) alni alni</i> (Linnaeus, 1767), apró háncscincér	b	a	a	b	a	a	a		1/32
<i>Lioderina linearis</i> (Hampe, 1870), mandulacincér (V.K.: aktuálisan veszélyeztetett) (É.: 10.000)	c	c	b	c	d	c	c		80
<i>Xylotrechus (Rusticoclytus) rusticus</i> (Linnaeus, 1758), egérszínű darázcincér	b	b	b	b	b	a	b		1/2
<i>X. (R.) pantherinus</i> (Savenius, 1825), párduccincér É.: 2.000 Ft)	c	c	b	b	d	d	c		200
<i>X. (Xylotrechus) arvicola</i> (Olivier, 1795), gazdászincér	c	b	b	b	c	b	c		8
<i>X. (X.) antilope</i> (Schönherr, 1817), fűrge darázcincér	b	a	a	a	a	a	a		1/64
<i>Clytus arietis</i> (Linnaeus, 1758), közönséges darázcincér	b	a	a	b	a	b	a		1/16
<i>C. tropicus</i> (Panzer, 1795), tölgydízcincér (É.: 2.000 Ft)	b	b	b	b	d	d	b		25
<i>C. rhamni temesiensis</i> (Germar, 1824), benge-darázcincér	c	b	c	b	c	b	b		8
<i>C. lama</i> (Mulsant, 1847), fenyvesdarázcincér	c	b	b	b	b	c	b		4
<i>Plagionotus floralis</i> (Pallas, 1733), lucernacincér	a	a	b	b	b	a	b		1/8
<i>P. detritus</i> (Linnaeus, 1758), sárgafarú darázcincér	a	b	b	b	b	a	a		1/8
<i>P. arcuatus</i> (Linnaeus, 1758), bársonyos darázcincér	a	a	a	b	a	a	a		1/64
<i>Neoclytus acuminatus</i> (Fabricius, 1775), amerikai darázcincér	b	a	a	a	c	a	a		1/16

Az egyes fajok veszélyeztetettségi mutatói (a jelmagyarázatot lásd a szövegben).

	1	2	3	4	5	6	7	N	P
<i>Chlorophorus figuratus</i> (Scopoli, 1763), rajzos darázscincér	b	b	b	b	b	b	b		1
<i>C. varius</i> (Müller, 1766), díszes darázscincér	b	a	b	b	b	a	b		1/4
<i>C. sartor</i> (Müller, 1766) (= <i>massiliensis</i> Linnaeus, 1767), feketevállú darázscincér	c	b	b	b	c	b	b		4
<i>C. trifasciatus</i> (Fabricius, 1781), vörösnnyakú darázscincér	c	b	c	c	b	a	b	(N)	4
<i>C. herbsti</i> (Brahm, 1790), foltos darázscincér	c	c	b	b	c	b	b	(N)	8
<i>C. hungaricus</i> (Seidlitz, 1891), magyar darázscincér (É.: 2.000 Ft)	c	c	c	c	d	a	c		80
<i>Isotomus speciosus</i> (Schneider, 1787), nyírfadarázscincér	a	a	a	b	c	c	b		1/2
<i>Anaglyptus mysticus</i> (Linnaeus, 1758), juhárdízcincér	b	a	b	b	a	b	b		1/4
<i>Purpuricenus kaehleri</i> (Linnaeus, 1758) (Kaszab 1971: <i>Purpuricaenus</i>), vércincér (É.: 2.000 Ft)	a	b	b	b	d	b	b	(N)	2,5
<i>P. globulicollis</i> Mulsant, 1839 (Kaszab 1971: morpha <i>globulicollis</i>), kerekpajzsú vércincér (É.: 2.000 Ft)	b	c	b	b	d	b	c	(N)	20
<i>P. budensis</i> (Götz, 1783), bíborcincér (É.: 2.000 Ft)	b	b	b	b	d	a	c		5
LAMIINAE									
<i>Monochamus sutor</i> (Linnaeus, 1758), kis fenyvescincér	a	b	b	b	a	a	a	(N)	1/16
<i>M. sartor</i> (Fabricius, 1787), nagy fenyvescincér	a	b	b	b	b	a	a	(N)	1/8
<i>M. galloprovincialis pistar</i> (Germar, 1818), foltos fenyvescincér	a	b	b	c	c	a	b		1
<i>M. saltuarius</i> (Gebler, 1830), bársonyos fenyvescincér	b	b	b	b	d	b	b	(N)	5
<i>M. urussovi</i> (Fischer-Waldheim, 1806), keleti fenyvescincér	b	b	b	b	?	?	?	(N)	?
<i>Lamia textor</i> (Linnaeus, 1758), takázcincér	b	b	c	b	c	c	b		8
<i>Morinus funereus</i> (Mulsant, 1863) (Kaszab 1971: <i>Morimus</i>), gyászscincér (V.K.: aktuálisan veszélyeztetett) (É.: 10.000 Ft)	a	c	c	c	b	a	c		4
<i>Herophila tristis tristis</i> (Linnaeus, 1767) (Kaszab 1971: <i>Dorcatypus</i>), (V.K.: kipusztult vagy eltűnt) selymes alkonycincér	b	c	c	c	b	b	c	(N)	16
<i>Dorcadion (Carinatodorcadion) fulvum fulvum</i> (Scopoli, 1763), barna gyalogcincér	a	c	b	d	b	a	b		2,5

Az egyes fajok veszélyeztetettségi mutatói (a jelmagyarázatot lásd a szövegben).

	1	2	3	4	5	6	7	N	P
<i>D. (C.) cervae</i> (Frivaldsky, 1892), pusztai gyalogcincér (V.K.: aktuálisan veszélyeztetett) (É.: 10.000 Ft)	b	c	b	e	c	a	c		40
<i>D. (C.) aethiops</i> (Scopoli, 1763), fekete gyalogcincér	a	c	b	c	a	a	b		1/2
<i>D. (Pedestredorcadion) pedestre pedestre</i> (Poda, 1761), kétsávós gyalogcincér	a	b	b	c	a	a	b		1/4
<i>D. (P.) pedestre kaszabi</i> (Breuning, 1956), sziki kétsávós gyalogcincér	b	c	b	e	c	a	c		40
<i>D. (P.) decipiens</i> (Germar, 1824), homoki gyalogcincér (É.: 2.000 Ft)	b	c	b	c	c	a	b		4
<i>D. (P.) scopolii</i> (Herbst, 1784), nyolcsávós gyalogcincér	b	c	b	c	c	a	b		4
<i>Neodorcadion bilineatum</i> (Germar, 1824), kétsávós földcincér	b	c	b	c	c	b	b		8
<i>Acanthoderes clavipes</i> (Schrank, 1781), tarka cincér	b	b	b	b	c	b	b		2
<i>Acanthocinus aedilis</i> (Linnaeus, 1758), daliáscincér (É.: 2000 Ft)	a	b	b	b	c	b	b		1
<i>A. griseus griseus</i> (Fabricius, 1792), szürke daliáscincér	b	b	b	b	c	b	b		2
<i>Leiopus nebulosus</i> (Linnaeus, 1758) (Kaszab 1971: <i>Liopus</i>), gesztcincér	b	a	a	b	a	a	a	1/32	
<i>L. punctulatus</i> (Paykull, 1800), feketemintás gesztcincér (É.: 2.000 Ft)	c	c	b	b	c	d	c	(N)	80
<i>Exocentrus lusitanus</i> (Linnaeus, 1767), hársrőzsecincér	c	b	a	b	c	b	b		2
<i>E. adpersus</i> (Mulsant, 1846), nyírfarőzsecincér	b	b	b	b	a	a	b		1/4
<i>E. punctipennis</i> (Mulsant et Guillebeau, 1856), szilrőzsecincér	c	c	b	c	c	a	c		16
<i>E. stierlini</i> (Ganglbauer, 1883), fűzrőzsecincér	c	b	b	c	? ? ?				?
<i>Pogonocherus (Pogonocherus) hispidus</i> (Linnaeus, 1758) (Kaszab 1971: <i>Pogonochaerus</i>), kéttövíses ecsetcincér	b	a	b	b	b	a	b		1/4
<i>P. (P.) hispidulus</i> (Piller et Mitterpacher, 1783), négytövíses ecsetcincér	b	b	b	b	b	b	b		1
<i>P. (Pityphilus) fasciculatus</i> (Degeer, 1775), árva ecsetcincér	b	b	a	b	c	b	b		1
<i>P. (P.) ovatus</i> (Goeze, 1777), pettyesvégű ecsetcincér	c	c	b	b	d	b	c		40
<i>P. (P.) decoratus</i> (Fairmaire, 1885), díszes ecsetcincér	c	b	a	b	c	b	a		1
<i>Oplosia fennica</i> (Paykull, 1800), foltos hársincér	b	c	a	b	c	b	c		4

Az egyes fajok veszélyeztetettségi mutatói (a jelmagyarázatot lásd a szövegben).

	1	2	3	4	5	6	7	N	P
<i>Deroplia genei</i> (Aragona, 1830) (Kaszab 1971: <i>Stenidea</i>), keskeny tölgycincér (É.: 2.000 Ft)	c	c	b	c	d	c	b		80
<i>Anaesthetis testacea</i> (Fabricius, 1781), szedercincér	c	b	b	b	b	b	b		2
<i>Agapanthia (Agapanthia) cardui pannonica</i> (Kratochvil, 1985), sávós bogánscincér	b	b	c	b	b	b	b		2
<i>A. (A.) violacea</i> (Fabricius, 1775), kék bogánscincér	a	b	c	b	b	b	b		1
<i>A. (A.) villosoviridescens</i> (Degeer, 1775), fehérgyűrűs bogánscincér	a	a	c	b	b	a	b		1/4
<i>A. (A.) maculicornis</i> (Gyllenhal, 1817), foltoscsápú bogánscincér (É.: 2000 Ft)	b	c	c	c	d	b	d		200
<i>A. (A.) kirbyi</i> (Gyllenhal, 1817), ökörfarkkóró cincér	b	c	c	b	c	b	c		16
<i>A. (A.) cynarae cynarae</i> (Germar, 1817), déli bogánscincér	a	b	c	b	?	b	c	(N)	?
<i>A. (A.) dahli dahli</i> (Richter, 1821), sárgagyűrűs bogánscincér	b	b	c	b	b	a	b		1
<i>A. (A.) osmanlis</i> (Reiche 1858), mácsonyacincér	c	b	c	c	b	a	b		4
<i>A. (A.) intermedia</i> (Ganglbauer, 1884), varfűcincér	c	c	c	?	b	a	b		?
<i>A. (Agapanthiola) leucaspis</i> (Steven, 1817), magyar bogánscincér (É.: 2.000 Ft)	c	c	c	b	d	a	c		40
<i>Calamobius filum</i> (Rossi, 1790), szalmacincér (É.: 2.000 Ft)	b	b	c	b	b	a	a		1/2
<i>Theophilea subcylindricollis</i> Hladil, 1988 (Kaszab: <i>cylindricollis</i>), hengeres szalmacincér (É.: 2.000 Ft)	c	b	c	b	b	a	a		1
<i>Mesosa (Mesosa) curculionoides</i> (Linnaeus, 1761), szemfoltos cincér	a	b	b	b	b	b	c		1
<i>M. (Aphelocnemis) nebulosa</i> (Fabricius, 1781), ködfoltos cincér	b	b	b	b	a	b	b		1/2
<i>Anaerea carcharias</i> (Linnaeus, 1758), nagy nyárfacincér	a	b	c	b	b	c	b		2
<i>A. similis</i> (Laicharting, 1784), kecskefűzcincér	b	c	c	b	c	b	c	(N)	16
<i>Saperda scalaris scalaris</i> (Linnaeus, 1758), létracincér	a	a	b	b	b	b	b		1/4
<i>S. punctata</i> (Linnaeus, 1767), pettyes szilcincér	b	c	b	b	c	b	c		8
<i>S. perforata</i> (Pallas, 1773), díszes nyárfacincér	b	b	b	b	b	b	c		2
<i>S. octopunctata</i> (Scopoli, 1792), nyolcpontos nyárfacincér	b	c	b	b	b	b	c		4
<i>Compsidia populnea</i> (Linnaeus, 1758), kis nyárfacincér	b	a	b	a	b	a	b		1/8

Az egyes fajok veszélyeztetettségi mutatói (a jelmagyarázatot lásd a szövegben).									
	1	2	3	4	5	6	7	N	P
<i>C. quercus</i> (Charpentier, 1825), pettyes tölgycincér	c	c	b	c	?	?	b	(N)	?
<i>Menesia bipunctata</i> (Zoubkoff, 1829), kétpettyes kutyabengecincér	c	c	a	b	d	a	b		5
<i>Stenostola ferrea</i> (Schrank, 1776), hársfacincér	b	b	a	b	b	b	c		1
<i>S. dubia</i> (Laicharting, 1784), fémeshársfacincér	c	b	a	b	c	c	c		8
<i>Pilemia hirsutula</i> (Frölich, 1793), macskaherecincér (É.: 2.000 Ft)	c	c	c	c	c	a	c		32
<i>P. tigrina</i> (Mulsant, 1851), atracélcincér (10.000 Ft)	c	c	c	c	c	a	d	(N)	80
<i>Phytoecia (Cardoria) scutellata</i> (Fabricius, 1792), sarlófülcincér (É.: 10.000 Ft)	c	c	c	c	c	c	c		128
<i>P. (Musaria) rubropunctata</i> (Goeze, 1777), vöröspettyes fűcincér	c	c	c	c	?	?	?	(N)	?
<i>P. (M.) argus</i> (Froehlich, 1793), árgusszemű cincér (É.: 2.000 Ft)	b	c	c	c	c	a	c		16
<i>M. (Phytoecia) nigripes affinis</i> (Harrer, 1784), feketefejú cincér	b	b	c	b	b	a	b		1
<i>M. (P.) cylindrica</i> (Linnaeus, 1758), medvelapucincér	c	b	c	b	a	a	b		1
<i>M. (P.) coerulea</i> (Scopoli, 1772), fémszöld fűcincér	b	c	c	b	b	b	c		8
<i>M. (P.) pustulata</i> (Schrank, 1776), parányi fűcincér	c	b	c	b	b	a	b		2
<i>M. (P.) nigricornis</i> (Fabricius, 1781) (= <i>julii</i> Mulsant, 1863), ürömcincér	c	c	c	b	b	b	b		8
<i>M. (P.) icterica</i> (Schaller, 1783), murokcincér	c	b	c	b	b	a	b		2
<i>M. (P.) virgula</i> (Charpentier, 1825), pirospontos fűcincér	c	b	c	b	b	b	b		4
<i>M. (Opsilia) coerulescens coerulescens</i> (Scopoli, 1763), kígyósziszincér	c	b	c	b	b	a	b		2
<i>M. (O.) molybdaena</i> (Dalman, 1817), fémkék dudvacincér	c	c	c	b	d	a	c		40
<i>M. (O.) uncinata</i> (Redtenbacher, 1842), szepplőlapucincér	c	c	c	b	c	a	c		16
<i>Oberea (Oberea) oculata</i> (Linnaeus, 1758), vörösnakú fűzcincér	a	b	c	b	b	b	b		1
<i>O. (O.) linearis</i> (Linnaeus, 1761), mogyorócincér	b	c	b	b	c	b	b		4

Az egyes fajok veszélyeztetettségi mutatói (a jelmagyarázatot lásd a szövegben).

	1	2	3	4	5	6	7	N	P
<i>Oberea (O.) pupillata</i> (Gyllenhal, 1817), lonccincér	b	c	c	b	c	a	b	(N)	4
<i>O. (O.) pedemontana</i> (Chevrolat, 1856), varjútöviscincér (É.: 2.000 Ft)	b	c	c	c	d	c	c		160
<i>O. (Amaurostoma) euphorbiae</i> (Germar, 1813), nagy kutyatejcincér (É.: 2.000 Ft)	c	b	c	c	b	a	b		4
<i>O. (A.) erythrocephala erythrocephala</i> (Schrank, 1776), pirosfejű kutyatejcincér	c	b	c	b	b	a	b		2
<i>O. (A.) moravica</i> (Kratochvíl, 1989), közepes kutyatejcincér	c	c	c	c	?	b	b		?
<i>Tetrops praeusta</i> (Linnaeus, 1758) (= <i>nigra</i> Kraatz, 1859), négyzemű cincér	b	a	b	b	a	a	a		1/16
<i>T. gilvipes</i> (Faldermann, 1837) (Kaszab 1971: <i>starki gilvipes</i>), sárgalábú aprócincér	c	b	b	c	?	?	?	(N)	?
<i>T. starki</i> (Chevrolat, 1859), feketeszélű aprócincér	c	b	b	b	c	b	b		4

A veszélyeztetett vagy a faunisztikailag jelentős magyarországi cincérfajok elterjedési adatai

A lelőhely megnevezése után zárójelben tüntetem fel a hivatkozást és az esetleges egyéb fogási-megfigyelési adatot. Az egyes fajok esetében az adatokat igyekszem időrendben megadni. Ugyanazon lelőhelyre vonatkozó adatok közül általában az elsőre utalok, de ha egy későbbi közlemény új információt is szolgáltat, azt is közlöm. Hivatkozom saját és gyűjtőtársaim nem publikált adataira is.

Ergates faber – A nyugati határszél fenyveseiből volt ismert, fenyőfői megtalálása faunisztikai érdekességnek számított, s elsősorban azt bizonyította, hogy még az ilyen nagy testű, feltűnő, jól ismert fajok esetében is érhetnek bennünket meglepetések (Medvegy 1979a).

Tragosoma depsarium – Nagy áréájú faj, de elsősorban hazánktól északabbra él, Közép-Európában csak nagyobb magasságban fordul elő. Hazánkból csak egyetlen példány került elő: Zempléni-hgy., Köves-patak völgye (fényre repült, 1986.08.06., dr. Szerényi Gábor szóbeli közlése).

Saphanus piceus piceus – Hazai elterjedése szórványos, azonban könnyen nevelhető (Medvegy *et al.* 1981). Adatai: Pécs (Kaufmann 1914); Kőszeg (Kaszab 1937); Budai hegyek; Pilis, Dobogókő (Kaszab 1971); Sopron (Medvegy *et al.* 1981), Cák (Kovács & Hegyessy 1997b).

Arhopalus tristis – Általában együtt találják a sokkal elterjedtebb *Arhopalus rusticus* testvérfajával, de annál délebbi előfordulású, s rajzasi ideje is későbbi. Mivel könnyen összekeverhető, lehet, hogy több példány is megbújjik gyűjteményekben. Adatai: Kőszeg (Csiki 1903); Magyaróvár (Kovácsné 1958); Pécs, Sopron (Kaszab 1971); Veszprém (Medvegy 1987); Fenyőfő (Hegyessy Gábor szóbeli közlése); Budaörs (Székely Kálmán szóbeli közlése).

Rhamnusium bicolor bicolor és *R. b. gracilicorne* – Althoff & Danilevskij (1997) munkájában a *Rhamnusium gracilicorne* külön fajként szerepel, más szerzők (Siska 1997) még alfajnak sem ismerik el. (Kaszab (1971) morpha *gracilicorne*-ként tárgyalta.) Jelen munkában alfajként szerepeltetem. Althoff és Danilevskij (1997) szerint csak a *gracilicorne* él Magyarországon. Amennyiben a Kaszab (1971) által megadott csápszínbeli különbség valóban elégséges elkülönítő bélyeg, akkor gyűjteményemben van egy *bicolor* példány is Szentendréről. Mivel a hazai gyűjteményekben általában nincs elkülönítve a két alfaj, az elterjedtség megítélése még további ellenőrző, határozói munkát igényel. A faunisztikai kutatásoknak kell majd bizonyítani, hogy valóban két eltérő áréájú, eltérő életmódú fajról vagy alfajról van-e szó a hasonló morfológia ellenére.

Oxymirus cursor – a Kárpátokban elterjedt, hazánkban csak a nyugati határszálon és az Északi-középhegységben találjuk. Adatai: Börzsöny: Királyháza (Ka-

szab 1971); Zemplén, Zsidórét (Szerényi 1983); Bükk: Felsőtárkány-Barátrét, Miskolc, Nagymező, Nagyvisnyó Elza-lak (Merkl *et al.* 1996); Zempléni-hg. több pontja: Füzér, Regéc, Háromhuta, Hegyalja, Komlóska (Hegyessy & Kovács 1997); Szin-Szelcepuszta (Kovács & Hegyessy 1999); Ágfalva, Bozsok, Kőszeg, Sopron (Hegyessy *et al.* 1999); Dorgó-Istvánkút, Bükk-Csipkésút (Gaskó Kálmán szóbeli közlése); Bükk, Leányvölgy (1975. VII.26. 4 példány, dr. Szerényi Gábor szóbeli közlése).

Pachyta lamed – A szomszédos országok magasabb hegyvidékein többfelé, de hazánkban csak elvétve fordul elő (Sopron – Győrfi 1944).

Pachyta quadrimaculata – Szlovákiában igen elterjedt, hazánkban viszont csak elvétve fordul elő: Kőszeg (Kaszab 1937); Sopron (Győrfi 1944).

Evodinellus (Brachytodes) clathratus – A Kárpátokban elterjedt, hazánkban csak elvétve fordul elő (Sopron – Győrfi 1944).

Carilia virginea – A Kárpátokban igen elterjedt, hazánkban csak kevés helyen fordul elő. Adatai: Bozsok, Kőszeg, Sopron, Velem (Hegyessy *et al.* 1999); Aggteleki Nemzeti Park: Haragistya-Szelce-völgy, Jósvafő, Szögliget, Ménesvölgy (Kovács & Hegyessy 1999).

Pseudogaurotina excellens – A Kárpátokban elsősorban a magasabb helyeken sokfelé megtalálható *Lonicera nigrá*-n. Kaszab (1971) hazánkból Bátorligetről bizonytalan adatként említi, a faj Magyarországról azóta sem került elő.

Gnathacmeops pratensis – A Kárpátokban is eléggé ritka, hazánkban csak elvétve fordul elő (Sopron – Győrfi 1944; Telkibánya – Hegyessy & Kovács 1997).

Pidonia lurida – A Kárpátokban igen elterjedt, hazánkban csak kevés helyen fordul elő, de helyenként nagy számban is gyűjthető. Adatai: Sopron (Győrfi 1944); Pécs (Bokor 1927); Zemplén: Nagy-patak-völgy (Szerényi 1983); Zirc (Medvegy 1987); Bükk: Bükkzsérc, Cserépfalu, Eger, Miskolc, Nagyvisnyó (Merkl *et al.* 1996); Regéc, Telkibánya (Hegyessy & Kovács 1997); Mátraháza, Mátraszentimre (Kovács & Hegyessy 1997a); Aggteleki NP: Jósvafő, Szögliget (Kovács & Hegyessy 1999).

Cortodera femorata – Szórványos elterjedésű, bár dr. Soltész György néhány ízben nagy tömegben is megfigyelte talajon, Sopronban a Deák-kútnál (Medvegy 1987). Adatai: Budapest, Debrecen, Kalocsa, Pécel, Pécs, Zalatorpca (Kuthy 1897); Balatonendréd, Berhida, Siófok (Kaszab 1971); Barcsi ősborkás: Középrigóc (Horvatovich 1981); Kisterenye (Kovács 1993); Zempléni-hg. több pontja: Abaújszántó, Pálháza, Sárospatak, Sátoraljaújhely (Hegyessy & Kovács 1997); Mátra: Gyöngyössolymos, Tar (Kovács & Hegyessy 1997a); Matty: Keselyős-fapuszta (Horvatovich 1998); Kőszeg, Nádasd, Sopron, Velem (Hegyessy *et al.* 1999); Herend (Kolozsár András szóbeli közlése); Pilis: Dobogókő (dr

Muskovits József szóbeli közlése); Cserhát: Alsótold (2000. V. 14. dr Medvegy Mihály, dr Pintér Antal és Székely Kálmán gyűjtése).

Cortodera flavimana – Kaszab (1971) még nem ismerte hazánkból ezt a pontomediterrán elterjedésű fajt, bár elképzelhetőnek tartotta előfordulását. Gyuláról és környékéről nagy számban került elő az utóbbi években. Adatai: Gyula, Kétegyháza, Bélmegyér, Tarhos (Kovács & Hegyessy 1992); Doboz: Szanazug (dr Muskovits József szóbeli közlése).

Nivellia sanguinosa – Kaszab (1971) még nem szerepeltetheti faunánkban. Adatai: Telkibánya (Hegyessy & Kovács 1997); Aggteleki NP: Ménes-völgy, Mogyorós-kúti rét (Kovács & Hegyessy 1999).

Pseudovadonia livida pecta – Hazánkban csak ez az alfaj fordul elő, mindenütt elterjedt, nagy számban található, a délebbi előfordulású *livida*-ról viszont nincs hazai adatunk.

Brachyleptura erythroptera – Hazánktól inkább északkeletre fordul elő. Több hazai lelőhelyadatunk is van, de Telkibánya kivételével mindenütt nagyon szórványos az előfordulása. Adatai: Pécs (Csiki 1903); Kőszeg (Kaszab 1937); Pécs, Zirc (Kaszab 1971); Zemplén: Nagypatak-völgy (Szerényi 1983); Várpalota, Gézaháza (Medvegy 1987); Bükk: Szilvásvár: Cserepes kő, Szalajka-völgy (Merkl *et al.* 1996); Mátra (Kovács & Hegyessy 1997a); Telkibánya (1958. VI.12., 1971.VII.7. Rácz Gábor szóbeli közlése) (Hegyessy & Kovács 1997).

Anastrangalia reyi – Kaszab (1971) faunamunkája óta hazánkból kimutatott új faj, tőlünk elsősorban északabbra él, előkerülése nem váratlan (Telkibánya, virágról, 1974.VI.18. dr. Szerényi Gábor szóbeli közlése).

Lepturobosca virens – Hazánktól északra, északkeletre (Szlovákiában is) igen elterjedt, hazánkból csak a nyugati határszélről van adatunk (Kőszeg, Sopron, Hegyessy *et al.* 1999).

Judolia sexmaculata – Hazánktól északra sokkal elterjedtebb, hazánkból csak Pécsről (Kaufmann 1914) van régi adatunk, azonban ez az adat is megkérdőjelezhető. (Régen gyakran előfordult, hogy a gyűjtők a példány alá névként nem a lelőhelyet, hanem saját lakóhelyüket írták.)

Leptura arcuata – Kaszab (1971) még nem szerepelteti hazánkból. Tőlünk északkeletre fordul elő egészen Szibériáig. Adatai: Telkibánya (Rácz 1972, Szerényi 1983, Hegyessy & Kovács 1997); Sopron (Kovács & Hegyessy 1992), Marcali: Gyótapuszta (Borsos 1998); Sopron, Rák-patak völgye (1997. V. 25. 2 példány virágról, Kovács Tibor, dr. Soltész György, dr. Medvegy Mihály közös gyűjtése).

Necydalis major – Hazánktól északkeletre van a géncentruma, hazánkban csak szórványosan elterjedt és nehezen gyűjthető, ezért tartjuk ritkának. Adatai: Gács, Komárom, Legénd Pécs, Sopron (Kaszab 1971); Zemplén, Sertéshegy (Ko-

vács & Hegyessy 1989); Bükk: Felsőtárkány: Vöröskő-völgy (Merkl *et al.* 1996); Regéc, Telkibánya (Hegyessy & Kovács 1997); Mátraballa (Kovács & Hegyessy 1997a); Bükk: Cserépfalu (Kovács 1997); Telkibánya (1973.VII. 2. Rácz Gábor szóbeli közlése); Budapest, Normafa (1998. VII. 14. Szalóki Dezső szóbeli közlése).

Necydalis ulmi – Teljes előfordulási áréájában mindenütt csak szórványos előfordulású, nehezen gyűjthető faj. Az utóbbi időben került elő az eddigieknél nagyobb számban a Budai-hegységből és a Pilisből. Adatai: Sopron (Győrfi 1944); Pécs (Kaufmann 1914); Gács, Inovec, Mosód (Kaszab 1971); Bükk: Szilvásvár (Merkl *et al.* 1996); Mecsek, Kőlyuk (1958.VII.12. leg. Eiter István, in coll. Medveg); Bakony, Dudar (1979.VI.27. leg. Ábrahám Levente, in coll. Medveg); Tahitótfa, Kenézakla-tető (1994. VII. 1. – repült, dr. Medveg Mihály, Medveg Zoltán, Rábai Gábor közös gyűjtése); Leányfalu, Berseg-hegy (1997. VII. 12. – repült, dr. Medveg Mihály); Budapest, Normafa (1998. – tölgy-farakásról, dr. Muskovits József szóbeli közlése); Budapest, Normafa (1998. VII.2. – egyes farakásról, Szalóki Dezső szóbeli közlése); Szentendre, Mélymocsár (1998. VII.13. – repült, Szalóki Dezső szóbeli közlése); Szentendre, Mélymocsár (1999. VII. 6. – tölgyfarakásról, dr. Medveg Mihály, Medveg Judit, Gaskó Kálmán közös gyűjtése).

Trichoferus cinereus – Déli faj. Kuthy (1897) említi Nagyvázszyból, s ezt az adatot Kaszab (1971) is átvette, de a bizonyító példányt nem sikerült megtalálnom. Kérdéses a faj hazai előfordulása.

Stromatium fulvum – Déli faj, de azért van biztos hazai adatunk: Pécs, Kaufmann gyűjtemény, 4 példány (Bokor 1927); Őrség, Vaspör (1988. VII.18. – repült dr. Szerényi Gábor szóbeli közlése).

Cerambyx miles – Déli faj, a *Cerambyx cerdo*-val együtt is él tölgyfában. Adatai: Keszthely, Parád (nincs meg a bizonyító példány) (Kuthy 1897); Pécs (Kaufmann 1914); Mecsek, Vaskó (Kaszab 1971); Pécs, Égervölgy (1964. VII.28., leg: Eiter István, in coll.: Medveg).

Cerambyx velutinus – Déli faj, a *Cerambyx cerdo*-val együtt is él tölgyfában. Adatai: Parád, Diósjenő (Csiki 1903); Pécs (Kaufmann 1914); Debrecen (Kovács *et al.* 1995); Pécs (Magyarürög, tölgyliget, öreg, beteg fák, 1960–1980 között 25 példány került elő Eiter István útmutatása alapján az ő, valamint dr. Soltész György és dr. Medveg Mihály gyűjtései során).

Gracilia minuta – Szórványos elterjedésű, ugyanakkor kedvező körülmények között átmenetileg nagyon elszaporodhat. Adatai: Budapest, Kalocsa (Csiki 1903); Pécs (Kaufmann 1914); Isaszeg (Bokor 1927); Kecskemét (Hajóss 1936); Sopron (Győrfi 1944); Pinnye (Kovácsné 1958); Szeged (Gaskó 1982); Ágasegyháza (Merkl 1987); Budapest (Gaskó Kálmán -szóbeli közlés);

Stenhomalus (Obriopsis) bicolor – Szórványos elterjedésű faj. Adatai: Aszófő, Uzsabánya (Medvegy 1987); Mosonmagyaróvár (Kovácsné 1958); Siófok (Kaszab 1971); Mosonmagyaróvár és környéke: Feketeerdő, Halászi, Lébény, Hédervár, Várbalog, Kimle, Ásványráró (Kovács 1995). Vászoly, Zánka (Hegyes-tű) (dr Muskovits József szóbeli közlése).

Nathrius brevipennis – Szórványos elterjedésű, ugyanakkor kedvező körülmények között átmenetileg nagyon elszaporodhat, fűzkosarakat tehet tönkre. Adatai: Kecskemét (Hajóss 1936); Máriakálnok (Kovácsné 1958); Zirc (Medvegy 1987); Ágasegyháza (Merkl 1987); Feketeerdő (Kovács 1995); Budapest (Gaskó Kálmán szóbeli közlése).

Stenopterus rufus ssp *geniculatus* – Kaszab (1971) csak aberrációnak tekintette, szerinte a törzsalakkal, azaz a ssp rufussal együtt fordul elő. Mivel általában a gyűjteményekben nincs a két alfaj különválasztva, pontos faunisztikai adatok csak ezek feldolgozása után várhatók.

Callimoxis gracilis – Zebegénynél a Malom-völgyben, továbbá a Börzsöny déli vidékein többfelé előfordul, galagonyavirágról akár nagyobb tömegben is kopogtatható, de máshonnan alig van példányunk. Adatai: Zebegény (Kaszab 1971); Balatonfelvidék: Újdörög, Alsóörs (Medvegy 1987); Aggtelek NP: Szögliget, Varbóc (Kovács & Hegyessy 1999); Nógrádverőce (2000. V. 6. dr Medvegy Mihály, Rahmé Zoltán és Székely Kálmán gyűjtése).

Molorchus (Glaphyra) salicicola – Többek által kétségbevonott faji rangját Gaskó (1997) bizonyítja. Csongrád-megye déli részében, a Tisza és Maros folyók Szeged-Makó környéki töltésein még egy-két évtizeddel ezelőtt is háznagyságú gátvédelmi rőzserakások álltak, főleg fehérfűzből (*Salix alba*), s ezeken a rakásokon tömegesen fordult elő (dr Gaskó Béla útmutatása alapján több gyűjtő gyűjtötte). Mára a rőzserakásokat felszámolták, s a bogár száraz fűágakról legfeljebb elvétve kopogtatható. Adatai: Ásotthalom, Csengele, Csongrád, Deszk, Hódmezővásárhely, Kiszombor, Körtvélyes, Makó, Mártély, Nagylak, Pusztamérges, Szeged (Gaskó 1997).

Deilus fugax – Hazánkban csak nagyon szórványos elterjedésű. Adatai: Kőszeg (Csiki 1903); Siófok, Somogy megye: Baláta tó (Kaszab 1971); Szőce (Kovács 1994); Vát (Kovács 1997).

Ropalopus femoratus – Bár többfelé előfordul, általában csak egy-egy példányt sikerül gyűjteni.

Adatai: Budai hegyek, Isaszeg, Ormándpuszta, Simontornya, Siófok, Törökbalint, Zempléni-hegység (Kaszab 1971); Porpác (Kovács 1994); Sárospatak (Hegyessy & Kovács, 1997); Miskolc: Garadna-völgy, Noszvaj: Síkfőkút (Merkl *et al.* 1996); Gyöngyösorosi (Kovács & Hegyessy 1997 a); Cák, Velem (Kovács & Hegyessy 1997 b); Aggtelek (Kovács & Hegyessy 1999); Horvátzsidány

(Hegyessy *et al.* 1999); Sopron, Textiles-forrás (1975. VI. 5., dr. Soltész György szóbeli közlése); Pomáz, Csikóváralja (1985. V. 14. – dióról kopogtatva, dr Medvegy Mihály); Verőcemaros (1985. V. 20. – tölgyágról, dr Medvegy Mihály); Cserhát, Tepke-hegy, (1989. IV. 27. – tölgyről kopogtatva 2 példány dr. Medvegy Mihály-Rábai Gábor); Mátrakeresztes (1994. VI. 9. – bükkfarakásról dr Medvegy Mihály-Rábai Gábor).

Ropalopus ungaricus – Északabbra él, hazánkból csak néhány adat áll rendelkezésünkre: Budapest (Csiki 1903); Bükkzentkereszt: Hollóstető, Újpest (Medvegy 1987); Miskolc: Nagy-mező (Merkl *et al.* 1996).

Ropalopus insubricus – Szórványos előfordulású ritka, veszélyeztetett fajunk. Úgy tűnik, ennek az az oka, hogy kevésbé távolodik el attól a mezei juhartól, melyből kikelt, s amikor az a környékbéli néhány fával együtt kiszárad (vagy kivágják), az állatot sem találjuk többé. Adatai: Budapest, Kalocsa (Kuthy 1897); Sopron (Győrfi 1944 – mivel hegyi juharról említi, nem kizárt, hogy a vele könnyen összetéveszthető *Ropalopus ungaricus*-ról volt szó); Debrecen, Kaposvár (Kaszab 1971); Herend, Várpalota (Medvegy 1987), Kalocsa (Merkl 1987); Szilvássvárad (Kovács 1997); Márkó: Csabrendek (Kovács & Hegyessy 1997b); Sárvár (Hegyessy *et al.* 1999); Vérteskozma (dr Muskovits József, Gaskó Kálmán, Székely Kálmán szóbeli közlése).

Ropalopus spinicornis – Kevésbé elterjedt faj, mint közeli, vele összetéveszthető rokona a *Ropalopus femoratus*. Valószínűleg csak a fák tetején rajzik, s ezért nagyon nehezen tudjuk megfigyelni. Adatai: Budapest, Pécel (Csiki 1903); Sukoró: Meleg-hegy (Kovácsné 1955); Mogyoród, Pécs, Szigetvár (Kaszab 1971); Iszkaszentgyörgy, Márkó, Szentgál, Várpalota-Hétházpuszta (Medvegy 1987); Mátraverebély (Kovács 1993); Noszvaj: Síkfőkút (Merkl *et al.* 1996); Nagykanizsa (Hegyessy *et al.* 1999); Budapest, Hársbokor-hegy (1976.V. 28. – szeles időben, aljnövényzeten, dr. Muskovits József és dr. Medvegy Mihály gyűjtése).

Pronocera angusta – Kaszab (1971) hazánkból nem ismerte, de előfordulását a nyugati határszélen várhatónak ítélte, s igaza is lett: Őrség, Szakonyfalu (Kovács & Hegyessy 1992); Jeli (fenyőrakásról, 1996.07.16. dr Szerényi Gábor szóbeli közlése).

Semanotus undatus – Hazánkban szórványos előfordulású, de a Kőszegi-hegységben nagyobb számban él. Adatai: Budapest, Pécs, Sopron (Kaszab 1971); Bozsok, Kőszeg, Tömörd, Velem (Hegyessy *et al.* 1999)

Paleocallidium coriaceum – Kőszeg (Kaszab 1937), újabb adata nem ismert.

Callidium (Callidostola) aeneum – Hazánkban szórványos elterjedésű faj, de helyenként nagy számban is előfordul. Adatai: Pápa, Sopron (Kaszab 1971); Zemplén: Nagy Milic (Szerényi 1983); Őrség: Őriszentpéter (Kovács 1994), Füzér

(Hegyessy & Kovács, 1997), Bozsok, Kőszeg, Sopron, Szombathely, Velem (Hegyessy *et al.* 1999), Pilisszentkereszt (ex l., dr. Muskovits József és dr. Medvegy Mihály), Csobánka (Medvegy ex l., 1999).

Phymatodes (Reitteroderus) puncticollis – Kaszabnál (1971) még nem szerepel hazánk faunájában. A törzsalakból a Maros-Tisza partján fehér fűzből rakott gátvédelmi rózserakásról több példány is előkerült dr. Gaskó béla útmutatása alapján. A balatonfelvidékről molyhostölgyből sikerült nevelnie Székely Kálmánnak és Gaskó Kálmánnak a *macedonicus* Pic aberrációt. Adatai: Balatonudvari, Zánka (Medvegy 1987); Baranya megye: Kétújfalu (Sár 1992); Apátfalva, Csongrád, Deszk, Hódmezővásárhely, Makó, Szeged (Gaskó 1998).

Lioderina linearis – Kaszab (1971) még nagyon ritkának tartotta, de a Balaton-felvidék több pontjáról is sikerült nagyobb számban is nevelni mandulából. Kétségtelen, hogy az öreg, beteg mandulafák, mint élőhelyek nagyon nagy veszályban vannak. Adatai: Szászkabánya, Pakrac (Kaszab 1971); Balatonfüred, Balatonudvari, Csopak, Gyenesdiás, Lovas, Tihany (Medvegy 1987)

Xylotrechus (Rusticoclytus) pantherinus – Kaszab (1971) még nem szerepelteti hazánk faunájában. Dr Szontágh Pál gyűjtötte Magyarországon elsőként. Koloszár András útmutatása alapján több gyűjtő is nevelte Herend melletti (Hajag) kecskefűzből. Adatai: Mátraháza (Szontágh 1982); Herend (Medvegy & Koloszár 1984), Szilvásvárad (Kovács 1997).

Clytus tropicus – Hazánkban meglehetősen szórványos, s nehezen is gyűjthető, valószínűleg főként a fák tetején rajzik. Adatai: Kőszeg (Kaszab 1937); Sopron (Györfi 1944), Velencei-hg: Nadap: Antónia-hegy (Kovácsné 1955), Budapest, Isaszeg, Máriabesnyő, Pécel, Siófok, Villányi-hegység: Tenkes-gerinc (Horvatovich 1981); Balatonudvari, Kincsesbánya, Zánka (Medvegy 1987); Baja (Merkl 1987); Baranya megye: Kétújfalu (Sár 1992); Mátraverebély (Kovács 1993); Debrecen (Kovács *et al.* 1995); Szilvásvárad: Szalajka-völgy (Merkl *et al.* 1996); Kiszána (Kovács & Hegyessy 1997a); Marcali: Gyótapusztá (Borsos 1998).

Clytus rhamni temesiensis – Althoff & Danilevskij (1997) szerint hazánkban csak ez az alfaj fordul elő, ez azonban nem ritka.

Neoclytus acuminatus – Észak-Amerikából Európába áttelepült, nagyon jól alkalmazkodó, terjeszkedő faj. Hazánkban Kaszab (1971) még nem tudta leírni, de az utóbbi években a Maros menti faunakapun Magyarországra is betört és határozottan terjed északi, északnyugati irányba. Sokféle fában él, helyenként igen nagy számban is található, akár kártételére is lehet a későbbiekben számítani. Gaskó (1998) a Maros-völgyéből, a Tiszántúlról és a Duna-Tisza közéről sok lelőhelyét ismerteti: Ásotthalom, Derekegyház, Deszk, Dóc, Ferencszállás, Hódmezővásárhely, Kiszombor, Magyaracsád, Makó, Nagylak, Nagymágocs, Pusztamérges,

Ruzsa, Szeged; Baks (Eperfa vékony, száraz ágaiból igen nagy tömegben ex im., dr Muskovits József, Retezár Imre, Seres Gábor, dr Medvegy Mihály közös gyűjtése, 1999. V. 27.).

Chlorophorus trifasciatus – Van ugyan néhány régi adatunk, melyet Kaszab (1971) is átvett (Budapest, Kecskemét, Pécel), de ismerve, hogy a faj déli elterjedésű, s jelentősen hasonlít a *Chlorophorus hungaricus*-ra – elképzelhető, hogy tévedésről van szó. Jómagam nem látom bizonyítottnak hazai előfordulását.

Chlorophorus herbsti – Hazánkban csak szórványos elterjedésű faj, bár tőlünk északkeletre nagyobb számban figyelhető meg. Adatai: Tómalom (Sopron környéke) (Győrfi 1944); Budapest, Keszthely, Magyarakanizsa, Öszöd, Pápa, Szentlőrinc (Kaszab 1971); Szeged (Gaskó 1978–79); Gézaháza (Zirc) (Medvegy 1987); Debrecen (Kovács *et al.* 1995); Telkibánya (Hegyessy & Kovács 1997)

Chlorophorus hungaricus – Hazánkban szórványos elterjedésű, de a budai-hegység déli részén nagy számban él. Adatai: Nógrádverőce (Endrődi 1959); Budapest, Duka-Csörög, Esztergom, Nógrádszakáll, Öszöd, Pécel, Visegrád (Kaszab 1971); Vác (Naszály, 2000. V. 25., dr Medvegy Mihály).

Purpuricenus globulicollis – Kaszabnál (1971) még *morpha*-ként szerepelt, de Althoff & Danilevskij (1997) és mások is önálló fajként szerepeltetik. A *Purpuricenus kaehleri*-től való alakbeli és csáp hosszúságbeli eltérés alapján magam is önálló fajnak vélem. Adatainak egy része feltehetően *kaehleri*-ként van elkönyvelve, de biztos, hogy a *kaehleri*-nél kevésbé elterjedt. Adatai: Csömör (Csiki 1903), Nagyvisnyó: Nagy-völgy (Merkl *et al.* 1996); Vérteskozma (1986. Vi. 17. virágról, dr. Muskovits József és dr. Medvegy Mihály)

Monochamus sutor – Hazántól északabbi elterjedésű, hegyvidéki faj, például a Szlovák Köztársaságban a fenyvesekben mindenfelé gyakori. Mivel épületfával behurcolható, adatai ilyen példányokra is vonatkozhatnak, de hazánk nyugati és északi részében bizonyítottan vehetjük meglétét. Adatai: Pécs (Kaszab 1971); Hétházpuszta /Várpalota/, Pannonhalma, Pápateszér, Veszprém (Medvegy 1987); Őrség: Apátistvánfalva, Szakonyfalva (Hegyessy & Kovács 1996); Mátrafüred (Kovács & Hegyessy 1997a); Ágfalva, Bozsok, Kőszeg, Sopron, Velem (Hegyessy *et al.* 1999).

Monochamus sartor – a *Monochamus sutor*-hoz hasonlóan hazántól északabbra él, de valamivel kevésbé elterjedt. Behurcolással is kerülhetnek hazánkba példányai. Adatai: Zirc (Kuthy 1897); Pécs (Kaufmann 1914); Kőszeg (Kaszab 1937); Sopron (Győrfi 1944); Füzér (Hegyessy & Kovács 1997).

Monochamus galloprovincialis pistos – Hazánkban csak ez az alfaj él, sokfelé elterjedt, neveléssel könnyen gyűjthető.

Monochamus saltuarius – Ritkább *Monochamus* faj. Hazánkban csak kevés helyen él, de a Kőszegi-hegységben Kovács Tibor útmutatása alapján ismételt

sikerült gyűjteni. Sopron: Klastrom-hegy, Károly magaslat, Várhely; Kőszeg: Hétforrás (Kovács & Hegyessy 1992).

Monochamus urussovi – Kaszab (1971) még nem ismerte hazánkból. Észak-európai és szibériai faj. Különböző fenyő épületfával hurcolták be, megtelepedése elképzelhető, de még nem bizonyított. Kovács és Hegyessy (1992) hazánkból 8 adatát gyűjtötte össze: Sopron, Budapest, Nyíradony, Berettyószentmárton, Sátoraljaújhely, Dunakeszi, Gödöllő, Tuzsér.

Herophila tristis tristis – Déli faj. A Vörös könyv hazánkból kipusztultnak említi, de a Dunántúl déli részén biztosan előfordul, Pécsről több friss adatunk is van. Adatai: Szekszárd (Kaszab 1971); Villányi-hegység: Tenkes-hegy, Harsányi-hegy (Horvatovich 1982); Kőszeg, Sopron (Hegyessy *et al.* 1999); Pécs, Boszorkányút, 1973.VII.18. leg: Eiter István in coll: dr Medvegy Mihály; Somlóvásárhely: Somló (dr Szél Győző szóbeli közlése).

Dorcadion (Carinatodorcadion) cervae – Kaszab (1971) és Althoff & Danilevszky (1997) alfajnak tekinti, de már régebben is vitatott volt faji, alfaji státusza. Újabban is több szerző kezeli önálló fajként (Slama 1998, Siska 1997), magam is önálló fajnak tartom. Nagyon kicsinek tekinthető elterjedése miatt élőhelyének (Dömsöd: Apajpuszta, Kiskunsági Nemzeti Park – Podlussány 1974) védelme feltétlenül indokolt. Itt általában nagy számban él, egy-egy májusi napon akár több száz példánnyal is találkozhatunk. Ugyanakkor volt olyan év (2000), amikor a magas belvíz következtében alig tudtam megfigyelni a fajt. Léte ennek a kis szikes pusztai élőhelynek a fennmaradásától függ.

Dorcadion (Pedestredorcadion) pedestre kaszabi – Együtt fordul elő a *Dorcadion cervae*-vel Apajpusztán (Kaszab 1971), hasonlóan nagy számban.

Leiopus punctulatus – Hazánkban csak kevéssé elterjedt északi faj. Adatai: Hajmáskér, Szeremle (Kaszab 1971); Zemplén: Köves-patak-völgye (Szerényi 1983); Kisterenye, Rudabányácska: Tarda-völgy (Kovács & Hegyessy 1992); Bükk-hegység (Merkl *et al.* 1996); Regéc, Gyöngyöstarján (Kovács & Hegyessy 1997a); Sátoraljaújhely (Hegyessy & Kovács 1997); Kisterenye (1996. IV. 11., ex larvae, Kovács Tibor, id. Kovács Tibor és dr. Medvegy Mihály).

Exocentrus stierlini – Bár Kaszab (1971) is átveszi irodalmi adatait (Budapest, Háros-sziget), friss bizonyító példányunk nincs.

Pogonocherus (Pityphilus) ovatus – Hazánkban szórványos előfordulású. Adatai: Fenyőfő (Medvegy 1987); Órség: Csörötnek, Farkasfa, Óriszentpéter (Hegyessy & Kovács, 1996); Mátra: Tar (Kovács & Hegyessy 1997a); Sátoraljaújhely (Hegyessy 1997), Ágfalva, Bozsok, Kőszeg, Sopron, Velem (Hegyessy *et al.* 1999).

Deroplia genei – Hazánkban szórványos elterjedésű, déli faj. Adatai: Pécs (Kaufmann 1914); Kőszeg (Kaszab 1937); Sukoró: Meleg-hegy (Kovácsné 1955); Balatonudvari (Medvegy 1987); Zemplén: Sátor-hegy (Kovács & Hegyessy

1993); Noszvaj: Síkfőkút (Merkl *et al.* 1996); Kőszeg, Velem (Hegyessy *et al.* 1999); Pilis: Nagy-Csikóvár (dr. Muskovits József szóbeli közlése).

Agapanthia cardui pannonica – Althoff-Danilevskij (1997) szerint valamennyi eddigi *Agapanthia cardui* magyarországi adat erre az alfajra vonatkozik, mindenfelé elterjedt.

Agapanthia maculicornis – Bár Kaszab (1971) a budai hegyekből (Farkasvölgy, Kis-Svábhegy, Máriaremete, Sas-hegy) is nagyobb számban említi, ezen területekről évtizedek óta nem került elő. A Vác melletti Naszályon találhatjuk nagyobb számban (itt Hajek Pál fedezte fel). Az élőhely kicsi, fokozott védelmet érdemelne. Adatai: Mecsek: Bakonya (Horvatovich 1979); Órtilos: Dráva-part (Horvatovich 1995); Vác (Kovács 1997),

Agapanthia cynarae – Hazánkból ugyan van néhány adata, mégis elképzelhető, hogy tévedésről van szó, s hogy e déli faj nem él hazánkban. (A kissé megsötétedett *Agapanthia villosoviridescens* példányoknál a Kaszab (1971) által megadott határozói bélyeg nem megbízható.) Adatai: Budapest, Pécs (Csiki 1903); Kaposvár (Kaszab 1971); Mecsek: Tubes (Horvatovich 1979); Sárospatak (Hegyessy & Kovács 1997)

Agapanthia osmanlis – Kaszab (1971) még nem közli hazánkból. Gaskó (1998) foglalkozik részletesen Csongrád és Békés megyei hazai megjelenésével. Adatai: Apátfalva, Kövegy, Szeged (Kovács 1997); Algyő, Baks, Battonya, Csanytelek, Deszk, Kiszombor, Klárafalva, Magyarcsanád, Makó, Mindszent, Nagylak, Székkutas.

Agapanthia intermedia – Kaszab (1971) *morpha*-nak tekintette, hazánkban meglehetősen ritkának tartotta. Valószínűleg, *Agapanthia violacea*-ként sok gyűjteményben megtalálható. Adatai: Budapest, Pákozd, Siófok, Villány, Zirc (Kaszab, 1971); Kisterenye (Kovács & id. Kovács 1995); Gyöngyös: Gyöngyöspata, Nagybatony (Kovács & Hegyessy 1997a); Felsőtárkány, Sopron (Kovács 1997); Aggteleki NP: Jósvalfő, Szögliget, (Kovács & Hegyessy 1999); Ják, Pinnye, Sopron, Vasalja (Hegyessy *et al.* 1999); Dunakiliti (1997. V.24. több példány, Kovács Tibor, id. Kovács Tibor, dr. Soltész György, dr. Medvegy Mihály közös gyűjtése).

Calamobius filum – Kaszab (1971) még nagyon ritkának tartotta hazánkban (Balatonlelle, Budapest, Sopron), de az utóbbi 20 évben gyors északi irányú terjedését figyelhettük meg: sok helyről, nagy számban került elő: Balatonakali, Balatonalmádi, Enying, Dunakeszi, Veszprém (dr. Medvegy Mihály).

Theophilea subcylindricollis – Kaszab (1971) még rendkívüli ritkaságként említette ezt az egyébként déli fajt. Az utóbbi 20 évben hazánk sok pontjáról előkerült, tömeges előfordulásúvá vált. Intenzív terjedésű fajról van szó, de amikor az első példányok előkerültek Balatonföldvárról (Szalóki 1976), még nagy szenzációnak számított. Enying, Balatonalmádi, Veszprém, Baks (dr. Medvegy Mihály).

Anaerea similis – Hazánkban csak szórványosan elterjedt. Adatai: Budapest, Pécs (Csiki 1903); Pécs (Kaufmann 1914); Kőszeg (Kaszab 1937); Bátorliget (Kaszab 1971); Nagyvisnyó, Sopron, Szendrőlád (Bükk-h), Viszló (Kovács 1997).

Compsidia quercus – Tőlünk délkeletre élő faj. Kaszab (1971) a hazánkból származó bizonytalan irodalmi adatokat kételkedve fogadta, ezeket a bántási előfordulásra vonatkoztatta. Azóta sem került elő hazánkból.

Menesia bipunctata – Hazánkban szórványos elterjedésű. Adatai: Baja (Kaszab 1971); Gemenc: Alsópörböly (Palotás 1995); Őrség: Apátistvánfalva, Farkasfa, Hegyhátszentjakab, Szakonyfalva, Szalafő, Szőce (Hegyessy & Kovács, 1997); Beregdaróc, Darány, Kőszeg (Kovács & Hegyessy, 1997b); Dunakiliti, Mosonmagyaróvár (Kovács 1997); Aggteleki NP: Szögliget: Ménes tó (Kovács & Hegyessy 1999); Dunakiliti, 1997. V.24. ex imágó, (Kovács Tibor, id.Kovács Tibor, dr. Soltész György, dr. Medvegy Mihály közös gyűjtése); Ócsa, Tarpa (dr. Muskovits József szóbeli közlése).

Pilemia tigrina – Hazánkban nagyon kevés helyen fordul elő, akárcsak tápnövénye az *Anchusa barrelieri*. Mezőkovácsházán ismételt megfigyelésünk szerint erős populációja él, de az út mellett élő tápnövénye, s így az ottani populáció véleményünk szerint nagy veszélyben van (dr. Muskovits József, Rábai Gábor, dr. Soltész György, dr. Medvegy Mihály közös megfigyelései). További adatai: Pécs (Kaufmann 1914), Simontornya, Mezőkovácsháza (Kaszab 1971); Magyarbánhegyes (Kovács 1997)

Phytoecia (Musaria) rubropunctata – Kaszab (1971) említi hazánkból ezt a déli fajt (Budapest, Gyenesdiás, Siófok, Sukoró), de Slama (1987) szerint Közép-Európában nem fordul elő, határozói tévedésről van szó. A *rubropunctata*-nak tartott állatok valójában *Phytocia argus*-ok. Althoff & Danilevskij (1997) szerint sem él Magyarországon.

Phytoecia (Cardoria) scutellata – Hazánkban szórványos elterjedésű pontomediterrán faj, mely kora tavaszi előfordulása miatt csak kis számban került gyűjteményekbe. Amióta Kovács közölte tápnövényét, kissé több helyről, s nagyobb számban került elő. Adatai: Balatonendréd, Budapest: Sas-hegy, Esztergom, Kaposvár, Legénd, Pécel, Pécs, Ságvár, Siófok, Zamárdi (Kaszab 1971); Ágfalva (Győrfi 1944); Pannonhalma, Várpalota (Medvegy 1987); Bátonyterenye (Kovács 1989b); Sátoraljaújhely (Hegyessy & Kovács 1997); Gyöngyöspata (Kovács & Hegyessy 1997a); Pomáz (dr. Medvegy Mihály, Rábai Gábor közös gyűjtései); Budapest – Békásmegyér (Rábai Erzsébet, Rábai Gábor, Medvegy Judit, dr. Medvegy Mihály közös gyűjtései).

Phytoecia (Opsilia) molybdaena – Hazánkban szórványos előfordulású, déli faj. Kis termetű, s a gyakoribb *Phytoecia uncinata*-hoz eléggé hasonló fajról van szó, esetleg egy-egy gyűjteményben *uncinata*-ként megbújhat. Adatai: Balaton-

endréd (Kaszab 1971); Várpalota (Medvegy 1987); Fekete-erdő (1997. V.24., több tucat példány dr. Merkl Ottó útmutatása alapján dr. Soltész György, Kovács Tibor, id. Kovács Tibor, dr. Medvegy Mihály közös gyűjtése).

Oberea pedemontana – Hazánkban szórványos előfordulású déli faj. Mivel tápnövényei, a bengefélék foltokban fordulnak elő, erdészeti szempontból nem minősülnek értékes növénynek, ráadásul méretük (cserjék) alapján könnyen kivághatók – ezen cincérfaj egész állománya tűnhet el „tereprendezés” során. Adatai: Kalocsa, Hajós (Csiki 1903); Darány: Tiva-tavak (Horvatovich 1981); Őrség: Farkasfa, Felsőszőlőnk (Hegyessy & Kovács 1996); Lepsény (dr. Szerényi Gábor, dr. Medvegy Mihály közös gyűjtése Bacsik Ferenc útmutatása alapján); Darány (több példány, 1999. VI.19. dr. Muskovits József, Székely Kálmán, Rahmé Zoltán szóbeli közlése).

Oberea moravica – az *Oberea euphorbiae*-től elkülönített faj (Kratochvil 1989), így adatait illetően az *Oberea euphorbiae* példányokat kell átvizsgálni. A Duna (Érd) és a Tisza-Maros (Szeged, Makó) mellől származó adatok a *moravica*-ra vonatkoznak. Az *Oberea euphorbiae* a kevésbé elterjedt faj, hazánk északkeleti vidékén él, de az Alföldön (Kunpeszér) is megtalálható.

Tetrops gilvipes – Kaszab (1971) még a *Tetrops starki* aberrációjaként szerepelteti, de szerinte hazánkban nem fordul elő. Althoff & Danilevskij (1997) szerint él Magyarországon, akárcsak a környező országokban. Adatait illetően a *Tetrops starki* példányokat kell átvizsgálni.

Összefoglalás

Összefoglalásul felsorolom a hazánkban életfeltételeiket megtaláló, illetve hazánkban csak perempopulációként élő („N”) cincérfajokat, melyek az értékszámuk alapján, illetve valamelyik szempont szerint fokozottan veszélyeztetettnek tekinthetők. Felsorolom továbbá a hazánkban valószínűleg egyáltalán elő sem forduló, továbbá az elégtelen ismeret miatt nem besorolt fajokat is.

Az összesített értékszám alapján (>20 pont) fokozottan veszélyeztetett cincérfajaink:

Akimerus schaefferi: 40, *Pseudogaurotina excellens* („N”): 25, *Vadonia steveni*: 32, *Brachyleptura erythroptera*: 160, *Leptura aethiops*: 32, *Necydalis major*: 50, *N. ulmi*: 200, *Molorchus (Glaphyra) salicicola*: 40, *Ropalopus ungaricus* („N”): 50, *R. insubricus*: 100, *R. spinicornis*: 100, *Pronocera angusta* („N”): 32, *Phymatodes (Reitteroderus) puncticollis* („N”): 50, *Lioderina linearis*: 80, *Xylotrechus (Rusticoclytus) pantherinus*: 200, *Clytus tropicus*: 25, *Chlorophorus hungaricus*: 80, *Dorcadion (Carinatodorcadion) cervae*: 40, *D. (Pedestredor-*

cadion) pedestre kaszabi: 40, *Leiopus punctulatus* („N^o”): 80, *Pogonochaerus (Pityphilus) ovatus*: 40, *Deroplia genei*: 80, *Agapanthia maculicornis*: 200, *A. (Agapanthiola) leucaspis*: 40, *Pilemia hirsutula*: 32, *P. tigrina* („N^o”): 80, *Phytoecia (Cardoria) scutellata*: 128, *P. (Opsilia) molybdaena*: 40, *Oberea pedemontana*: 200.

Elsősorban vagy csak kizárólagosan hazánkban élő fajok:

Molorchus salicicola, *Dorcadion (Carinatodorcadion) fulvum fulvum*, *D. (Carinatodorcadion) cervae*, *Dorcadion (Pedestredorcadion) pedestre kaszabi*.

Csak szórványos elterjedtségű fajok:

Tragosoma depsarium („N^o”), *Saphanus piceus piceus*, *Akimerus schaefferi*, *Pachyta lamed* („N^o”), *Nivellia saguinosa*, *Brachyleptura erythroptera*, *Pedostrangalia revestita*, *Necydalis major*, *N. ulmi*, *Gracilia minuta*, *Stenhomalus (Obriopsis) bicolor*, *Nathrius brevipennis*, *Ropalopus ungaricus* („N^o”), *R. insubricus*, *R. spinicornis*, *Phymatodes (Reitteroderus) puncticollis* („N^o”), *P. (Paraphymatodes) fasciatus*, *Lioderina linearis*, *Xylotrechus (Rusticoclytus) pantherinus*, *Clytus tropicus*, *Chlorophorus hungaricus*, *Monochamus saltuarius* („N^o”), *Purpuricenus kaehleri* („N^o”), *P. globulicollis* („N^o”), *P. budensis*, *Pogonocherus (Pityphilus) ovatus*, *Deroplia genei*, *Agapanthia maculicornis*, *A. (Agapanthiola) leucaspis*, *Menesia bipunctata*, *Phytoecia (Opsilia) molybdaena*, *Oberea pedemontana*.

Csak nehezen gyűjthető, megfigyelhető fajok:

Tragosoma depsarium („N^o”), *Gnathacmeops pratensis* („N^o”), *Brachyleptura erythroptera*, *Necydalis major*, *N. ulmi*, *Ropalopus spinicornis*, *Phymatodes (Reitteroderus) puncticollis* („N^o”), *Xylotrechus (Rusticoderus) pantherinus*, *Clytus tropicus*, *Leiopus punctulatus* („N^o”).

A gyűjtők által ritkának észlelt fajok (elterjedtségük és gyűjthetőségük pontszámának szorzata > 2):

Tragosoma depsarium („N^o”): 25, *Saphanus piceus*: 2,5, *Oxymirus cursor* („N^o”): 4, *Akimerus schaefferi*: 5, *Pachyta lamed* („N^o”): 4, *Gnathacmeops pratensis* („N^o”): 10, *Nivellia sanguinosa* („N^o”): 5, *Brachyleptura erythroptera*: 25, *Pedostrangalia revestita*: 10, *Leptura aethiops*: 4, *L. arcuata* („N^o”): 4, *Necydalis major* („N^o”): 25, *N. ulmi*: 50, *Trichoferus cinereus* („N^o”): 4, *Stromatium fulvum* („N^o”): 4, *Gracilia minuta*: 5, *Stenhomalus (Obriopsis) bicolor*: 5, *Nathrius brevipennis*: 5, *Ropalopus femoratus*: 15, *R. ungaricus* („N^o”): 12,5, *R. insubricus*: 12,5, *R. spinicornis*: 25, *Pronocera angusta* („N^o”): 4, *Phymatodes (Reitteroderus) puncticollis* („N^o”): 25, *P. (Paraphymatodes) fasciatus*: 5, *Lioderina linearis*: 5, *Xylotrechus (Rusticoclytus) pantherinus*: 25, *Clytus tropicus*: 25, *Chlorophorus hungaricus*: 2,5, *Isotomus speciosus*: 4, *Purpuricenus kaehleri* („N^o”): 2,5, *Purpuricenus globulicollis* („N^o”): 5, *P. budensis*: 2,5, *Lamia textor*: 4, *Leiopus punctulatus*: 10,

Pogonochaerus (Pityphilus) ovatus: 5, *Deroplia genei*: 10, *Agapanthia maculicornis*: 5, *Agapanthia (Agapanthiola) leucaspis*: 2,5, *Menesia bipunctata*: 2,5, *Stenostola dubia*: 4, *Phytoecia (Cardoria) scutellata*: 4, *P. (Opsilia) molybdaena*: 2,5, *Oberea pedemontana*: 10.

Hazánkban ritkának tűnő fajok, mivel itt csak perempopulációjuk él („N” jelzésű fajok), de máshol (például már valamelyik szomszédos országunkban is) kifejezetten gyakoriak, és biztosan nem is veszélyeztetettek (értékszámuk < 1):

Pachyta quadrimaculata, *Carilia virginea*, *Pidonia lurida*, *Lepturobosca virens*, *Monochamus sutor*, *M. sartor*.

Biotópjai veszélyben vannak (c-d-e jelzés):

Rhamnusium bicolor gracilicorne, *Vadonia steveni*, *Brachyleptura erythroptera*, *Leptura aethiops*, *Cerambyx cerdo*, *C. miles* („N”), *C. velutinus* („N”), *Molorchus (Glaphyra) kiesewetteri*, *Deilus fugax*, *Ropalopus ungaricus* („N”), *R. insubricus*, *Leioderes kollari*, *Semanotus ruscicus*, *Phymatodes (Reitteroderus) glabratus*, *P. (Paraphymatodes) fasciatus*, *Lioderina linearis*, *Xylotrechus (Rusticoclytus) pantherinus*, *Xylotrechus arvicola*, *Chlorophorus hungaricus*, *Purpuricenus globulicollis* („N”), *P. budensis*, *Morinus funereus*, *Herophila tristis tristis*, *Dorcadion (Carinatodorcadion) cervae*, *D. (Pedestredorcadion) pedestre kaszabi*, *Leiopus punctulatus*, *Exocentrus punctipennis*, *Pogonocherus (Pityphilus) ovatus*, *Oplosia fennica*, *Agapanthia maculicornis*, *A. kirbyi*, *A. cynarae cynarae* („N”), *A. (Agapanthiola) leucaspis*, *Mesosa curculionoides*, *Anaerea similis* („N”), *Saperda punctata*, *S. perforata*, *S. octopunctata*, *Stenostola ferrea*, *S. dubia*, *Pilemia hirsutula*, *P. tigrina*, *Phytoecia (Cardoria) scutellata*, *P. (Musaria) argus*, *P. coerulea*, *P. (Opsilia) molybdaena*, *P. (Opsilia) uncinata*, *Oberea pedemontana*.

Irodalmi adatok (elsősorban Kaszab 1971) alapján felkerült ugyan a listára, de valószínűleg nem él hazánkban, vagy hazai előfordulása nagyon kérdéses:

Pseudogaurotina excellens, *Judolia sexmaculata*, *Hesperophanes cinereus*, *Paleocallidium coriaceum*, *Chlorophorus trifasciatus*, *Exocentrus stierlini*, *Agapanthia cynarae*, *Compsidia quercus*, *Phytoecia (Musaria) rubropunctata*.

Behurcolt faj, tartós megtelepedése még kérdéses:

Monochamus urrusovi.

A faj vagy alfaj megítéléséhez további adatok szükségesek („?”-es fajok):

Rhamnusium bicolor bicolor, *Stenopterus rufus geniculatus*, *Monochamus urrusovi*, *Exocentrus stierlini*, *Agapanthia cynarae canarae*, *A. intermedia*, *Compsidia quercus*, *Phytoecia (Musaria) rubropunctata*, *Oberea (Amaurostoma) moravica*, *Tetrops gilvipes*.

A besorolások, értékszámok lehetőséget adnak, hogy tárgyilagosan ítélhessük meg a hazánkban élő cincérek veszélyeztetettségét. A fokozott veszélyeztetettnek megítélt fajokat (értékszám > 20) és azokat, melyeknek biotópjá veszély-

ben van (c-d-e fokozat) fokozottan kellene figyelni, követni. Ehhez a faunisztikai adatok alapján ki kellene választani ezen fajok legalább néhány olyan élőhelyét, ahol a faj erős populációja él, és ezeket az élőhelyeket megfelelően fel kell mérni, fokozottan kell ellenőrizni, védeni, és bennük a kérdéses fajt monitorozni. Amennyiben a monitorozás a védendő faj populációjának csökkenését jelezné, az élőhelyet mesterséges eszközökkel (például megfelelő tápnövény betelepítés) fel kell javítani.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozom az írásban eddig nem közölt cincéradatok átengedéséért valamennyi gyűjtőtársamnak, továbbá természettudományi múzeumaink munkatársainak.

Köszönöm a nyers kézirat átnézését és a hasznos tanácsokat Hegyessy Gábornak, Kovács Tibornak, dr. Merkl Ottónak, dr. Muskovits Józsefnek és dr. Szerényi Gábornak, illetve a lektori tanácsokat Gaskó Bélának és Peregovits Lászlónak.

Irodalomjegyzék

- Ádám, L. (1988): Békés megye bogárfaunája V., Cerambycidae (Coleoptera). – *Fol. ent. hung.* **49**: 217–225.
- Adlbauer, K. (1981): Zur Taxonomie von *Purpuricen* *globulicollis* Muls. und *Phytoecia julii* Muls. (Coleoptera, Cerambycidae). – *Nachrichtenbl. Bayer. Ent.* **30**(2): 17–24.
- Allenspach, V. (1973): *Insecta Helvetica*, Catalogus 3., Coleoptera, Cerambycidae. – *Ent. Ges. Zürich.* 1–216 pp.
- Althoff, J. & Danilevskij, Ml. (1997): A check-list of longicorn beetles (Coleoptera, Cerambycidae) of Europe. – *Slovensko entomolosko drustvo, Stefana Michielija, Ljubljana*, 1–64 pp.
- Ambrusz, P. (1955): A lucernacincér (*Plagionotus floralis* Pall.). – *Növénytermelés* **4**(2): 187–189.
- Angelov, P. (1967): Beitrag zur Kenntnis der bulgarischen Cerambyciden-Arten (Coleoptera). – *Travaux scient., Ecole Norm. super., 5. biol.* 115–128.
- Angelov, P. (1995): *Fauna na Blgarija 24, Coleoptera, Cerambycidae I.* – Izd. Blg. Akad. Nauk, Sofija, 206 pp.
- Balás, G. & Sáringer, Gy. (1982): Cincérfélék – Cerambycidae. – In: Balás G. & Sáringer Gy. (szerk.): *Kertészeti kártevők*. 2. kiadás, Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 466–470.
- Baranyovits, F. (1944): A lucerna egy új kártevője *Clytus* (= *Plagionotus*) *floralis* Pall. – *Növényegészségügyi Évkönyv* **2–4**: 386–389.
- Bense, U. (1995): *Longhorn beetles. Illustrated key to the Cerambycidae and Vesperidae of Europe.* – Margrat Verlag, Weikersheim, 512 pp.
- Bijiaoui, R. (1986): *Atlas des Longicornes de France.* – Editions la duraulié, tables: 1–56.
- Bily, S. & Mehl, O. (1989): Longhorn beetles (Coleoptera, Cerambycidae) of Fennoscandia and Denmark. – *Fauna Ent. Skand.* **22**: 1–203.
- Bocanek, J. (1990): Dalsí nález *Calamobius filum* (Rossi, 1790) na jihovychnodni Moravé. – *Zprávy cs. spol. ent. ČSAV* **26**: 147.
- Bokor, E. (1927): Kaufmann Ernő dr. bogárgyűjteményének cincérei. – *Folia ent. hung.* **1**(4): 125–132.

- Borsos S. (1998): Adatok Marcali környékének cincérfaunájához (Coleoptera: Cerambycidae). – *Somogyi Múzeumok Közleményei, Kaposvár* **13**: 287–289.
- Breuning, S. (1951): Revision du genre *Phytoecia* Muls (Coleoptera, Cerambycidae). – *Ent. Arb. Mus. G. Frey* **2**: 1–460.
- Breuning, S. (1954): Revision von 35 Gattungen aus der Gruppe der Saperdini Muls. (Coleoptera, Cerambycidae). – *Ent. Arb. Mus. G. Frey* **5**: 401–567.
- Breuning, S. (1958a): *Catalogue des Lamiaires du Monde (Coleoptera, Cerambycidae)*. – G. Frey, München, 1069 pp.
- Breuning, S. (1958b): Revision du genre *Exocentrus* Mulsant (Coleoptera, Cerambycidae). – *Bull. Brit. Mus., Entomology* **7**: 209–328.
- Breuning, S. (1960–62): Revision systematique des espèces du genre *Oberea* Mulsant du globe (Coleoptera, Cerambycidae). – *Frustula Entomol. La Spezia* **3–5**: 1–232.
- Breuning, S. (1962): Revision der Dorcadionini (Coleoptera, Cerambycidae). – *Ent. Abhandlungen Dresden* **27**: 1–666.
- Breuning, S. (1966): Revision der Agapanthiini der euroasiatisch – australischen Region (Coleoptera, Cerambycidae). – *Ent. Abhandlungen, Dresden* **34**: 1–144.
- Breuning, S. (1975): Revision de la tribue des Pogonocherini (Coleoptera: Cerambycidae). – *Folia ent. hung.* **28**: 9–53.
- Burakowski, B. (1979): Immature stages and bionomics of *Vadonia livida* F. (Col., Cerambycidae). – *Ann. Zool.* **35**: 25–42.
- Cserepanov, A. I. (1979–1985): *Uszacszi Szevernoj Azii, Cerambycidae I–VI*. – „Nauka” Szibirszkoe otделение, Novoszibirszk
- Csiki, E. (1903): Magyarország Cerambycidái. – *Rovartani Lapok* **10**: 1–212.
- Csiki, E. (1949): Über einen neuen Bockkafer der mitteleuropäischen Fauna. – *Hungarica Acta Biol.* **1/3**: 92–93.
- Demelt, C. (1956): Beitrag zu Biologie von *Monochamus galloprovincialis* Oliv. Variation pistora Germ. und *Monochamus saltuarius* Gebl. – *Entomol. Blätter* **52**: 38–42.
- Demelt, C. (1957): Interessante Beobachtungen am Bockkafer *Tragosoma deparisium* L. In: Karnten. Carinthia II, Naturwissenschaftliche Beiträge zur Heimatkunde Karntens, Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Vereines für Karnten, Klagenfurt **67**: 139–143.
- Demelt, C. (1958): Beitrag zur Kenntnis der Biologie Pal. Cerambyciden. *Necydalis major* L. und *Oberea euphorbiae* Germ. – *Entomol. blätter* **54**: 36–41.
- Demelt, C. (1966): *Die Tierwelt Deutschlands. II. Bockkafer oder Cerambycidae*. – VEB Fischer, Jena, 116 pp.
- Dolinka, B. (1958): A lencincér (*Phytoecia coerulea* Scop. Coleoptera, Cerambycidae) új magyar lenkártevő. – *Növénytermelés* **7**(1): 79–84.
- Endrődy, Y. S. (1959): A Börzsöny-hegység bogárfaunája IV. Cerambycidae. *Folia ent. hung.* **13**: 21–36.
- Fuss, C. (1868): Beiträge und berichtigungen zur Kaferfauna Siebenbürgens. – *Verhandlungen und Mitteilungen des siebenbürgischen Vereins für Naturwissenschaften* **6**: 1–4.
- Gaskó, B. (1978–79/1): Adatok a Szeged–körtöltés melletti erdősáv Cerambycidae faunájához. – *Móra Ferenc Múzeum Évkönyve, Szeged*, pp. 425–453.
- Gaskó, B. (1982): Cerambycid beetle developing on the willow, *Salix alba* in Körtvélyes. – *Tiscia* **17**: 143–154.
- Gaskó, B. (1984): Ritka Cerambycidákról. In: *Múzeumi kutatások Csongrád megyében, Szeged*, pp. 219–229.
- Gaskó, B. (1997): A *Molorchus salicicola* (Stiller 1934) – Coleoptera Cerambycidae – dél-alföldi jelentőségéről. – *Múzeumi kutatások Csongrád megyében, Szeged*, pp. 261–270.

- Gaskó, B. (1998): Cincérek a Maros-parton. – *A Makói Múzeum Füzetei, Makó*, pp. 165–180
- Gaskó, K. (1975): Adatok a Bakony-hegység Cerambycidae faunájához és egyes fajok életmódjához. – *VEAB Értesítő* **1**: 55. (abstract)
- Győrfi, J. (1944): Sopron környékének cincérei. – *Soproni Szemle, Sopron* **8**: 1–23.
- Győrfi, J. (1957): Cerambycidae – cincérfélék. In: *Erdészeti rovartan*, Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 220–234.
- Győrfi, J. (1962): Nyárfakárosító cincérek. – *Állattani Közlemények* **49**(1–4): 51–54.
- Hajóss, J. (1936): A gyümölcskereskedelem új veszedelme (*Leptida brevipennis* Muls.). – *Búvár* **2**: 871–874.
- Harde, K. W. (1966): B.9. Cerambycidae, Chrysomelidae. In: Freude H., Harde, K. W. & Lohse, G. A. (eds): *Die Käfer Mitteleuropas*. – Goecke-Evers, Krefeld, 94 pp.
- Hegyessy, G. (1992): Az Alpokalja cincérei. – *Savaria, a Vas Megyei Múzeumok Értesítője* **20**(2): 75–121.
- Hegyessy, G. (1997): Sátoraljaújhely környékének cincérei (Coleoptera, Cerambycidae). – *Zempléni Táj* (Zempléni Környezetvédelmi Egyesület), Sátoraljaújhely, 68 pp.
- Hegyessy, G., & Kovács, T. (1996): Az Órség cincérfaunája (Col. Cerambycidae). – *Savaria, a Vas megyei múzeumok értesítője, Szombathely* **23**(2): 141–161.
- Hegyessy, G., & Kovács, T. (1997): A Zempléni-hegység cincérei (Col. Cerambycidae). – *Folia hist. nat. Musei matraensis, Gyöngyös*, pp. 223–245.
- Hegyessy, G., Kovács, T., Nagy, F. & Palotás, F. (1999): Az Alpokalja cincérei II. (Coleoptera: Cerambycidae). – *Savaria, A Vas megyei múzeumok értesítője 1998, Szombathely* **25**(2): 205–242.
- Hellrigl, G. (1967): Die Cerambyciden Fauna von Südtirol. – *Koleopt. Rundschau* **45**: 3–75.
- Heyrovsky, L. (1955): *Tesarikoviti–Cerambycidae*. – Fauna CSSR, 5. Praha, 348 pp.
- Heyrovsky, L. (1967): *Theophilea cylindricollis* Pic., eine neue Bockkafergattung für Mitteleuropa (Col., Cerambycidae). – *Acta ent. bohemoslov.* **64**: 235.
- Heyrovsky, L. (1971): Neue Cerambyciden-Formen (Col.) in der Karpathen-Becken aus dem Ungarischen Naturwissenschaftlichen Museum (Budapest). – *Folia ent. hung.* **24**: 339–341.
- Heyrovsky, L. & Slama, M. (1992): *Tesarikovitf. Coleoptera, Cerambycidae*. – *Nakladatelství Kabourek, Zlin*, 368 pp.
- Hieke, F. (1975): Cincérek családja (Cerambycidae). In: *Urania Állatvilág, Rovarok*. – Gondolat Kiadó Budapest, pp. 239–243.
- Hladil, J. (1988): A new Central European species of the genus *Theophilea* Pic (Coleoptera, Cerambycidae). – *Annot. Zool. et botan., Bratislava* **188**: 1–5.
- Holzschuh, C. (1981): Beitrag zur Kenntnis der europäischen Tetrops Arten (Cerambycidae). – *Koleopt. Rundschau* **55**: 77–89.
- Holzschuh, C. (1984): Beschreibung neuer Arten aus der unmittelbaren Verwandtschaft von *Phytoecia* (*Pilemia*) *tigrina* (Cerambycidae, Col.). – *Koleopt. Rundschau* **57**: 167–175.
- Horion, A. (1974): *Cerambycidae – Bockkafer. Faunistik der mitteleuropäischen Käfer*. Bd. 12. – Überlingen, 228 pp.
- Horion, A. (1975): Nachtrag der Faunistik der mitteleuropäischen Cerambyciden (Col.). – *Nachrichtenblatt bayer. ent.* **6**: 97–115.
- Horváth, Z. (1985): A sárgagyűrűs bogáncscincér (*Agapanthia dahli* Richt.) megjelenése a magyarországi napraforgó kultúrákban. – *Növényvédelem* **21**: 189–190.
- Horváth, Z. (1987): Az *Oberca erythrocephala* Schrank (Col., Cerambycidae) egyedszám-korlátozó szerepe farkas kutyatej (*Euphorbia cyparissias* L.) állományokban. – *Növényvédelem* **23**: 545–549.

- Horváth, Z. & Bujáki, G. (1988): Újabb adatok a napraforgón károsító *Agapanthia dahli* Richt. (Col., Cerambycidae) biológiájához. – *Növényvédelem* **24**: 298–302.
- Horvatovich, S. (1976): Ritka bogárfajok a barcsi ősborkás és a Villányi-hegység területéről. – *Dunántúli dolgozatok, Pécs* **10**: 48–49.
- Horvatovich, S. (1979): Hazánk faunájára új és ritka bogárfajok a Dél- és Nyugat-Dunántúlról (Coleoptera). – *Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* (1978), Pécs **23**: 15–17.
- Horvatovich, S. (1980): Hazánk faunájára új és ritka bogárfajok a Dél- és Nyugat-Dunántúlról II. (Coleoptera). – *Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* (1979), Pécs **24**: 40–41.
- Horvatovich, S. (1981): Hazánk faunájára új és ritka bogárfajok a Dél- és Nyugat-Dunántúlról III. (Coleoptera). – *Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* (1980), Pécs **25**: 79–83.
- Horvatovich, S. (1982): Hazánk faunájára új és ritka bogárfajok a Dél- és Nyugat-Dunántúlról IV. (Coleoptera). – *Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* (1981), Pécs **26**: 25–27.
- Horvatovich, S. (1992): A Béda-Karapancsa Tájvédelmi Körzet cincérei. – *Dunántúli dolg. Term.tud. Sorozat, Pécs* **6**: 133–140.
- Horvatovich, S. (1995): A dráva mente cincérfaunája (Coleoptera: Cerambycidae). – *Dunántúli dolg. Term.tud. Sorozat, Pécs* **8**: 93–97.
- Horvatovich, S. (1998): A Dráva mente cincérfaunája (Coleoptera: Cerambycidae), II. – *Dunántúli dolg. Term.tud. Sorozat, Pécs* **9**: 243–247.
- Kadera, M. (1969): *Oberea pupillata* (Gyll.) (Col. Cerambycidae) – nový hostitel *billaea irrorata* Meig. – *Zprávy cs. spol. ent. CSAV* **5**: 50.
- Kanabé, D. (1929): Debrecen és környéke bogárfaunájának Cerambycidái. – *Debreceni Szemle* **3**: 81–100, 300–314.
- Kanabé, D. (1933): A Phymatodes testaceus L. és változatainak determináló táblázata. – *Debreceni Szemle* **7**: 301–320.
- Kanabé, D. (1934): Néhány új és érdekes cincér (Cerambycidae) változat. – *Debreceni Szemle* **8**: 370–375.
- Kardasch, G. (1939): Neue *Rosalia alpina* L. Abarten aus dem Weissen Karpathen und andere dort vorkommende seltene Coleopteren. – *Entomologisches Nachrichtenblatt* **13**: 65–67.
- Kaszab, Z. (1937): *A virágcincérek hangadó szervének alak- és rendszertani vizsgálata.* – Kovács Nyomda, Jászberény, 19 pp.
- Kaszab, Z. (1937): A Kőszegi Múzeum közleményei. A Kőszegi-hegység bogárfaunájának alapvetése. – *Vasi Szemle, Szombathely* **4**: 161–178.
- Kaszab, Z. (1971): *Cincérek–Cerambycidae.* In: Magyarország állatvilága (Fauna Hungariae), IX, 5. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 283 pp.
- Kaszab, Z. (1981): The species of Malacodermata, Eucinetidae, Heteromera, Cerambycidae and Bruchidae from the Hortobágy National Park (Coleoptera). In: Mahunka, S. (ed.): *The fauna of the Hortobágy National Park, I.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 109–129.
- Kaufmann, H. (1914): Pécs város és Baranya vármegye bogárfaunája. In: Wessely és Horváth: Pécs, pp. 62–66.
- Klausnitzer, B. & Sander, F. (1981): *Die Bockkafer Mitteleuropas.* – Die neue Brehm–Bücherei 499, Wittenberg, 244 pp.
- Kovács, T. (1989a): *Kisterenye és környéke Cerambycidae faunája.* – Diplomamunka, KLTE, Debrecen, 64 pp.
- Kovács, T. (1989b): *A Phytoecia scutellata* Fabr. tápnövénye és életmódja (Coleoptera, Cerambycidae). – *Fol. Hist. Nat. Musei Matraensis* **14**: 125–127.
- Kovács, T. (1993): *Kisterenye és környékének cincérfaunája* (Coleoptera, Cerambycidae). – *Fol. Hist. Nat. Musei Matraensis* **18**: 49–68.

- Kovács, T. (1994): A Mátra Múzeum bogárgyűjteménye, Cerambycidae, Coleoptera. – *Folia Hist. Nat. Musei Matraensis* **19**: 137–164.
- Kovács, T. (1995): Data to the long-horned beetle fauna of Szigetköz, Mosoni-síkság and Észak-Hanság (Hungary) (Coleoptera, Cerambycidae). – *Folia ent. hung.* **56**: 57–67.
- Kovács, T. (1997): Magyarországi cincérek tápnövény- és lelőhelyadatai II. (Coleoptera, Cerambycidae). – *Fol. Hist. Nat. Musei Matraensis* **22**: 247–255.
- Kovács, T. & Hegyessy, G. (1989): A *Necydalis major* L. új magyarországi lelőhelye, adatok életmódjához (Coleoptera, Cerambycidae). – *Fol. Hist. Nat. Musei Matraensis* **14**: 129–131.
- Kovács, T. & Hegyessy, G. (1992): Új és ritka fajok Magyarország cincérfaunájában (Coleoptera, Cerambycidae). – *Fol. Hist. Nat. Musei Matraensis* **17**: 181–188.
- Kovács, T. & Hegyessy, G. (1993): Három melegkedvelő tölgyes Cerambycidae faunájának összehasonlítása. – *Fol. Hist. Nat. Musei Matraensis* **18**: 69–73.
- Kovács, T. & Hegyessy, G. (1995): Magyarországi cincér tápnövények (Coleoptera, Cerambycidae). – *Fol. Hist. Nat. Musei Matraensis* **20**: 185–197.
- Kovács, T. & Hegyessy, G. (1997a): A Mátra cincérfaunája (Coleoptera, Cerambycidae). – *Fol. Hist. Nat. Musei Matraensis* **22**: 203–222.
- Kovács, T. & Hegyessy, G. (1997b): Magyarországi cincérek tápnövény- és lelőhelyadatai (Coleoptera: Cerambycidae). – *Folia ent. hung.* **58**: 63–72.
- Kovács, T. & Hegyessy, G. (1999): Cerambycidae (Coleoptera) from the Aggtelek National Park. In: Mahunka, S. (ed.): *The Fauna of the Aggtelek National Park*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 255–264.
- Kovács, T., Hegyessy, G. & Soltész, Gy. (1995): Debrecen és környéke cincérfaunája (Coleoptera, Cerambycidae). – *Fol. Hist. Nat. Musei Matraensis* **20**: 175–184.
- Kovács, T. & id. Kovács, T. (1995): Két év eredményei Kisterenye és környéke cincérfaunájának vizsgálatában (Coleoptera, Cerambycidae). – *Fol. Hist. Nat. Musei Matraensis* **20**: 163–173.
- Kovácsné, Murai É. (1955): A Velencei-hegység Cerambycidae faunája. – *Folia ent. hung.* **8**: 135–156.
- Kovácsné, Murai É. (1958): Adatok a Kisalföld Cerambycidae faunájának ismeretéhez. – *Folia ent. hung.* **11**: 465–478.
- Kratochvíl, J. (1985): Two new European species of Cerambycidae (Coleoptera). – *Annotationes Zoologicae et Botanicae* **167**: 1–7.
- Kratochvíl, J. (1989): A new species of Oberea (Coleoptera, Cerambycidae) from Europe. – *Annotationes Zoologicae et Botanicae* **191**: 1–4.
- Kristin, A. (1992): Elateridae, Cerambycidae and Lucanidae in der Umgebung von Zvolen (Mittelslowakei) und bemerkungen zu ihrer Ökologie. – *Práce Slov. entomol. spol.* **9**: 51–62.
- Kristin, A. (1994): Bemerkungen zu den Bock- und Schnellkaferensynusien (Cerambycidae, Elateridae) an drei Wirtspflanzen in Orava und Polana Gebiet (Slowakei). – *Entomological Problems* **25**: 85–88.
- Kuthy, D. (1897): Coleoptera. In: Paszlavszky J. (ed.): *Fauna Regni Hungariae, III. Arthropoda*. 1990, Budapest, pp. 1–27, 5–214.
- Lampert, L. (1973): Genetic basis for the varietal forms of *Phymatodes testaceus* L. (Coleoptera, Cerambycidae). – *The Coleopterists Bulletin* **27**(2): 53–62.
- Magyar Közlöny (1993): 12/1993 (III.31.) KTM rendelethez a védett és fokozottan védett állatfajokról. Az 1/1982 rendelet módosítása. 36/1993.
- Medvegy, M. (1979a): Az ácsincér (*Ergates faber* L.) a Bakonyban. – *Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei, Veszprém* **14**: 264–265.
- Medvegy, M. (1979b): Észrevételek egy cincérgyűjtemény rendezése során. – *Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei, Veszprém* **14**: 266.

- Medvegy, M. (1986): Ritka cincérek a Vértesből. – *Vértesi Híradó. A Vértesi erdő- és fafeldolgozó gazdaság dolgozóinak lapja* **8**(3): 1.
- Medvegy, M. (1987): A Bakony cincérei. – *A Bakony természettudományi kutatásának eredményei, Zirc* **19**: 1–106.
- Medvegy, M. (2001): Hogyan határozhatjuk meg egy rovarfaj veszélyeztetettségét? – *Természetvédelmi Közlemények* **9**: 35–45.
- Medvegy, M. & Koloszá, A. (1984): Ritka cincérfaj a Bakonyból (Coleoptera: Cerambycidae). – *Fol. Mus. Hist.-Nat. Bakonyiensis* **3**: 125–126.
- Medvegy, M., Soltész, Gy., Szotter, L. & Koloszá, A. (1981): Egy ritka cincérfaj: A *Saphanus piceus* Laich. soproni gyűjtése során szerzett tapasztalataink. – *Savaria, a Vas megyei múzeumok értesítője* **15**: 51–53.
- Medvegy, N. (1994): Törvény által hiába védve. – *Természetbúvár* **54**: 38–39.
- Merkel, O. (1987): Cerambycidae from the Kiskunság National Park (Coleoptera). In: Mahunka, S. (ed.): *The Fauna of the Kiskunság National Park II.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 221–226.
- Merkel, O. (1996): Homokpuszta a város peremén. – *Természet* **3**: 448–451.
- Merkel, O. (1997a): Rejtőzködő vöröskönyvesek. Természetvédelem bogarász-szemmel. – *Természet* **4**: 108–109.
- Merkel, O. (1997b): Egy bogaras ország. Hol terem a magyar bogár? – *Természet* **4**: 250–252.
- Merkel, O. (1997c): Hívatlan bogárvendégek. – *Természet* **4**: 290–293.
- Merkel, O., Hegyessy, G. & Kovács, T. (1996): Cerambycidae (Coleoptera) from the Bükk National Park. In: Mahunka, S. (ed.): *The fauna of the Bükk National Park.* – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 309–326.
- Mészáros, Z. (1990): Cincérek – Cerambycidae. In: Jermy T. & Balázs K. (eds): *A növényvédelmi állattan kézikönyve 3/A.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 215–234.
- Miksic, R. (1971): *Katalog der Bockkafer (Cerambycidae) Jugoslawiens (Insecta, Coleoptera).* – Sarajevo, 70 pp.
- Miksic, R. & Georgijevic, E. (1971): *Cerambycidae Jugoslavije, I dio.* – Acad. nauka i umjet. Bosne i Hercegovine, 43, 3. Sarajevo, 175 pp.
- Miksic, R. & Georgijevic, E. (1973): *Cerambycidae Jugoslavije, II dio.* – Acad. nauka i umjet. Bosne i Hercegovine, 45, 4. Sarajevo, 153 pp.
- Miksic, R. & Korpic, M. (1985): *Cerambycidae Jugoslavije, III dio.* – Acad. nauka i umjet. Bosne i Hercegovine, 62, 5. Sarajevo, 148 pp.
- Móczár, L. (1969): Cincérek. In: *Állathatározó.* – Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 534–552.
- Muskovits, J. (1988): Egy ritka cincérfaj (*Obrium bicolor* Kraatz) bakonyi lelőhelye. – *Fol. Mus. Hist.-nat. bakonyiensis* **7**: 71–73.
- Muskovics, A., Muskovits, J. & Székely, K. (1991): Beszámoló a „Kárpát-medence faunisztikai feltárása” program keretében a „Szlovák Paradicsom” (*Slovensky Raj*) cincérfaunájáról végzett megfigyeléseinkről. A Szlovák Paradicsom Cerambycida faunájának alapvetése. – A Rovarárszati Napok díjnyertes pályamunkája, Kézirat, 24 pp.
- Neumann, V. & Kühnel, H. (1985): *Der Heldbock (Cerambyx cerdo).* – Die neue Brehm bücherei, a. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 103 pp.
- Novak, V., Hrozinka, F. & Stary, B. (1974): *Atlas hmyzích škodcov lesných drevín.* – Vydavateľstvo Priroda, Bratislava, pp. 23–29.
- Ódor, D. (1988): A megtalált borókacincér. – *Élet és Tudomány* **43**: 208–209.
- Palotás, F. (1995): Adatok a gemenci táj Cerambycida faunájához. – *Arter, Bajai Kulturális Szemle,* pp. 128–137.

- Palm, T. (1956): Zur Kenntnis der Biologie von *Acmeops pratensis* Laich. und verwandten Arten (Col. Cerambyciden). – *Opuscula Ent.* **21**: 233–245.
- Palm, T. (1957): Zur Kenntnis der Biologie und Ökologie von *Pachyta lamed* L. (Col. Cerambyciden). – *Entomol. Tidskrift arg.* **78**: 135–142.
- Palm, T. & Lundberg, S. (1959): Studier över *Acmeops marginata* Fabr. (Col. Cerambyciden). – *Opuscula Ent.* **24**: 185–191.
- Palm, T. (1960): Biologiska studier över *Stenocorus meridianus* L. (Col. Cerambyciden). – *Opuscula Ent.* **25**: 138–145.
- Panin, S. & Savilescu, N. (1961): *Cerambycidae (Croitori)*. – Fauna Rep. Pop. Romine, Insecta 10 (5). Bucuresti, 523 pp.
- Papp, K. (1943): *A magyar bogárfauna határozója*. – Ruskabányai Könyvkiadó Vállalat, Budapest, pp. 268–299.
- Plavilstshikov, N. N. (1936): *Cerambycidae (P.1)*. – Fauna of the USSR, Insects, Coleoptera, Vol. **21**: 1–612.
- Plavilstshikov, N. N. (1940): *Cerambycidae (P.2)*. – Fauna of the USSR, Insects, Coleoptera, Vol. **22**: 1–785.
- Plavilstshikov, N. N. (1958): *Cerambycidae, Subfamily Lamiinae, (P. 3)*. – Fauna of the USSR, Insects, Coleoptera, Vol. **23**: 1–592.
- Podlussány, A. (1974): *A Dorcadion fulvum cervae* J. Friv. ökológiai alfaj új változatai (Coleoptera, Cerambycidae). – *Folia ent. hung.* **27**(1): 183–186.
- Ptácnik, M. (1991): *Tesarikovití (Cerambycidae) Československa*. – Ptácnik, Praha, 167 pp.
- Rakoncay, Z. (ed.) (1990): *Vörös könyv*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 253–257.
- Rácz, G. (1972): Új cincérfaj a magyar faunában. – *Folia ent. hung.* **25**(2): 501.
- Redtenbacher, L. (1874): *Fauna Austriaca, die Käfer II*. – Wien, 571 pp.
- Reichart, G. (1950): *A Phytoecia pustulata* Schrk. (Cerambycidae, Coleoptera.) kártétele. – *Folia ent. hung.* **3**: 71–72.
- Reichart, G. (1969): Új kártevő szőlőinkben. – *Kertészet és Szőlészet* **18**(1): 11.
- Reitter, E. (1912): *Fauna Germanica. Die Käfer der deutschen Reiches. IV*. – Stuttgart.
- Sama, G. (1988): *Fauna d'Italia, Coleoptera, Cerambycidae*. – Ed. Calderini, Bologna, 216 pp.
- Sár J. (1992): Adatok Kétújfalu (Baranya megye) bogárfaunájához (Coleoptera). – *Folia ent. hung.* **53**: 205–224.
- Schimitschek, E. (1928): *Clytus lama* Muls. (Cerambycidae), ein bis jetzt wenig beachteter technischer Schädling an Nadelhölzern. – *Centralbl. f. d. ges. Forstwesen* **54**: 18–26.
- Schimitschek, E. (1929): Zur Lebensgeschichte und Lebensgemeinschaft von *Tetropium gabrieli* Weise und *Tetropium fuscum* L. – *Centralbl. f. d. ges. Forstwesen* **55**: 369–388.
- Siska, B. (1986): Príspevok k poznaniu fauny fuzacov (Cerambycidae) okresu Nitra. – *Rosalia (Nitra)* **3**: 165–175.
- Slama, M. (1965): Contribution to the taxonomy of the longhorned beetle *Gracilia minuta* (F.) (Syn. *Gracilia albanica* Csiki) and some notes on its bionomy (Coleoptera, Cerambycidae). – *Acta entom. bohemoslovaca* **62**: 300–302.
- Slama, M. (1967): Cerambycidae (Coleoptera) of Vihorlat, the Poloniny Carpathians and their foreland – species found by the author and remarks to their ecology and bionomy. – *Ac. Rer. Natur. Mus. Nat. Slov., Bratislava* **13**(2): 101–112.
- Slama, M. (1987): K vyskytu tesariku *Phytoecia rubropunctata* (Goeze) a *agapanthia intermedia* Ganglbauer v Československu. – *Zprávy Cs. společnosti entomologické při CSAV, Praha* **23**: 87–90.
- Slama, M. (1998): *Tesarikovití. Cerambycidae. České Republiky a Slovenské Republiky*. – M. Slama, Krhanice, 383 pp.

- Sobota, J. (1979): K bionómii a chovu tesaríku *Semanotus ruscicus* (F.) a *Phymatodes glabratus* charp. – *Zprávy cs. spol. ent. CSAV* **15**: 109–110.
- Stiller, V. (1934): Eine neue art der Gattung *Caenoptera* Thoms. aus Ungarn (Col. Ceramb.): *Caenoptera salicicola* nov. spec. – *Mitt. D. ent. Ges.* **5**: 37–39.
- Stiller, V. (1935): Beobachtungen über *Caenoptera salicicola* Stiller an der Heimatstatte (Col. Ceramb.). – *Entomol. Anzeiger* **15**: 41–44.
- Stöver, W. (1963): Beitrag zur Biologie von *Tragosoma depasarium* L. – *Entomol. blatter* **59**: 184–186.
- Svacha, P. & Danilevsky, M. L. (1987): Cerambycoid larvae of Europe and Soviet Union. Part I. – *Acta Universitatis Carolinae. Biologica* **30** (1986): 1–186.
- Svacha, P. & Danilevsky, M. L. (1988): Cerambycoid larvae of Europe and Soviet Union (Coleoptera, Cerambycoidea). Part II. – *Acta Univ. Carolinae* **31** (3–4): 121–284.
- Svacha, P. & Danilevsky, M. L. (1989): Cerambycoid larvae of Europe and Soviet Union (Coleoptera, Cerambycoidea). Part III. – *Acta Univ. Carolinae* **32** (1–2): 1–205.
- Szalai, L. (1969): Nálunk is szőlőkártevő az öves háncscincér. – *Növényvédelem* **5**(3): 135–140.
- Szalóki, D. (1976): A *Theophylea cylindricollis* Pic új lelőhelye hazánkban (Coleoptera, Cerambycidae). – *Folia ent. hung.* **29**(1): 152.
- Szarukán, I. (1986): A sárgarépat egy cincér (*Phytoecia nigripes* Voet.) károsította 1984–ben. – *Növényvédelem* **22**(11): 525.
- Szerényi, G. (1983): Adatok a zempléni cincérek cönológiájának ismeretéhez (Coleoptera, Cerambycidae). – *Folia ent. hung.* **44**(2): 333–336.
- Szontagh, P. (1967): A kis nyárfacincér (*Saperda populnea* L.) hazai életmódja és károsítása. – *Állattani Közlemények* **54**: 173–179.
- Szontagh, P. (1971): Adatok a nagy nyárfacincér (*Saperda carcharias* L.) hazai életmódjához és károsításához. – *Állattani Közlemények* **58**(1–4): 136–141.
- Szontagh, P. (1982): Bockkäfer der Pappeln und Weiden. – *Folia ent. hung.* **43**(1): 175–178.
- Tóth, L. (1968): Adatok a Balaton-felvidék bogár (Coleoptera) faunájához. – *Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei, Veszprém* **7**: 351–365.
- Trautner, J., Geigenmüller, K. & Bense, U. (1989): *Naturführer. Käfer I., Beobachten–Bestimmen.* – Neumann–Neudamm, Melsungen, pp. 102–198.
- Villiers, A. (1978): *Cerambycidae. Fauna des coleopteres de France.* 607 pp.
- Winkler, A. (1924–1932): Cerambycidae. In: *Catalogus Coleopterorum Regionis Palearcticae.* – Wien, pp. 1135–1226.
- Zahradník, J. & Chvála, M. (1989): *Insects. A comprehensive illustrated guide to insects of Britain and Europe.* – Artia, Prague, pp. 326–357.

Endangerment of the Hungarian longhorn beetles

M. Medvegy

Semmelweis University, Faculty of Health Sciences, Budapest
E-mail: drmm.l@drotposta.hu

Abstract: To judge the endangered longhorn beetles of Hungary (225 species or subspecies), seven different, objective points of view are suggested, taking into consideration also the similar studies about the vertebrates. 1) knowledge and investigation about the species; 2) capacity of self-adaptation; 3) difficulties of the ontogeny; 4) extension of the spreading area; 5) range in the

suitable biotops; 6) possibility for easy collecting; 7) endangeredness of the biotop. In every point of view different levels are separated: "a" and "b" are meaning that is no danger – 0.5 and 1.0 points, "c" means potential danger – 2.0 points, "d" and "e" are meaning significant danger – 5.0 and 10.0 points. "?" means that our knowledge is incomplete for the evaluation. At the last point of view (endangeredness of the biotop), the "N" means, that the investigated area of the species is only the edge of its real spreading area, therefore in this area the evaluation of the endangeredness is unreal. The product of multiplication of the seven values results in a characteristic feature of the endangeredness: < 1: surely without danger, 1–2: without danger, 3–8: probably danger, 9–20: danger, >20: great danger. Because of the quick reproduction of the insects, their survive is not endangered by the collectors, entomologists, on the contrary, the knowledge of the entomologists helps us to point and protect the biotop of the endangered species. In the list of the longhorn beetles are given the synonyms and the changes of the Latines names, too. Hungarian localitaten of the new and the endangered longhorn beetles species are detailed. The publication list includes the studies about longhorn beetles of Hungary.

Key words: longhorn beetles, endangeredness, protection of insects

A lapos sárkánybogár (*Pytho depressus*) első bizonyított magyarországi előfordulása a Villányi-hegységben (Coleoptera: Pythidae)

Sár József¹, Dudás György² & Merkl Ottó³

¹Janus Pannonius Múzeum, Természettudományi Osztály, 7601 Pécs, Pf. 347

²Duna–Dráva Nemzeti Park Igazgatósága, 7601 Pécs, Pf. 46

³Magyar Természettudományi Múzeum Állattára, Budapest, Pf. 137

E-mail: merkl@zoo.zoo.nhmus.hu

Összefoglaló: A tanulmány a Magyarország faunájára új lapos sárkánybogár (*Pytho depressus* (Linnaeus, 1767)) jellemzését és magyarországi élőhelyét mutatja be. Javaslatokat tesz az élőhely természetvédelmi kezelésére.

Kulcsszavak: lapos sárkánybogár, *Pytho depressus*, faunánkra új, természetvédelem, Villányi-hegység, Bisse, xiloszaprób bogarak

Bevezetés

A Duna–Dráva Nemzeti Park Igazgatósága és a Janus Pannonius Múzeum Természettudományi Osztályának szervezésében 1997. telén elkezdődhetett a Villányi-hegység átfogó bogárfaunisztikai kutatása.

A területen korábban a rendszeres koleopterológiai gyűjtések csak a futóbogarak (Carabidae) családjára korlátozódtak, e család adatait Horvatovich (1989) dolgozata foglalja össze. Az 1997–2000-ben végrehajtott kutatóprogram eredményei az Uherkovich (2000) által szerkesztett tanulmánykötetben láttak napvilágot.

A gyűjtések során a feldolgozást megelőzően egy faunára új fajt, a lapos sárkánybogarat (*Pytho depressus*) mutattuk ki. A fajt a fenti tanulmánykötet egyik cikkében Merkl és Horvatovich (2000) már röviden említi, de részletes ismertetésével, illetve élőhelyi viszonyaival az alábbiakban foglalkozunk. Két évvel korábban azonban már találtak egy példányt a Dél-Dunántúlon Heresznye község közelében, amelyről Merkl (1998) a következőket írja:

„Érdemes megemlíteni, hogy a sárkánybogarak (Pythidae) családjába tartozó *Pytho depressus* (Linnaeus, 1767) is előkerült a vizsgált területről. Mind a faj, mind a család ez idáig ismeretlen Magyarországról. A határ Magyarország és Horvátország között nem követi a Dráva sodorvonalát, így a jobbára Magyarországhoz tartozó bal parton vannak kis, beékelte horvátországi foltok. Sajnos, a *Pytho depressus* egyetlen bizonyító példánya éppen egy ilyen zárványból került elő, a

gyűjtő (Podlussány Attila) tudta nélkül tévedt egy ilyen területre. Szigorú értelemben véve tehát a faj továbbra is ismeretlen Magyarországról, noha nyilvánvaló, hogy a megfelelő élőhelyeken másutt is előfordul a környéken.”

Szalóki Dezső (személyes közlés) egy további dunántúli példány adatait is rendelkezésünkre bocsátotta, ezek a következők: Somogy megye, Pusztakovácsi, Alsókölked, 1997.X.18. leg. Rozner György (UTM-kód: XM95). A gyűjtő elmondása szerint a példányt fenyőfarakáson találta.

A fent említett példányok előkerülése arra enged következtetni, hogy a faj nagyobb területen is előfordul a Dél-Dunántúlon, így a Villányi-hegységben megtalált populáció nem tekinthető elszigetelt behurcolás eredményének.

Taxonómia

A *Pytho* Latreille, 1796 génusz 9 eddig ismert faja a palearktikus és a nearktikus régióban terjedt el (Pollock 1991). A Kárpát-medence Magyarországon kívül eső tájain 2 faj honos, a *Pytho depressus* (Linnaeus, 1767) és a *Pytho abieticola* J. Sahlberg, 1875 (Kaszab 1957).

A Pythidae család Kaszab (1957) faunafüzetében „Álormányosok” néven szerepel, és 8 génuszt foglal magába. Ez az összetétel Seidlitz (1916, 1917) álláspontját tükrözi, amely igen heterogén külsejű génuszokat egyesít. A családba sorolt génuszok helyzete azóta sokat változott. A legmodernebb véleményt Pollock és Lawrence (1995) adja közre, mely szerint a Pythidae családba 7 génusz tartozik. A korábbi hazai „álormányosok” közül egyedül a *Pytho* génusz maradt a Pythidae családban, a többiek a Salpingidae és Mycteridae családokba kerültek. Az „álormányosok” elnevezés leginkább a Salpingidae család tagjaira illik, ezért célszerű őket illetni ezzel a névvel. A jelenlegi értelemben vett Pythidae családra a „Sárkánybogárfélék” nevet javasoljuk. Lawrence és Newton (1982) szerint a család a bíborbogárfélék (Pyrochroidae) családjával áll a legközelebbi rokonságban.

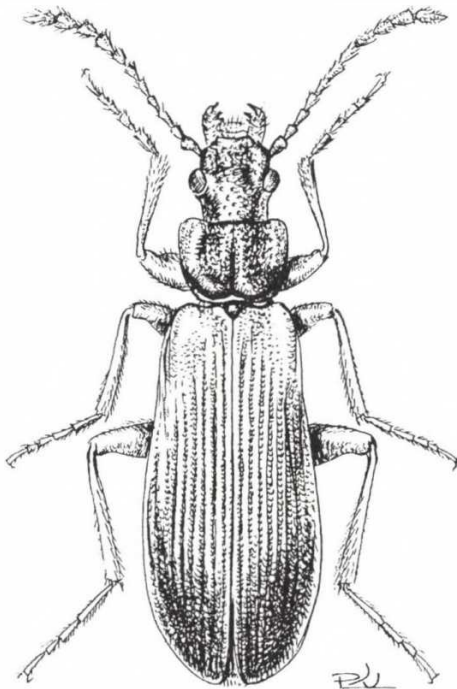
A lapos sárkánybogár imágójának jellemzése

A *Pytho depressus* (Linnaeus) imágója Kaszab (1957) nyomán a következőképpen jellemezhető. Teste megnyúlt és lapos, hátrafelé gyengén kiszélesedik, feje széles, szeme kiálló, gömbölyű. Fejpajzsa elöl kimetszett, homloka kétoldalt hosszirányban benyomott. Pofái domborúak, íveltek, felső ajka harántos, a rágókat nem takarja el. Az állkapcsi tapogatók végíze baltaszerű. Csápjának vége gyengén vastagodó, a csáp utolsó íze megnyúlt. Előtora szélesebb, mint a feje, az előhát

töve szegélyezett, korongja kétoldalt benyomott. Szárnyfedői laposak, hátrafelé gyengén kiszélesednek, elmosódottan barázdáltak. A szárnyfedők mellfedője elől széles, de a hátulsó csípők táján elenyészik. A mellközép oldallemeze a középső csípők körülzárásában részt vesz. Lábai, lábfejizei és karmai egyszerűek. Felülete kék vagy ibolyaszínű, néha rozsdabarna, fémfényű; alul fekete, hasa azonban rozsdavörös, és lábszárai is vörösek. A felső ajak vége egyenesen lemetszett, háromszor olyan széles, mint amilyen hosszú. Rágói durván pontozottak. A szárnyfedők töve a pajzsocska és a váll között öblös, a váll oldala szőrös. Testhossza 7,5–16 mm.

A lapos sárkánybogár elterjedése

A *Pytho depressus* (Linnaeus) a génusz legszélesebb elterjedésű faja. Lelőhelyadatait Észak-Európából, Közép- és Dél-Európa hegyvidékeinek fenyővel borított területeiről, illetve az orosz Távols-Keletről (Habarovszk, Szahalin) ismerjük. Az európai és a távol-keleti elterjedési adatok között hatalmas hiátus van, ez való-



1. ábra. Lapos sárkánybogár (*Pytho depressus* (Linnaeus, 1767)) imágója.

színűleg a kutatás alacsony intenzitásának, a gazdafák foltszerű elterjedésének, illetve azoknak a körülményeknek köszönhető, amelyek Pollock (1991) revíziója idején nehezen hozzáférhetővé tették az oroszországi gyűjtések anyagát.

A lapos sárkánybogár életmódja

A *Pytho depressus* (Linnaeus) xiloszaprób bogárfaj, tehát fejlődésmenete korhadó fákhhoz kötött. Természetvédelmi értéke nagy, hiszen Speight (1989: 70) felsorolja azon fajok között, amelyek felhasználhatók a természetvédelmi szempontból nemzetközi jelentőségű erdők azonosításához („saproxylic insect species useful in identifying forests of international importance to nature conservation”). Eddig két gazdafán találták: erdeifenyőn (*Pinus sylvestris*) és lucfenyőn (*Picea excelsa*). Hazánkban csak az erdeifenyő őshonos, mégpedig a Nyugat-Dunántúlon és a Bakony északi szegélyén (Fenyőfő), de Magyarországon sokfelé ültetik kopárfásításra, homoki erdősítésekre. A lucfenyő őshonossága a Nyugat-Dunántúlon vitatott, de szintén sokfelé ültetik. A lapos sárkánybogár általában álló vagy kidőlt, 6–35 cm átmérőjű, gombákkal fertőzött, korhadó törzseket részesít előnyben, de tuskókban is megtelepszik. Az imágók és a lárvák egyaránt a laza kéreg alatt élnek. Korábbi szerzők azt állították, hogy a sárkánybogarak lárvái ragadozók, ám ezt sem a szabadban, sem laboratóriumban nem sikerült megfigyelni. A lárvák valójában az elhalt kambium-floém réteggel táplálkoznak. Az imágók táplálkozási szokásai ismeretlenek. A korábbi irodalomban néha említik az imágók ragadozó életmódját, erre azonban az állatok rágójának felépítésén kívül semmi nem utal. Darren A. Pollock több fajhoz tartozó, számos *Pytho*-példány gyomortartalmának vizsgálatakor sem jutott döntő bizonyítékhoz, ugyanis a felboncolt példányok gyomra üres volt. Ennek legfőbb oka az lehet, hogy kizárólag tenyésztésből származó, vagy pedig a telelőkamrákból gyűjtött példányokat boncolt, amelyek még vagy már nem táplálkoztak. Azt sem lehet azonban kizárni, hogy a rövid életű imágók egyáltalán nem fogyasztanak táplálékot (Pollock, személyes közlés).

A lelőhely jellemzése

A lapos sárkánybogarat három alkalommal a Tenkes-hegy (községhatár: Bisse) északi oldalán erdeifenyő (*Pinus sylvestris*) foltban, kora tavasszal (1998. március 2. és 5., 1999. március 8.) figyeltük meg. A három megfigyelés során kb. 50 példányt találtunk, amelyek közül természetesen csak néhány bizonyító példányt tettünk el a Janus Pannonius Múzeum és a Magyar Természettudományi

Múzeum számára. A gyűjtéseket fakérgező módszerrel végeztük. Tapasztalataink alapján az állat rendszerint az álló fatörzs alsó, még nedves részén fordul elő nagyobb számban.

A lelőhely UTM-kódja: BR88D4 (észak), BR88D3 (dél). EOTR-kódja: 59289–62831. Tengerszint feletti magassága kb. 300 méter.

A fajt későbbi időpontban, és a Villányi-hegység egyéb, erdeifenyővel borított részein a gyakori gyűjtések ellenére sem találtuk. Véleményünk szerint az erdeifenyő jelenléte mellett a hely mikroklímája lehet az egyik legfontosabb korlátozó tényező e faj elterjedésében.

A lelőhely nyugati kitétségű domboldal, melynek előterében füzesekkel tarkított üde, nedves rét nyúlik el. A terület fekvése, nedves környezete, az erdeifenyves szúval erősen fertőzött állománya teszik lehetővé a lapos sárkánybogár előfordulását. A bissei erdeifenyves (4F) 38 éve magról ültetett erdő.

Veszélyeztető tényezők és javaslatok a megszüntetésükre

Mivel a *Pytho depressus* (Linnaeus) már a magyarországi fauna része, Merkl Ottó védettségre javasolta, így fontosnak tartjuk a populáció és az élőhely védelmét. Sajnos, ez a terület nem része a Duna–Dráva Nemzeti Parknak, és jelenleg semmilyen védelem alá nem esik.

A legnagyobb problémát az jelenti, hogy az erdeifenyő nem őshonos a területen, így ha védettséget kapna az erdő, választás elé állítaná a természetvédelmet a kezelés irányával kapcsolatban. Az egyik oldalon egy nem őshonos fafaj őshonosra való lecserélése, a másikon egy magyarországi faunára új bogárfaj – mely reményeink szerint hamarosan védettséget élvez – élőhelyének megőrzése áll. Véleményünk szerint kompromisszumos megoldás vezetne eredményre: ezt a kis erdőfoltot fenn kellene tartani, illetve annyi erdeifenyőt kellene meghagyni a területen, mellyel biztosíthatnánk a sárkánybogár-populáció fennmaradását. Reményeink szerint a jövőben egy ritka, védett bogár is elegendő lehet bizonyos területek védetté nyilvánításához és az élőhelyek megőrzéséhez, és a bogarak (illetve más gerinctelenek is) ugyanannyira fontosak lesznek ilyen szempontból, mint egy emlős- vagy madárfaj.

A faj megóvása érdekében az alábbi intézkedéseket tartjuk fontosnak.

1. *A mikroklíma megőrzése.* A fenyves előtti nedves rétet fenn kell tartani, lecsapolását, feltöltését meg kell akadályozni. A rét botanikai vizsgálata és az ott található védett növények lehetnek a biztosítékai annak, hogy ez a terület mostani állapotában fennmarad.

2. *Az akác visszaszorítása.* Az erdőrézben akác is található, így javasoljuk az erdészeti kezelések során az akác elegyarányának szinten tartását, de inkább csökkentését.

3. *Erdészeti beavatkozások.* Olyan erdészeti kezeléseket javasolunk, melyek nem veszélyeztetik a faj fennmaradását:

- a fekvő, illetve szuvas törzsek meghagyása;
- a száralaló vágás előtérbe helyezése, illetve akkora erdőfoltok meghagyása, ahol az állatok fennmaradása biztosított;
- megakadályozandó a tarvágás, illetve a teljes fafajcsere, mert ez az itt élő populáció teljes pusztulásához vezetne.

4. *A vadállomány korlátozása.* Megfigyeléseink szerint a magas vaddisznó-létszám gondot okoz, mert az állatok sok fenyőfát dörzsfának használnak. Ennek eredményeként az elhalt fák alsó részéről ledörzsölik a kérget, így a lapos sárkánybogár legjobb élőhelyei szűnnek meg. Megoldás lehet a vaddisznóállomány erőteljesebb apasztása, illetve a törzsek elkerítése.

*

Köszönetnyilvánítás – Ezúton szeretnénk megköszönni a Duna–Dráva Nemzeti Park Igazgatóságának és a Janus Pannonius Múzeum Természettudományi Osztályának a segítségét, amely nélkülözhetetlen volt a terepmunka során. Darren A. Pollock (Texas Agricultural Experiment Station, Bushland, TX, USA) információval látta el a szerzőket a *Pytho depressus* táplálkozásával kapcsolatban, Szalóki Dezső (Budapest) pedig a Somogy megyei példány adatait rendelkezésünkre bocsátotta. Az I. ábrát Pál János (Budapest) rajzolta. Merkl Ottó kutatásait az OTKA (T-034207) támogatta.

Irodalomjegyzék

- Kaszab, Z. (1957): Felemás lábfejűes bogarak III. Heteromera III. – In: *Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae) IX, 3.* Akadémiai Kiadó, Budapest, 108 pp.
- Horvatovich, S. (1989): A Villányi-hegység futóbogarak (Coleoptera: Carabidae). – *A Janus Pannonius Múz. Évk.* **33** [1988]: 19–22.
- Lawrence, J. F. & Newton, A. F. (1982): Evolution and classification of beetles. – *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **13**: 261–290.
- Merkl, O. (1998): Data to 46 beetle families (Coleoptera) from the Duna–Dráva National Park, South Hungary. – *Dunántúli Dolg. Term. tud. Sorozat* **9**: 209–232.

- Merkl, O. & Horvatovich, S. (2000): Data to 64 beetle families (Coleoptera) from the Villány Hills, South Hungary. – *Dunántúli Dolg. Term. tud. Sorozat* **10**: 199–214.
- Pollock, D. A. (1991): Natural history, classification, reconstructed phylogeny, and geographic history of *Pytho* Latreille (Coleoptera: Heteromera: Pythidae). – *Mem. ent. Soc. Can.* **154**: 1–104.
- Pollock, D. A. & Lawrence, J. F. (1995): Review of *Anaplopus* Blackburn (Coleoptera: Pythidae), with comments on constituents and systematics of Pythidae. – In: Pakaluk, J. & Slipinski, S. A. (eds): *Biology, Phylogeny, and Classification of Coleoptera: Papers Celebrating the 80th Birthday of Roy A. Crowson*. Muzeum i Instytut Zoologii Pan, Warszawa, pp. 449–472.
- Seidlitz, G. (1916): Die letzten Familien der Heteromeren. – *Dt. ent. Z.* **1916**: 113–128., 397–498.
- Seidlitz, G. (1917): Die letzten Familien der Heteromeren. – *Dt. ent. Z.* **1917**: 65–116.
- Speight, M. C. D. (1989): *Saproxyllic invertebrates and their conservation. Nature and Environment Series, No. 42.* – Council of Europe, Strasbourg, 81 pp.
- Uherkovich, Á. (szerk.) (2000): A Villányi-hegység botanikai és zoológiai alapfelmérése. (The flora, vegetation and fauna of the Villány Hills, South Hungary.) – *Dunántúli Dolg. Term. tud. Sorozat* **10**: 1–416.

Pytho depressus (Linnaeus, 1767) in the Villány Hills: first evidence to the occurrence of the species in Hungary (Coleoptera: Pythidae)

J. Sár¹, Gy. Dudás² & O. Merkl³

¹*Janus Pannonius Museum, Department of Natural History, H-7601 Pécs, Pf. 347, Hungary*

²*Directorate of Danube–Drava National Park, H-7601 Pécs, Pf. 46, Hungary*

³*Hungarian Natural History Museum, Department of Zoology, H-1431 Budapest, Pf. 137, Hungary, E-mail: merkl@zoo.zoo.nhmus.hu*

Pytho depressus (Linnaeus, 1767) is recorded for the first time from Hungary. Wintering specimens were found in early springtime (March of 1998 and 1999) beneath bark of Scotch pine (*Pinus sylvestris*). The locality is near Bisse (UTM code BR88) on the northern slope of Tenkes Hill (about 300 m above sea level) in the Villány Hills, southern Hungary. The forest in which the specimens were found, is a planted pine stand close to a wet meadow, which provides a cool, moist microclimate. Maintenance of dead and moribund pine trees, removal of black locust trees, appropriate forest management and reduction of the number of wild boar are recommended to help survive the population of this saproxyllic beetle species. Another specimen is recorded from Pusztakovácsi (UTM code XM 95).

Key words: *Pytho depressus*, new to Hungary, nature conservation, Villányi Hills, saproxyllic beetles

Újabb adatok a Magyarországon védett nappali lepkék ismeretéhez (Lepidoptera: Lycaenidae, Nymphalidae)

Ilonczai Zoltán és Bálint Zsolt*

Bükki Nemzeti Park, 3030 Eger, Sánc utca 6

E-mail: zoltan.ilonczai@ktm.x400gw.itb.hu

*Magyar Természettudományi Múzeum, Állattár

1088 Budapest, Baross utca 13. E-mail: balint@zoo.zoo.nhmus.hu

Összefoglaló: Hat védett nappalilepke-faj újabb előfordulási és fenológiai adatát közöljük Északkelet-Magyarországról. A tárgyalt lepkék élőhelyeit röviden jellemeztük és Á-NÉR kategóriák szerint csoportosítottuk, következőképpen: 1. Pataktarti lápi magaskórósok (D5): *Aricia eumedon*, 2. Stabilizálódott félszáraz irtásrétek, gyepek és száraz magaskórósok (H4): *Cupido osiris*, *Polyommatus admetus*, *Plebejus idas*, *P. sephirus* és *Melitaea ogygia kovacsi*, 3. Tatárjuharos lösztölgyesek (M2): *Plebejus idas*, *Melitaea ogygia kovacsi*. A tárgyalt fajok hazai elterjedését UTM térképeken ábrázoltuk, eredményeinket pedig az 1. táblázat foglalja össze.

Kulcsszavak: Északkelet-Magyarország, védett nappalilepke-fajok, *Cupido*, *Plebejus*, *Polyommatus*, *Melitaea*

Bevezetés

Észak-Magyarországon elsősorban a középhegységi területek álltak a lepkészeti kutatások középpontjában, így a környező kistájokról kevesebb adattal rendelkezünk. Ennek a hiánynak a pótlása, valamint a térségben megindult botanikai feltárás (Csiky és mtsai 1999, Sulyok és Schmotzer 1999) indították el a nappali lepkék kutatását az Északi-középhegység előterében, illetve az azt körülvevő változatos geomorfológiájú vidékeken. Az adatgyűjtés elsősorban a Heves–Borsodi dombságra és a Karancs déli előterére, valamint a Bükk hegység déli, hegylábi területeire terjedt ki.

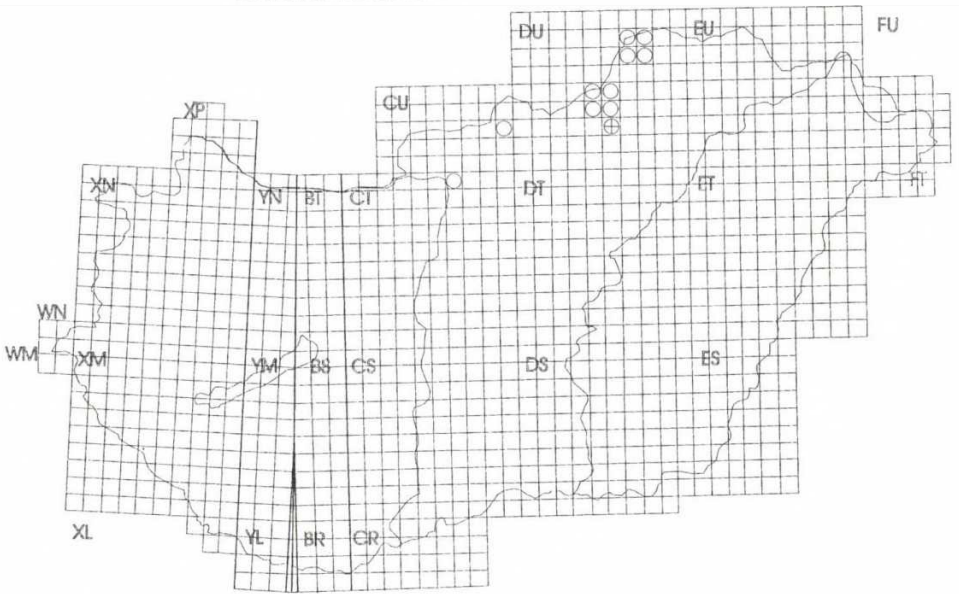
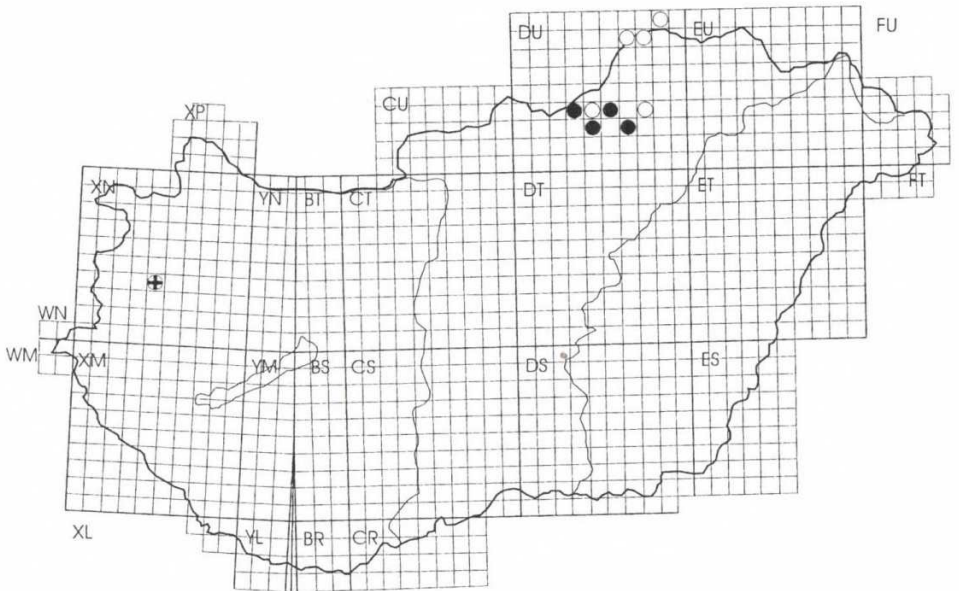
Az alábbiakban számolunk be természetvédelmi szempontból számottevőbb eredményeinkről: két család, a boglárkalepke-félék (*Lycaenidae*) és a nimfalepke-félék (*Nymphalidae*) hat, hazánkban védett fajának 23 új előfordulási helyét és fenológiai adatait közöljük. A tárgyalt fajok hazai elterjedését UTM hálós térképeken ábrázoljuk (Dévai és mtsai 1997, Miskolczi és mtsai 1997). A térképeken különítve jelöljük az 1998 előtt publikált (Bálint 1985a, b, 1996, Bálint és Janáky 1989, Janáky 1995, Varga 1999, Vojnits és mtsai 1993), valamint a Magyar Természettudományi Múzeum anyaga bizonyító példányainak adatait és újabb, saját

adatainkat. Kipusztult populációként ábrázoljuk azt az adatot, ami ugyan megbízható forrásból származik, de a legújabb kutatások nem erősítették meg az előfordulást.

Röviden tárgyaljuk a felsorolt fajokat, majd az általunk meglátogatott élőhelyeket tömören jellemezzük, Fekete és mtsai (1997) rendszerébe illesztve. Az 1. táblázat segítségével gyors áttekintést kapunk az adott élőhelyeken kimutatott védett fajokról.

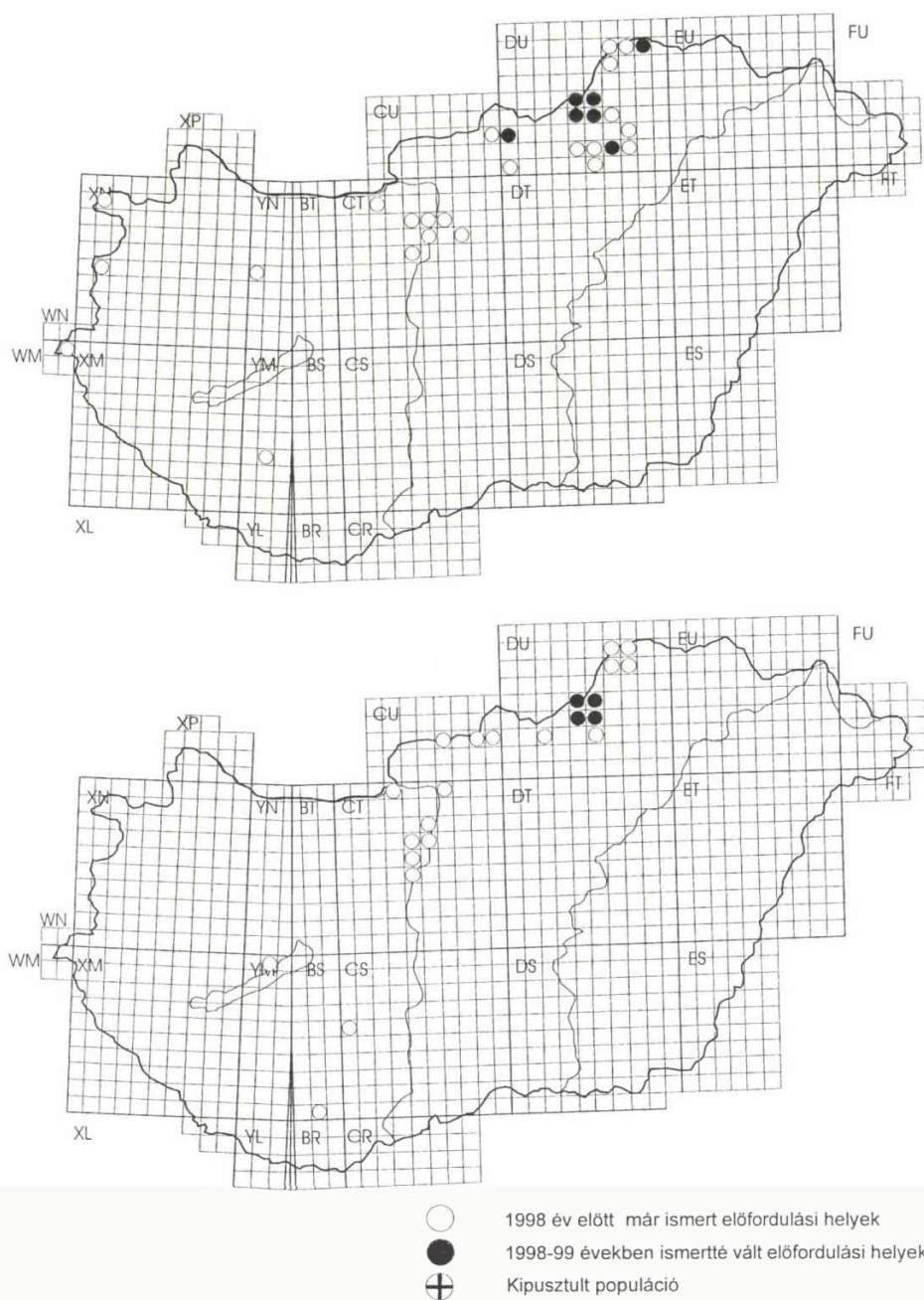
1. táblázat. Mintavételi helyek, Á-NÉR besorolásuk. A tárgyalt fajok jelenlétét „X” jelöli.

Lokalitás	Á-NÉR	<i>A. eumedon</i>	<i>C. osiris</i>	<i>P. admetus</i>	<i>P. idas</i>	<i>P. sephirus</i>	<i>M. kovacsi</i>
Bátor: Bátori legelők	H4				x		
Borsodbóta: Oncsa-telep	H4		x	x			
Borsodnádásd: Óbükk-völgy	D5	x					
Bükkzsérc: Kerekdomb	H4				x		
Csokvaomány: Kismező-pusztá	D5	x					
Eger: Gazsi-lápa	M2				x		
Eger: Ostoros-völgy	M2						x
Járdánháza: Izra-völgy	D5	x	x	x	x		
Járdánháza: Zárret	D5	x					
Járdánháza: Gyepes-völgy	D5	x					
Járdánháza: Babos-völgy	D5	x					
Kisgyőr: Ásottfa-tető	H4				x		
Komjáti: Kőszög	H4				x		
Miskolc: Csanyik-völgy	D5	x					
Sajómercse: Szarvaskút	H4		x	x			
Sajópüspöki: Nagy-völgy	H4		x	x	x		
Sajópüspöki: Szurdok-Hárstető	H4			x	x		
Sajópüspöki: Tamásoldal	H4		x	x			
Ságújfalu: Kerek-hegy	H4					x	
Sóshartyán: Hencse-hegy	H4				x	x	x
Szilvásvárad: Aszaló-hegy	H4		x	x	x		x
Ózd-Szentsimon: Akasztó-hegy	H4		x	x	x		
Ózd-Uraj: Malomverő-hegy	H4		x				
Zabar: Szekeresbükk	D5	x					

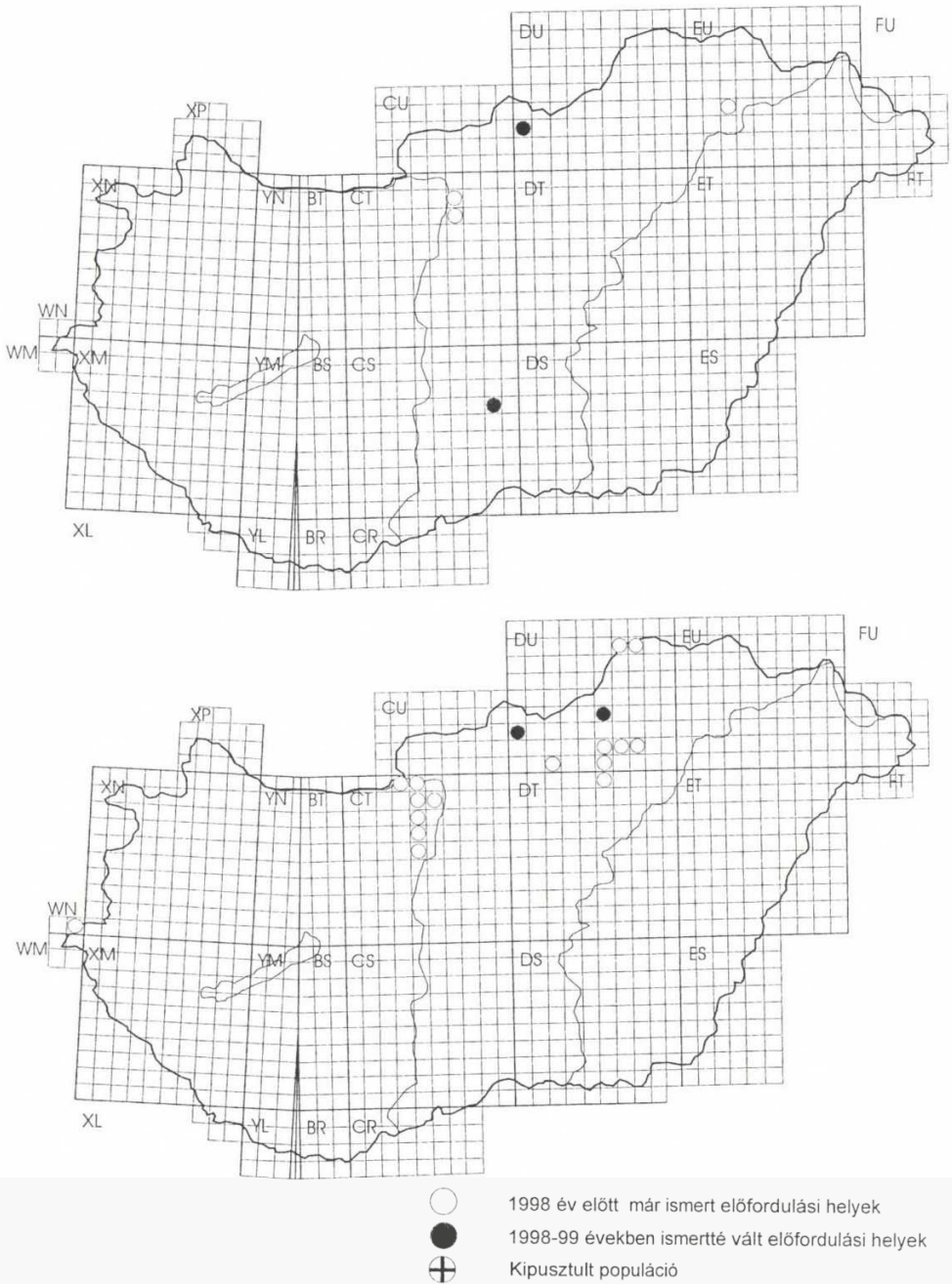


- 1998 év előtt már ismert előfordulási helyek
- 1998-99 években ismertté vált előfordulási helyek
- ⊕ Kiszűrt populáció

1-2. ábra. 1 = *Aricia eumedon* (fenn), 2 = *Cupido osiris* (lenn) UTM térképe.



3-4. ábra. 3 = *Plebejus idas* (fenn), 4 = *Polyommatus admetus* (lent) UTM térképe.



5-6. ábra. 5 = *P. sephirus* (fent), 6 = *Melitaea ogygia kovacsi* (lent) UTM térképe.

Eredmények

Lycaenidae

Aricia eumedon (Esper, 1780) (1. térkép) – Borsodnádasd, Óbükk-völgy: 1999.VII.08., Csokvaomány, Kismező-puszt (Újtelep): 1998.VII.17., Járdánháza, Babos-völgy: 1999.VII.01., Járdánháza, Gyepes-völgy: 1999.VII.01., Járdánháza, Izra-völgy: 1999.VII.08., Járdánháza, Zárret: 1999.VII.01., Miskolc, Csanyik-völgy: 1999.VII.02. (Gyulai Péter korábbi adatai alapján), Zabar, Szekeresbükk: 1999.VII.09.

Cupido osiris (Meigen, 1829) (2. térkép) – Borsodbóta, Oncsa-telep: 1998.VII.17., Járdánháza Izra-völgy: 1999.VII.08., 1999.VII.27., Ózd-Szentsimon, Akasztó-hegy: 1999.VII.20., 1999.VII.27., Ózd-Uraj, Malomverő-hegy: 1998.VII.28., Sajómercse, Szarvaskút: 1998.VII.17., Sajópüspöki, Nagy-völgy: 1998.VII.28., 1999.VII.13., 1999.VII.20., 1999.VII.27., Sajópüspöki, Tamásoldal: 1998.VII.28., Szilvásvár, Aszaló-hegy: 1999.VII.27.

Plebejus idas (Linnaeus, 1761) (3. térkép) – Bátor, Bátori legelő: 1999.VII.19., Bükkzsérc, Kerekdomb: 1998.VI.16., 1999.V.17., Eger, Gazsi-lápa: 1999.VIII.11., Járdánháza, Izra-völgy: 1999.VII.27., Kisgyőr, Ásottfa-tető: 1999.V.26., Ózd-Szentsimon, Akasztó-hegy: 1999.VII.20., 1999.VII.27., Sajópüspöki, Nagy-völgy: 1999.VII.20., 1999.VII.27., Sajópüspöki, Szurdok-Hárstető: 1999.VII.20., 1999.VII.27., Sóshartyán, Hencse-hegy: 1999.V.18., 1999.V.27., Szilvásvár, Aszaló-hegy: 1998.VI.30., 1999.VII.13., 1999.VII.27.

Plebejus sephirus (Frivaldszky, 1835) (5. térkép) – Ságújfalu, Kerek-hegy: 1999.IV.29 (hernyó), 1999.V.18., Sóshartyán, Hencse-hegy: 1999.IV.29 (hernyók), 1999.V.18., 1999.V.27.

Polyommatus admetus (Esper, 1785) (4. térkép) – Borsodbóta, Oncsa-telep: 1998.VII.17., Járdánháza, Izra-völgy: 1999.VII.08., 1999.VII.27., Ózd-Szentsimon, Akasztó-hegy: 1999.VII.20., 1999.VII.27., Sajómercse, Szarvaskút: 1998.VII.17., Sajópüspöki, Nagy-völgy: 1998.VII.28., 1999.VII.13., 1999.VII.20., 1999.VII.27., Sajópüspöki, Tamásoldal: 1998.VII.28., Szilvásvár, Aszaló-hegy: 1998.VI.30., 1998.VII.15., 1999.VII.13., 1999.VII.27., Sajópüspöki, Szurdok-Hárstető: 1999.VII.27.

Nymphalidae

Melitaea ogygia kovacsi Varga, 1967 (6. térkép) – Eger, Ostoros-völgy: 1999.V.24., Sóshartyán, Hencse-hegy: 1999.V.18., Szilvásvár, Aszaló-hegy: 1999.V.20.

Jegyzetek

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretében kidolgozott „Általános élőhely-osztályozási rendszer” (Á-NÉR) (Fekete és mtsai 1997) szerinti élőhely-kategóriákba sorolva a vizsgált élőhelyeket a következő jellemzést, illetve csoportosítást adjuk:

Stabilizálódott félszáraz irtásrétek, gyepek és száraz magaskórósok csoportja (H4)

Bátor: Bátori legelő; Borsodbóta: Oncsa-telep; Ózd-Szentsimon: Akasztó-hegy; Ózd-Uraj: Malomverő-hegy; Sajómerce: Szarvaskút; Sajópüspöki: Szurdok-Hárstető, Tamásoldal és Szilvássvár: Aszaló-hegy. – Homokkő alapkőzeten, egykori tölgyes erdők irtásával, majd legeltetéssel létrejött és stabilizálódott félszáraz gyepek. Domináns fűfaja a *Brachypodium pinnatum*. Kétszikűekben rendkívül gazdag gyepek. Karakter kétszikűi: *Polygala major*, *Linum hirsutum*, *L. tenuifolium*, *Centaurea sadleriana*, *Cirsium pannonicum*, *Dorycnium herbaceum*, *Anthyllis vulneraria* és az *Onobrychis viciifolia*. A délies kitettséggű, gerinc helyzetben lévő területeken xerofil, edafikus jellegű gyeppragmentumok találhatóak, ahol jellemző az *Aster linosyris*, *Pulsatilla nigricans*, *Astragalus onobrychis*, *Chamaecytisus albus* és a *Teucrium montanum*.

Sajópüspöki: Nagy-völgy és Járdánháza: Izra-völgy. – Homokkő alapkőzeten, völgytalpi helyzetben lévő cseres-tölgyes irtásterületek, amelyeket korábban kaszáltak, vagy gyümölcsösként műveltek. Mindkét völgyben mocsár-, illetve üde kaszálórét, patak menti magaskórósok és kisebb láprét foltok találhatóak. Az irtásrétek virágokban szegényebbek, mint a fentebb jellemzett félszáraz gyepek. Karakter fajaik a *Brachypodium pinnatum*, *Dorycnium herbaceum* és az *Onobrychis viciifolia*.

Sóshartyán: Hencse-hegy. – Erősen cementálódott oligocén homokkő alapkőzeten, délies kitettségben kialakult melegkedvelő tölgyes-maradványokkal tarkított lejtősztyeprétek, homoki gyepek, homokkősziklagyepek alkotta élőhelykomplexum. A meleg tölgyes- és bokorerdő-maradványokban, illetve azok helyein tömeges a *Colutea arborescens*, a *Carex humilis*-es sziklagyepekben pedig a *Teucrium montanum* és a *Campanula sibirica*. Az üdébb lejtősztyepréteken tömeges az *Adonis vernalis*, *Jurinea mollis*, *Scabiosa canescens*, az *Astragalus excapus* állomány igen nagy. A terület jelentős részét erdeifenyő telepítés tette tönkre.

Ságújfalu: Kerek-hegy. – Extrazonálisan megjelenő, délies kitettséggű löszgyep. Fajkészletében nagyon hasonlít a sóshartyáni gyepekhez, de annál kissé üdébb.

Bükkzsérc: Kerek-domb. – Extrazonálisan megjelenő löszgyep, délies kitettségben. Fajkészletében hasonlít a ságújfalui löszgyephez. Az égetések miatt domináns az *Adonis vernalis*, a *Filipendula vulgaris* és a *Salvia pratensis*, azonban hiányzik az *Astragalus exscapus*, a *Jurinea mollis* és a *Scabiosa canescens*.

Kisgyőr: Ásottfa-tető. – Eocén mészkövön kialakult, másodlagos lejtősztyeprét, felhagyott gyümölcsösök helyén. Domináns fajok az üdébb helyeken *Cirsium pannonicum*, *Prunella grandiflora*, *Salvia pratensis*, szárazabb részeken a *Centaurea sadleriana*, *C. triumfetti*, *Dictamnus albus*, *Geranium sanguineum*, *Onobrychis viciifolia*, *Peucedanum cervaria*, *Polygala major*, *Stipa* spp.

Tatárjuharos lösztölgyesek csoportja (M2)

Eger: Gazsi-lápa és Ostoros-völgy. – Erdőssztyeprétek és lösztölgyes foltok alkotta élőhelykomplexum, amelyben délies kitettségben félszáraz, virágokban gazdag lejtősztyepek találhatóak. Az üdébb termőhelyeken domináns a *Cirsium pannonicum*, *Filipendula vulgaris*, a szárazabb részeken *Dictamnus albus*, *Geranium sanguineum* és a *Peucedanum cervaria*.

Patakparti és lápi magaskórósok (D5)

Borsodnádásd: Óbükk-völgy; Csokvaomány: Kismező-puszt (Újtelep); Járdánháza: Babos-völgy, Gyepes-völgy, Izra-völgy, Zárrét; Miskolc, Csanyik-völgy és Zabar: Szekeresbükk. – Patak menti- és lápi magaskórós társulások. A domináns növény a *Geranium palustre*, továbbá a *Filipendula ulmaria*, *Lysimachia vulgaris* és az *Angelica sylvestris*.

A lepkefajok

Az *Aricia eumedon* eurosibériai elterjedésű faj, a Kárpát-medencében és tőle délebbre kizárólag a hegy- és dombvidéki lápok, patakparti magaskórósok jelentik élőhelyét. Dunántúli előfordulását ismertük (az élőhely elpusztult), amelyet az újabb kutatások nem erősítettek meg. Majd megtalálták az Aggteleki Nemzeti Park területén (Bálint és Janáky 1988). Vizsgálataink során újabb lelőhelyeire bukkantunk. Valószínűsítjük, hogy a térségben feltehetően a *Geranium palustre*-s réteken mindenütt előfordul.

A *Polyommatus admetus* és a *Cupido osiris* kelet-mediterrán–balkáni, kis-ázsiai xeromontán lepkefajok, amelyek elterjedési határukat északon a Kárpát-medencében érik el. Eddigi ismereteink szerint hazánkban csak szórványosan fordulnak

elő. Kutatásaink alapján a két faj ÉK-Magyarországon a számukra megfelelő élőhelyeken rendszerint együtt fordul elő.

A *Plebejus idas* holarktikus faunaelem, Európában – elsősorban az atlantikus hatás alatt álló élőhelyeken – széles körben elterjedt. Kárpát-medencei adatai (főként határozási nehézségek miatt) revízióra szorulnak. Igen kevés biztos adata ismert. Ezeket ábráztuk a térképen. A vizsgált területen nem ritka.

A pontusi-pannon *Plebejus sephirus* a Kárpát-medencében lösz- és homokpusztákon fordul elő. A régebben fóti unikalitásnak (= „fóti boglárka”) gondolt fajról mára bebizonyosodott, hogy azokban a gyepekben, ahol a hernyó tápnövényének valamelyike előfordul (*Astragalus exscapus* és *A. dasyanthus*), a lepkefaj jelenléte valószínűsíthető. Ezt igazolják a vizsgált területről származó adataink. További érdekesség, hogy a sóshartyáni gyepekben egy helyen és egy időben megtaláltuk mind a négy kárpát-medencei *Plebejus* fajt (az itt említetteken kívül még a *P. argus* és a *P. argyrognomon*).

A *Melitaea ogygia kovácsi* pannon endemizmusunk, fellazuló szárazlomboserdők és cserjések *Cirsium pannonicum*-os xeromezofil gyepeinek lakója. A rudeláriakban és rontott gyepekben országsszerte elterjedt *M. phoebe* testvérfajával olyan helyeken hibridizálódik, ahol a *kovácsi* élőhelyek izolációja valami oknál fogva megszűnt. A még tiszta génkészletű állományok fölmérése sürgető feladat.

*

Köszönetnyilvánítás – Itt fejezzük ki köszönetünket Sulyok Józsefnek és Schmotzer Andrásnak segítségükért, továbbá Ilonczai Tamarának a gyűjteményi adatok kijegyzeteléséért.

Irodalomjegyzék

- Bálint, Zs. (1985a): Cupido osiris Meigen, 1829 a Kárpát-medencében (Lepidoptera: Lycaenidae). – *Folia ent. hung.* **46**: 256–257.
- Bálint, Zs. (1985b): A *Plebejus sephirus* ssp. kovacsi Szabó, 1954 újabb magyarországi populációja (Lepidoptera: Lycaenidae). – *Folia ent. hung.* **46**: 215–217.
- Bálint, Zs. (1996): *A Kárpát-medence nappali lepkéi, I. Pillangófélék, fehérlepkefélék, boglárka-lepke-félék, mozaiklepke-félék.* – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 183 pp.
- Bálint, Zs. & Janáky, I. (1989): Nappalilepke-jegyzetek. – *Folia ent. hung.* **49**: 229–231.
- Janáky, I. (1995): Újabb adatok a Bükk-vidék és a Felső-Tarna-vidék nappalilepke-faunájához. – *Folia ent. hung.* **56**: 234–237.
- Dévai, Gy., Miskolczi, M. & Tóth, S. (1997): Egységsítési javaslat a névhasználatra és az UTM rendszerű kódolásra a biotikai adatok lelőhelyeinél. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **8**: 13–42.
- Csiky, J., Sulyok, J. & Schmotzer, A. (1999): Adatok a Salgótarján körüli oligocén kori homokkő flórájához. – *Kitaibelia* **4**(1): 55–63.

- Fekete, G., Molnár, Zs. & Horváth, F. (szerk.) (1997): *A magyarországi élőhelyek leírása, határolója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 374 pp.
- Miskolczi, M., Dévai, Gy., Kertész, Gy. & Bajza, Á. (1997): A magyarországi helységek kódjegyzéke az UTM rendszerű, 10 × 10 km beosztású hálótérkép szerint. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **8**: 43–194.
- Sulyok, J. & Schmotzer, A. (1999): Adatok a Tarna-vidék és a Bükk északi előterének flórájához I. – *Kitaibelia* **4** (2): 367–380.
- Varga, Z. (1999): Lepidoptera fauna of the Aggtelek National Park. Pp. 443–504. – In: Mahunka, S. (ed.): *The Fauna of the Aggtelek National Park, Vol. II. Hungarian Natural History Museum, Budapest*.
- Vojnits, A., Ács, E., Bálint, Zs., Gyulai, P., Ronkay, L. & Szabóky, Cs. (1993): The Lepidoptera fauna of the Bükk National Park. Pp. 157–318. – In: Mahunka, S. (ed.): *The Fauna of the Bükk National Park, Vol. I. Hungarian Natural History Museum, Budapest*.

New data to the knowledge of butterflies
(Lepidoptera: Lycaenidae, Nymphalidae) protected in Hungary

Z. Ilonczai & Zs. Bálint*

Bükk National Park, H-3030 Eger, Sánc utca 6, Hungary

E-mail: zoltan.ilonczai@ktm.x400gw.itb.hu

*Hungarian Natural History Museum

H-1088 Budapest, Baross utca 13, Hungary

E-mail: balint@zoo.zoo.nhmus.hu

Abstract: Distributional and phenological data listed from NE Hungary of six butterfly species protected by the Hungarian law. The localities are briefly characterized and grouped according to the habitat categories of the National Biodiversity Monitoring System: 1) hygrophilous altoherbosa communities along brooks (D5): *Aricia eumedon*; 2) permanent mesophilous forest clearings, fields and xerophilous altoherbosa communities (H4): *Cupido osiris*, *Polyommatus admetus*, *Plebejus idas*, *P. sephirus* and *Melitaea ogygia kovacsi*; 3) *Acer tataricum* communities on loess (M2): *Plebejus idas* and *Melitaea ogygia kovacsi*. The distribution of these species in Hungary are figured on UTM maps. The results are summarized in Table 1.

Key words: NE Hungary, protected butterfly species, *Cupido*, *Plebejus*, *Polyommatus*, *Melitaea*

Javaslat az egyenesszárnyú (Orthoptera) együttesek természetességének megállapítására

Kenyeres Zoltán & Bauer Norbert

Bakonyi Természettudományi Múzeum

H-8420 Zirc, Rákóczi tér 1

E-mail: btmz@almos.vein.hu

Összefoglaló: A természetvédelmi ökológia – kezelési terveket megalapozó – alap kutatásai-ban napjainkra egyre inkább középpontba kerül a kvantitatív mutatók alkalmazása. Az alábbi közlemény az egyenesszárnyú-együttesek természetességének megállapítására javasol módszert, egy a botanikában már használt képlet adaptálásával, amelyet összehasonlít az élőhely botanikai minősítésével a dorogi Strázsa- és Tábla-hegy gyepeinek példáján.

Kulcsszavak: természetvédelem, élőhely-minősítés

Bevezetés

Természetvédelmi témájú értékelő tanulmányok készítésekor állandó problémát jelent a vizsgált területen megtalálható életközösségek természetességének, „természet-közelségének” számszerűsítése, a változások statisztikai módszerekkel történő nyomon követése. Szükséges lenne egy minél objektívebb numerikus mutató kidolgozása, amely egyúttal az adott élőhely-komplex minősítésére is alkalmas.

A szupraindividuális botanikában a XX. század második felében a mind nagyobb területen jelentkező degradációs folyamatok következtében számos kezdeményezés született egy adott terület, illetve növényzeti egység természetességének – legalább viszonylagos – meghatározása érdekében. Ehhez különféle – az egyes taxonokra vonatkoztatott – természetességi mutatókat dolgoztak ki, melyek a már korábban kidolgozott ökológiai mutatókkal végzett elemzésekkel kiegészítve részben jelenleg is használatosak. Kárpáti és mtsai (1968) taposás-tűrés mutatókat, Simon (1988) természetvédelmi-érték kategóriákat ad meg, Borhidi (1991a, b, 1993, 1995) a szociális magatartás típusok rendszerét dolgozza ki a hazai flórára. Ezen – és más hasonló – értékszámok és a különböző egyszerű ökológiai alapképletek segítségével a vegetációra vonatkozóan óvatos megállapítások tehetők, annak természetességével kapcsolatban. Bartha (1995) egy csupán csoportrészesedés és egy csoporttömeget is figyelembe vevő egyszerű alapképletet ajánl. Ezek előnye a könnyű használhatóság, értelmezhetőség. Az alkalmazások terén nagy

előrelépésnek számít Morschhauser (1995) munkája, melyben néhány új fogalom bevezetése mellett térinformatikai módszerek segítségével rendkívül informatív vegetáció-degradáltsági elemzéseket (izodeg) is bemutat.

A természetvédelmi botanika gyakorlatában egyre elterjedtebbek a növény-cönózis szintű minősítések, melyek közül a Bartha (1995) által javasolt csoporttömeggel is számoló képlet használata több szempontból is jónak tűnik.

Horváth *et al.* (1997) az élőhely-minősítő rendszerek kidolgozása során három alapvető hibaforrásra hívják fel a figyelmet: (1) az osztályozások többsége régiófüggő, (2) a módszerek alkalmazhatósága leszűkül, ha eltérő társulásokat, közösségeket hasonlítunk össze, (3) a csoporteloszlások számításának különböző módozatai befolyásolják a végeredményt.

A zoológiában is számos törekvés van különböző biotóp-minősítések kidolgozására. Az élőhelyek gerinctelen állatcsoportok által történő értékelése azonban – elsősorban a rendkívül magas taxonszám és az előfordulási adatok hiányos volta miatt – számos bizonytalanságot rejt magában (Margóczy *et al.* 1997).

Az életközösségekben meghatározó szereppel bíró pókegyüttesek értékelésénél az antropogén hatásra való érzékenység szerinti tipizálásra (Buchar 1992) és a hazai publikált előfordulási adatok (Samu & Szinetár 1999) alapján megállapított gyakorisági kategóriákra lehet támaszkodni. Dévai György és munkatársai a szitakötő fauna alapján történő biotóp-minősítő rendszer kidolgozásával sokat tettek a természetvédelmi problémák, jelenségek időben és térben történő objektív nyomon követése érdekében. Módszerük (Dévai & Miskolczi 1987) lényege, hogy habitat-értékeléskor a hazai előfordulási adatokból számolt relatív gyakorisági érték alapján megállapított kategóriák mellett egy – a helyi gyakorisági viszonyokat tükröző – súlyfaktort is alkalmaznak. Az alkalmazott módszer zengőlegyekre történő adaptálása és kipróbálása folyik (Tóth Sándor szóbeli közlése). Hazánk szárazföldi gerinceseire vonatkozó természetvédelmi szempontú értékelési rendszert Báldi és munkatársai dolgozták ki (1995).

Az élőhelyek ily módon történő minősítése számos bizonytalanságot rejt magában. A nem megfelelő léptékű vizsgálat, esetleg a területi heterogenitás nem felismerése torz ítéleteket eredményezhet (Dévai *et al.* 1988). Az egyes habitatok különböző állatcsoportra nézve más és más értékeléseket eredményezhetnek, hisz az eltérő fiziognómiájú élőhelyek eltérő összetételű közösségeket éltenek. Csak a vizsgált biotópban élő gerinctelenközösség összetételének figyelembevételével kiválasztott 5–10 taxon cönózisának minősítő számából származtatott átlagérték tekintendő irányadónak (Dévai & Miskolczi 1987).

Elsődleges célként tehát egy a gyakorlati természetvédelem számára könnyen alkalmazható, természetességre vonatkozó számszerűsítő módszer kidolgozása nevezhető meg. Jelen közleményben bemutatott kísérletben egy adott területről

származó zoológiai mintavételezés (pl. egyenesszárnyúak) alapján az adott állatcsoport természetességén keresztül az élőhely aktuális állapotára, esetleg előtörténetére vonatkozóan kapunk információkat. Az egyenesszárnyú-közösségek szerkezetének vizsgálata a gyepek természetességének megállapítása és az élőhely megőrzése szempontjából kiemelten fontos (Kisbenedek & Báldi 2000). Azt a tényt, hogy ez a csoport az élőhely természetességi állapotát, a zavartság mértékét jól indikálja hazai vizsgálatok is megerősítették (Báldi & Kisbenedek 1997).

Fontos azonban megjegyezni, hogy egy terület valós természetvédelmi, konzervációbiológiai jelentőségét korántsem lehet egyetlen számmal kifejezni, hiszen akár egyetlen faj kis populációjának – a számítás során elmosódó jelentősége ellenére – jelenléte is meghatározhatja az objektum „értékét”.

1. táblázat. A mintavételi területek.*

	Növényzet	Kített-ség	Összbo-rítás	Alapkőzet
M-01	pusztafüves lejtősztyeprét	D	100%	mészkö
M-02	nyílt mészkösziklagyp	D	40%	mészkö
M-03	sziklafüves lejtősztyeprét	D	75%	törmelékes mészkö
M-04	pusztafüves lejtősztyeprét	D	85%	mészkö
M-05	szálkaperjés irtásrét	DNy	100%	lössös homok és lejtőhordalék
M-06	pusztafüves lejtősztyeprét	DNy	95%	andezit
M-07	homoki sztyeprét	D	85%	lössös homok és lejtőhordalék
M-08	nyílt homokpusztagyep	DK	35%	homokkő
M-09	homoki sztyeprét	DNy	100%	homok
M-10	homoki sztyeprét	D	85%	lössös homok és lejtőhordalék
M-11	szálkaperjés irtásrét	DK	100%	andezit
M-12	zárt mészkösziklagyp	É	70%	mészkö
M-13	szálkaperjés irtásrét	D	95%	lössös homok és lejtőhordalék
M-14	nyílt homokpusztagyep	–	25%	homok
M-15	nyílt homokpusztagyep	–	40%	homok
M-16	nyílt homokpusztagyep	–	50%	homok

*A jelenleg még kéziratos cönológiai felvételek pontos fajösszetétele és további adatai Kenyeres (2000) és Bauer (2000) munkáiban találhatóak.

Anyag és módszer

A dorogi Strázsa- és Tábla-hegy gyeptársulásaiban (1. táblázat) végeztünk fűhálós mintavételezéseket 1999 júniusától szeptemberéig terjedő időszakban. 5×5 méteres kvadrátban tett 300 hálócsapással gyűjtött állatokat tekintettük egy mintának. A zoológiai mintavételezéssel párhuzamosan élőhelyváltozókra vonatkozó adatrögzítés is történt. Az egyenesszárnyú fajok meghatározását Harz (1957, 1969) munkái alapján végeztük.

A „természetesség-vizsgálat” kísérlethez 16 összevont Orthoptera- és fitocönológiai felvétel állt rendelkezésre. A vizsgálati terület (a dorogi Strázsa- és Tábla-hegyek különböző gyeptársulásai) egyenesszárnyú-együtteseinek természetességére, állapotára vonatkozó összehasonlításokhoz egy a botanikában is használt – a természeti „értéket” és az együttes dominanciaviszonyait is figyelembe vevő – képlet (Bartha 1995) e rovarcsoportra való adaptálásával tettünk kísérletet. A növényzetre vonatkozó természetességi mutató kiszámításakor használt képletet az a módosítással alkalmaztuk az egyenesszárnyú faunán, hogy a borítás-érték helyett az adott faj mintavételbeli egyedszámát, „szociális magatartástípus” gyanánt pedig Rácz (1998) gyakorisági kategóriáit vettük figyelembe, melyek hazánk egyenesszárnyú faunájára vonatkozó publikált és gyűjteményi (Magyar Természettudományi Múzeum, Bakonyi Természettudományi Múzeum, Mátra Múzeum) adatokból számolt relatív abundanciaértékek alapján kerültek megállapításra.

[A Rácz által I-gyel jelölt ritkának számító fajok természetességét 5-ös értékkel vettük figyelembe, a II-vel jelölt szórványos fajok 4-es értéket kaptak... az V-sel jelölt legközönségesebb taxonok 1-es értéket kaptak. Mivel bizonyosan behurcolt és agresszíven terjeszkedő (invazív) taxonok az egyenesszárnyúak között nem ismertek a negatív értékszámok használata nem indokolt.]

$$X = \frac{\sum_{i=1}^n (A - D)_i x_i}{\sum_{i=1}^n (A - D)_i}$$

X = jelzőszám átlagos értéke, x_i = az i-edik növényfaj jelzőszáma, n = a vizsgált növényfajok száma, $(A - D)_i$ = az i-edik növényfaj gyakoriság-borítás értéke;

$$X_E = \frac{\sum_{i=1}^n A_i x_{iE}}{\sum_{i=1}^n A_i}$$

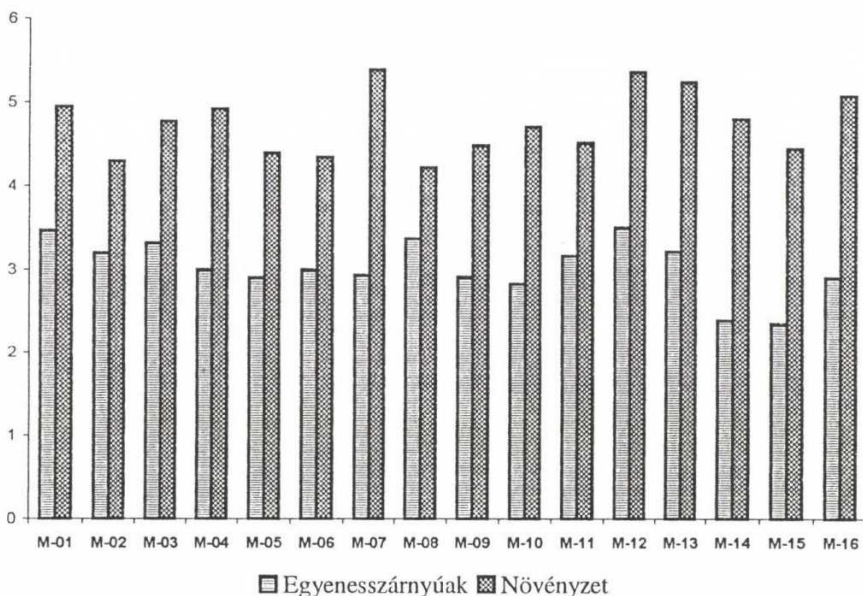
X_E = egyenesszárnyúakra vonatkozó jelzőszám átlagos értéke, x_{iE} = az i -edik egyenesszárnyú faj jelzőszáma, n = a vizsgált egyenesszárnyú fajok száma, A_i = az i -edik egyenesszárnyú faj abundanciaértéke.

Ez utóbbi alkalmazását indokoltta teszi, hogy az élőhelyzavarásra érzékeny egyenesszárnyú fajok az országos relatív gyakorisági indexeiken alapuló kategorizálás szerint ritkának számítanak. A tömegarányokat is figyelembe vevő, átlagoló képlet így a szenzibilis fajok nagyobb abundanciája esetén az élőhely „látható” természetességét kvantifikálja.

Régóta ismert, hogy a növényzet struktúrája erősen befolyásolja a benne élő egyenesszárnyú-együttes szerkezetét (pl.: Rácz *et al.* 1994). Törekvéseinknek alapot adott ez az erős élőhelyfüggés, így alapkérdésünkké az vált, hogy az egyenesszárnyúak természetessége mennyire követi a befogadó növényzetét.

Eredmények és értékelésük

Az ugyanazon mintavételre vonatkozó növényzet-természetességet és egyenesszárnyú együttes-természetességet közös diagramon ábrázoltuk (1. ábra).



1. ábra. A növényzet és az egyenesszárnyú fauna összehasonlító természetességi értékelése a dorgi Strázsa- és Tábla-hegy mintavételi területein (1999).

Az egyes felvételek értékei nagymértékű hasonlóságot mutatnak, ez azt jelzi, hogy az egyes mintavételi területeket az egyenesszárnyúak és a növényzet hasonlóan minősítette. A természetességi mutatók a növény és állat felvételeken hasonló tendenciákat mutatnak. A növényzet szempontjából magasabb természetességi értékű felvételek esetén az egyenesszárnyúakra vonatkozó index is legtöbb esetben hasonlóan magasabbnak mutatkozott.

Mindössze két helyen találunk kisebb eltérést az értékek között. Az egyik az M-07 és az M-08 mintavételi területek adatainál található, ennek a különbségnek a hátterében az áll, hogy a növényzet szempontjából egy meglehetősen átlagosnak minősíthető nyílt homokpusztagyep (M-08) egyenesszárnyú-együttese számos ritka karakterfaj (*Myrmeleotettix maculatus* Thunb., *Calliptamus barbarus* Costa) markánsan jelen lévő populációit foglalja magába, a vizsgált növénycönózisok egyik legtermészetesebb közösségét megjelenítve. A M-07-es mintavételi terület kiugróan magas növény-természetességi mutatóját leginkább egyetlen fajnak, a magas pontértékű, specialista, de az égetést jól tűrő *Stipa dasyphylla* Czern. mintegy 50%-os borításának köszönheti. E felvétel esetében a területhasználatot figyelembe véve az egyenesszárnyú-együttes indikációs értéke tekinthető helyesebbnek. Ez a tény különösen felhívja a figyelmet e képletek óvatos értelmezésére, továbbá a minél többoldalú megközelítés fontosságára, valamint a relatív gyakorisági index (egyenesszárnyúak), illetve a szociális magatartástípusokhoz tartozó index megállapításában tapasztalható különbségekre.

Az M-10-nél látható kiugró érték az egyenesszárnyúaknál nem jelenik meg. A két zárt homoki gyep (M-09 és M-10) *Chrysopogon gryllus* (Torn.) Trin. dominálta cönózisai egybevágó egyenesszárnyú-együtteseket éltetnek. Ennek hátterében a gyepstruktúra- és mikroklímfüggés állhat. M-11-nél a növény-természetesség mutatója kissé visszaesik, a mintavételi hely *Brachypodium pinnatum* (L.) P. B. gyepje viszont gyepfizionómiai vonásaival – a tömegesen jelentkező mezomorf pázsitfűfaj gyepjének hatása, kiegészülve a félárnyékos helyzettel – egyedülálló mikroklimatikus viszonyokkal jellemezhető habitatot hoz létre, számos értékes mezofil, illetve higrofil Orthoptera fajnak (pl. *Ruspolia nitidula*, *Chrysochraon dispar*, *Euthystira brachyptera*) adva otthont.

Az oszlopsor a többi helyen nagyon jól együtt „mozog”. A degradáció jeleként megjelenő kisebb természetességi értékkel jellemezhető növényzettel hasonló szerkezetű egyenesszárnyú-együttes él együtt.

Az ábra elemzéséből látszik, hogy az élőhelyek természetességének egyenesszárnyú fauna alapján történő értékelése objektívnek tűnik, és a növényzet is kitűnő indikátor. Az alkalmazott értékszámok eltérő szempontú megalkotásából fakadóan az adatsorok között szignifikáns korreláció nem mutatható ki, de a fent leírt „problémás” esetek elhagyásával fennáll ($p = 0,031$). A fenti áttekintésből az

is látszik, hogy a vizsgált rovarcsoport együtteseinek állapota nem követi teljesen a növényzet állapotát, de nagy vonalakban egybevéggel azzal.

Továbbra is kérdéses azonban az, hogy azonos struktúrájú, de eltérő fajkészletű gyepek esetében egy ilyen elemzés milyen tanulságokkal szolgál. Ugyancsak a módszer finomítását szolgálja majd az egyenesszárnyúakra vonatkozó gyakorisági kategóriák – újabb eredmények tükrében történő – pontosítása.

A természetvédelmi kezelési tervek készítésekor számos esetben ellentmondó célok fogalmazódnak meg a növényzet, illetve az állatvilág megőrzésének kapcsán. A kísérlet alá vetett „számszerűsítő” módszer tökéletesítés után talán komplexebbé és valóságosabbá teheti az értékítéleteket.

*

Köszönetnyilvánítás – A szerzők hálás köszönetüket fejezik ki Rác Istvánnak, Horváth Ferencnek és Kisbenedek Tibornak a kéziratához fűzött javító szándékú megjegyzéseikért.

Irodalomjegyzék

- Báldi, A., Csorba, G. & Korsós, Z. (1995): *Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Báldi, A. & Kisbenedek, T. (1997): Orthopteran assemblages as indicators of grassland naturalness in Hungary. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* **66**: 121–129.
- Bartha, D. (1995): Ökológiai és természetvédelmi mutatószámok alkalmazása a vegetáció értékelésében. – *Tilia* **1**: 170–185.
- Bauer, N. (2000): A Strázsa- és Tábla-hegyek flórája és vegetációja, fitoindikációs elemzése – Diplomadolgozat, Pécs
- 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. (1991a): A magyar flóra magatartás típusai II. – Magyar Ökológus Kongresszus, Abstract, Keszthely, p. 22.
- Borhidi, A. (1991b): *A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és természetvédelmi értékszámai*. – Sokszorosított kiadvány Pécs, pp. 1–48.
- Borhidi, A. (1993): *A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai*. – KTM-OTVH és JPTE kiadványa, 95 pp.
- Buchar, J. (1992): Kommentierte Artenliste der Spinnen Böhmens (Araneida). – *Acta Universitas Carolinae Biologica* **36**: 383–428.
- Dévai, Gy. & Miskolczi, M. (1987): Javaslat egy új környezetminősítő értékelési eljárásra a szitakötők hálótérképek szerinti előfordulási adatai alapján. – *Acta biol. Debrecina* **20**: 33–54.
- Dévai, Gy., Précsényi, I., Tóthmérész, B. & Miskolczi, M. (1988): Szitakötő-fajegyüttesek összetételének és változásának ökológiai értékelése. – I. Magyar Ökológus Kongresszus, Budapest, 1988. ápr. 27–29.
- Harz, K. (1957): *Die Geradflügler Mitteleuropas*. – VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Harz, K. (1969): *Die Orthopteren Europas*. – Dr. W. Junk N.V., Publ., The Hague.

- Horváth, F., Tóthmérész, B. & Szilágyi, G. (1997): Az adatok feldolgozásának lépései. – In: Horváth, F., Rapcsák, T. & Szilágyi, G. (szerk.): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer I. Informatikai alapozás*. pp. 79–83.
- Kárpáti, I., Kárpáti, V. & Borbély, Gy. (1968): Magyarországon elterjedtebb ruderális gyomnövények synökológiai besorolása. – *A keszthelyi Agrártudományi Főiskola Közleményei* **10**: 1–40.
- Kenyeres, Z. (2000): Az egyenesszárnyú fajok és élőhelyük közötti kapcsolatok vizsgálata a dorogi Strázsa- és Tábla-hegyeken – Diplomadolgozat, Pécs
- Kisbenedek, T. & Báldi, A. (2000): What factors govern orthopteran community structure and species prevalence? – In: Lockwood *et al.* (szerk.): *Grasshoppers and Grassland Health*. pp. 97–107.
- Margóczy, K., Báldi, A., Dévai, Gy. & Horváth, F. (1997): A természetvédelmi ökológia kutatási prioritásai. – *Természetvéd. Közlem.* **5–6**: 5–16.
- Morschhauser, T. (1995): *A flóra és vegetáció indikációja és térinformatikai elemzése a Budai-hegységben*. – Kandidátusi disszertáció, JPTE, Pécs.
- Rácz, I. (1998): Biogeographical survey of the Orthoptera fauna in Central part of the Carpathian Basin (Hungary): Fauna types and community types. – *Articulata* **13**(1): 53–69.
- Rácz, I., Szilágyi, G. & Molnár, A. (1994): Sáskajárások a Hortobágyon. – II. Kelet-magyarországi erdő-, vad- és halgazdálkodási, természetvédelmi konferencia, Debrecen, 1994. XI. 5–6.
- Samu, F. & Szinétár, Cs. (1999): Bibliographic check list of the Hungarian spider fauna. – *Bull. Br. Arachnol. Soc.* **11**(5): 161–184.
- Simon, T. (1988): A hazai edényes flóra természetvédelmi-érték besorolása. – *Abstracta Botanica* **12**: 1–23.

Suggestion for the determination of naturalness of Orthoptera communities

Z. Kenyeres & N. Bauer

Natural History Museum of Bakony Mountains
H–8420 Zirc, Rákóczi tér 1, Hungary

During the preparation of assessments on nature conservation numeric quantification of the “naturalness” of the biocoenosis and follow up the changes with statistical methods in a certain area of study are always difficult. Assessment of a habitat on the basis of invertebrates – mainly due to the extremely high number of taxa and insufficient data of occurrences – is very uncertain. In this paper a suggestion is made for such assessment of Orthoptera with the application of a formula used in botany.

Strong habitat-dependence of grasshoppers served the base for our study, therefore we focused on our basic question namely that the naturalness of the examined group of insects how follows that of the vegetation of the habitat.

Grass-net samplings were done in the grass communities (Table 1) of Strázsa- and Tábla Hills at Dorog from June till September 1999. Animals collected in 5×5 m quadrats with 300 net slashes were regarded as one sample. Naturalness indices were calculated for 16 merged Orthoptera samplings and coenological surveys done on the same area (see formulas). Result were plotted on the figure.

Running of columns shows high similarity, congruence of some of their parts indicates similar qualification of certain habitats either by the Orthopteras or by the vegetation. Smaller deviations only found at two places. The first difference can be found at data of sampling plots M-07 and M-08.

In the background of this difference the Orthoptera community of the opened sandy lowland steppe includes populations of several rare, markedly present character species (*Myrmeleotettix maculatus*, *Calliptamus barbarus*) appearing one of the most natural plant communities examined. Outstanding vegetation naturalness index of sample site M-07 originates from the presence of one plant species, which tolerates burning quite well, the *Stipa dasyphylla* represented with 50% abundance. In case of the survey of this site – considering the use of land – indication value of Orthoptera communities is probably more appropriate. This fact calls the attention to proper interpretation of these formulas and to the importance of many-sided approach.

The index of naturalness of vegetation slightly drops at M-11, but the grass of the sampling site with *Brachypodium pinnatum* with its physiognomic features – the effect of the mesomorph grass species occurring in mass in addition with the half shade position – has established a habitat with unique microclimatic conditions providing home for some valuable mesophytic and hygrophytic Orthoptera species.

It can be seen from the above overview that the condition of insect communities studied does not always follow that of the vegetation, but quite similar in bigger scale. During the preparation of nature conservation handling plans in several cases controversial goals are formulated in relation to the conservation of the flora and fauna. The „numeric” method after bringing it to perfection might make the evaluations more complex and realistic.

Key words: nature conservation, habitat-qualification

A Kis-Balaton II. víztározó (Fenéki-tó) víziatkái

P. Zánkai Nóra

MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézete, 8237 Tihany, Fürdőtelepi u. 3

Összefoglaló: 1993–1998-ban a Kis-Balaton II. víztározó elárasztása után 5, illetve 8, vízminőségben eltérő helyen vizsgáltam a víziatka populáció összetételének és méretének éves és évszakos változását. Az állomány az elárasztás után (1994–1995) – a taxonszám kis változása mellett – jelentősen megnőtt. 1996 növekvő diverzitással, de már csökkenő egyedszámmal volt jellemezhető, majd a populáció mérete folyamatosan csökkent, miközben évenként 23–28 taxon alkotta az együtteseket.

A begyűjtött 51 taxon között a vízminőséget jelző fajok 3 csoportját lehetett elkülöníteni:

- áramló, gyér növényzetű helyeket kedvelő víziatkák. Ezek kis számban és csak az elárasztás utáni évben kerültek hálóba;
- a növényzettel borított ún. kis-vizeket kedvelők az 1–4. és a 6. gyűjtőhelyeken uralták az állományokat;
- a mocsaras vizeket, időnként anaerobiát is elviselők a 7. és 8. gyűjtőhelyeket népesítették be.

Öt év alatt egy gyűjtőhelyen átlagosan 86 atkát találtunk. Számuk a teljes víztározóban nyáron volt a legnagyobb (387/egyed/év) és ősszel a legkisebb (116 egyed/év). Márciusban a populációk 22–37%-át tették ki a kifejlett egyedek, mely arány májusra 90%-ra emelkedett a nyomra kifejtett válása következtében. Az ivarérettek között tavasszal többségben voltak a nőstények és a petés nőstények (hím : nőstény = 1 : 3,4), nyárra a nemek közötti arányok kiegyenlítődtek (hím : nőstény = 1 : 1,3).

A vizsgálatok során 3 új hazai faj (*Arrenurus inexploratus* Viets, *A. knauthi* Koen., *A. nagyszaloiensis* Szal.) és 2 endemikus taxon (*Thyas pachystoma pannonica* Szal., *Arrenurus karlyi* Szal.) is előkerült.

A Kis-Balaton II. víztározó víziatka faunája teljesen különbözik a régi Kis-Balatonétól. Már az elárasztás után is csak 3 közös taxont találtam.

Kulcsszavak: víziatka, faji összetétel, sűrűség, éves és évszakos változás, indikátor taxon

Bevezetés

A Kis-Balaton Védőrendszer létesítésekor azt a célt tűzték ki, hogy a régi mocsárvilág visszaállításával próbálják megvédeni a Balaton DNy-i területét, a Keszthely- öblöt az állandóan növekvő tápanyagterheléstől. A védőrendszer kiépítése két ütemben történt, az első részt, az ún. Hídvégi-tavat 1985-ben helyezték üzembe. A kutatások kiterjedtek a hidro-geokémiai környezet, a biológiai és az operatív üzemirányítást megalapozó vizsgálatok témaköreire (Pomogyi, 1991). A víziatkákat nem vizsgálták ennek keretében. A második ütem az ún. Fenéki-tó 16 km²-es részterületének elárasztása 1992-ben kezdődött. Egy évvel később, 1993

őszén indultak be, a természetvédelmi monitoring rendszer kiépítésének keretében, a víziatkákra is kiterjedő vizsgálatok (Szabó 1996).

A víziatkák, mint paraziták és mint ragadozók az egész földkerekség minden típusú vízében megtalálják életlehetőségeiket. Hatásuk a vizekben legalább háromirányú:

- parazitizmusukkal csökkentik a rovarlárvák és imágók sűrűségét;
- táplálkozásuk következtében visszaszorítják a kistrákók (Cladocera, Copepoda, Ostracoda) túlzott elszaporodását;
- táplálékul szolgálnak számos hallárva, illetve a halak számára.

Vizsgálataink során, a biomonitorozási elképzeléseknek megfelelően, célul tűztük ki egy olyan rendszer létrehozását, melyben

- indikátor taxonokkal vagy víziatka együttesekkel tudjuk jellemezni a Kis-Balaton II. víztározó különböző vízminőségű tájait;
- az indikátor taxonok megváltozásán, eltűnésén, az együttesek átalakulásán keresztül regisztráljuk az élőhelyeken bekövetkezett változásokat;
- évről évre követjük az elárasztás hatását a víziatka populációk méreteire;
- megvizsgáljuk sikerült-e átmenteni a régi Kis-Balaton víziatka együttesét, vagy annak tagjait a víztározó valamely területén.

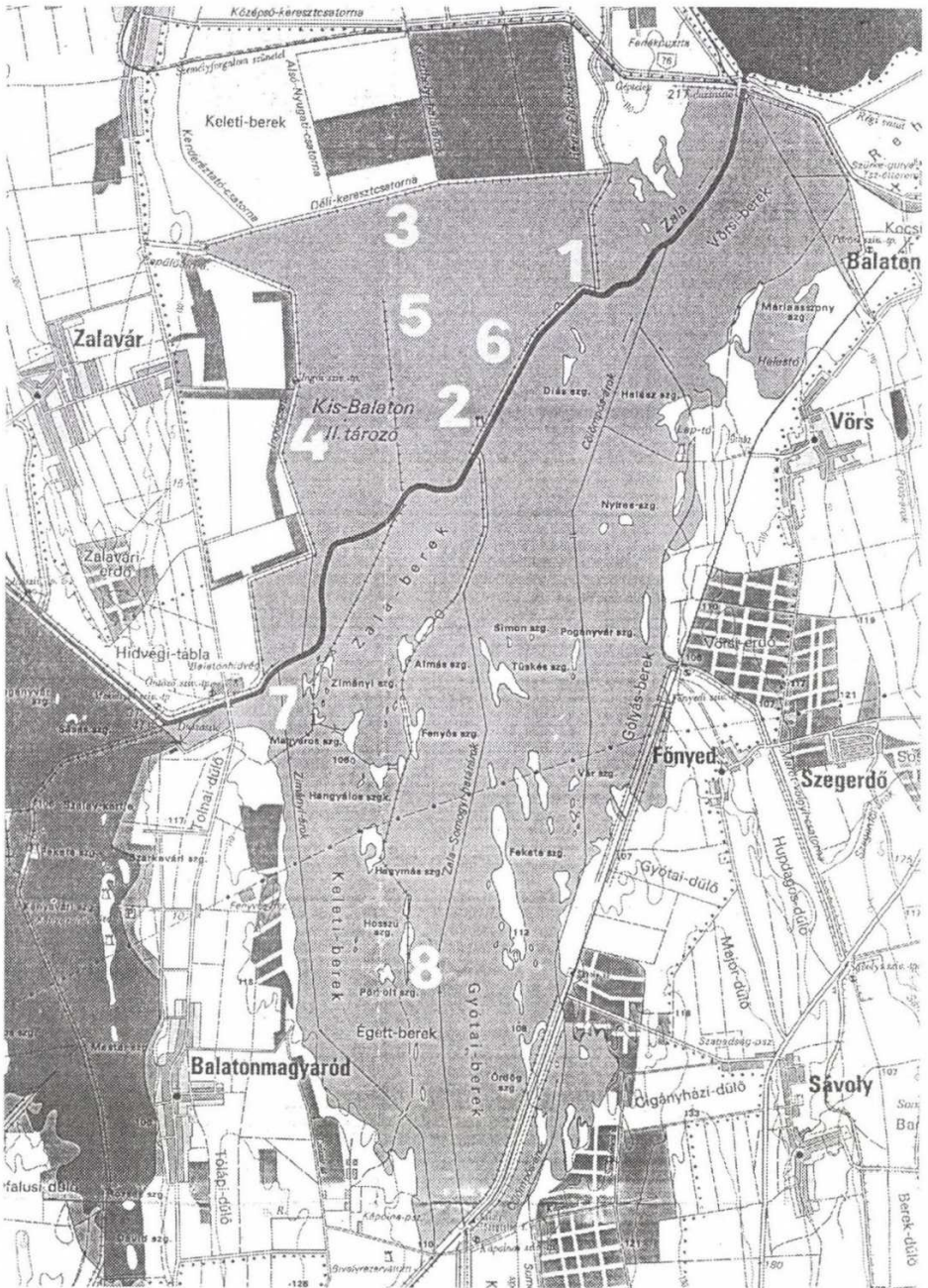
Vizsgálati helyek, időpontok, módszerek

A gyűjtőhelyek mindegyike növényzettel borított, vagy azzal körülvett kisebb-nagyobb vízfolt "tavacska" volt, egyes helyeken vízáramlást is feljegyeztünk.

1. gyűjtőhely. – Zalavári víz. A vizsgálatok első éveiben elég nagy kiterjedésű nyílt víz volt, később náddal borítottá vált. Tavasszal általában erősen algás (*Cladophora*) volt, nyáron és ősszel sok békatutaj, kevesebb *Myriophyllum*, kevés *Lemna trisulca* volt látható. 1997–98-ban ez utóbbi uralkodóvá vált, és 1998-ban a *Lemna minor*-ral együtt teljes borítást hozott létre.

2. gyűjtőhely. – Zalavári víz, bukóél. Mint az előző helyen itt is 1994–96-ban a békatutaj és a *Myriophyllum* volt a feltűnő, melyet kolokán foltok is tarkítottak. 1997 után egyre inkább elszaporodott a *Lemna trisulca*, azonban a kolokán szigetek megmaradtak.

3. gyűjtőhely. – Déli keresztcsatorna mellett. A nádas, sásos, kákás vízterületen gyékény is előfordult, egy-egy gyűjtéskor *Cladophora* tömeget, békatutajt, *Myriophyllum*-ot és *Ceratophyllum*-ot is feljegyeztünk. *Lemna* ugyan itt is volt majdnem minden gyűjtéskor, de kisebb tömegben, mint az előző helyeken. 1995 októberében erős H_2S szagot észleltünk.



1. ábra. Gyűjtőhelyek a Kis-Balaton II. víztározóban.

4. gyűjtőhely. – Ingói berek. A nádas ölelte kis nyílt víz tele volt nádtörmellekkel és *Myriophyllum*-mal. Ritkán *Lemna trisulca* tömegprodukción is kialakult, kevés békatutajt is feljegyeztünk. 1996-tól a nyílt vízi rész megnőtt, eleinte kevés hínár (*Myriophyllum*) még látszott benne, később gyakorlatilag makrovegetáció nélküli áramló vízzé vált.

5. gyűjtőhely. – Terelőtöltés vége. Sűrű nádassal határolt állandó vízáramlásban gyűjtöttünk. Eleinte a kevés *Lemna* és békatutaj mellett sok nádtörmelék, gyakran fonalas kékalga tömeg is feltűnt. Később a vízfolt növényzetmentessé vált.

6. gyűjtőhely. – Diás sziget. Növényzet szempontjából talán ez volt a legváltozatosabb élőhely. A 30×40 vagy 70×20 méter nagyságú vízfolt alján rothadó fűzfa és más fák leveleit találtuk, mely körül gyékény, káka és sás települt meg. Jellemző volt az amphibikus növények nagy száma. Több alkalommal (pl. 1995. tavasz és ősz) magas vízállást jegyeztünk fel, máskor (pl. 1998. tavasz) csak 10–20 cm mélységű vízben gyűjtöttünk. *Lemna* számos vizsgálat alkalmával feltűnt, de maximálisan is csak közepes sűrűséget ért el.

7. gyűjtőhely. – Zimányi berek. Rothadó növényi törmelék, levelek, ágak tömegével és szinte állandósult *Lemna* takaróval volt jellemezhető. A gyűjtések többségekor erős H₂S szagot is észleltünk. Időnként *Myriophyllum* foltok is feltűntek, többnyire már barnás, rothadó állapotban.

8. gyűjtőhely. – Hangyálos sziget közelében. 1996-ban rothadt fű és korhadék mellett sűrű gyékény és néhány szál káka díszlett. 1997-ben sűrű gyékény közül kellett a vizet „kitaposni”, őszre a víz gyakorlatilag eltűnt. 1998-ban 20–30 cm mély víz és sűrű sásos alakult ki.

A víztározó 1–5. (1993), 1–7. (1994–95), illetve 1–8. (1996–98) egymástól különböző távolságra levő pontján (1. ábra) fastégről szedtük a mintákat úgy, hogy a nádmentes területen 2 m²-es vízfelületet befogó fakeretet szúrtunk le az iszapba, majd az így bezárt vízterületet „áthálózva” gyűjtöttük be az állatokat gyakran a kiszakadt növényzettel, törmelékkel együtt. Laboratóriumba szállítás után az élő mintákat 62×50 cm-es fotótálakba öntöttük szét, majd a növényzet lemosása után válogattuk ki az élő víziatkákat. Koenike-féle folyadékban konzerváltunk. A gyűjtéseket 5 éven keresztül 1993 őszétől 98 őszéig, 3 évszakban egy-egy alkalommal végeztük, tavasszal március 18.–május 13., nyáron július 11–26., ősszel október 4.–november 15. közötti időszakokban.

Feldolgozás során a víziatkák kifejlett példányainak faji hovatartozását a testhossz felvétele (hátdoldalon homlokszegélytől a test végéig = H) és boncolás után határoztuk meg, a juvenilis, nympa stádiumú egyedeket csak genusokba soroltuk. Egyes fajok esetében olyan testrészek méreteit is megállapítottuk, melyek megkönnyítik a taxonok szisztematikai meghatározását, ugyanakkor a határozókönyvek egyikében sem szerepelnek (pl. *Arrenurus* nőstények IV. epimerái között).

ti távolság, vagy a *Hydryphantes* fajok homlokpajzsának hossz-szél viszonyai stb). Néhány nagyobb példányszámban gyűjtött atka-taxon morfológiai variabilitását is feljegyeztük.

Az egyes évszakok, évek és gyűjtőpontok víziatka együtteseinek összehasonlítására Marczewski-Steinhaus kizárólag az állományok minőségi összetételét figyelembe vevő indexe szolgált:

$$S = \frac{w}{a + b - w} \times 100$$

ahol w = a két összehasonlítandó gyűjtőhelyen levő közös taxonok száma, a = az egyikben levő összes taxon, b = a másikban levő összes taxon.

Eredmények

Öt év alatt (16 gyűjtés alkalmával) összesen 3703 víziatkát válogattunk ki a mintákból és vizsgáltunk át egyenként. Egy gyűjtési ponton (2 m²) átlagosan 86 példányt találtunk. Az atkaállomány nagysága évenként jelentősen különbözött, 1995-ben volt a legnagyobb és 98-ban a legkisebb (1. táblázat). Évszakosan is nagy eltérések alakultak ki, legnagyobbak voltak a populációk nyáron (átlagosan 387 egyed/év/1–8 pont), legkisebbek ősszel (átlagosan 116 egyed/év/1–8 pont).

Teljes vizsgálati időszakot tekintve az állományok 63%-a kifejlett állatokból állt, melyeknek több mint a fele (62,8%) nőstény és petés nőstény volt (2. táblázat). Az egyes évszakokat vetve össze, tavasszal volt a legkisebb az adultok aránya (58,8%) és nyáron a legnagyobb (65,5%). E különbség meggyőzőbbé válik, ha a tavaszi hónapokban talált populációk kifejlett példányainak arányát időrendi sorba helyezzük. A márciusi gyűjtésekkor az állományok mindössze 22–37%-a volt kifejlett, majd az áprilisi 67%-os arány májusra 90–91%-ra emelkedett. Azaz a tavaszi generációk ekkorra fejezték be fejlődésüket. Az ivararányok évszakos változása azt mutatta, hogy a populációk tavasszal főleg (77%-ban) áttelelt nőstényekből álltak, nyáron nem volt különösen nagy a nőstények fölénye (hím : nőstény = 1 : 1,28), ősszel viszont ismét megnőtt jelentőségük (61%) (2. táblázat).

A víziatka állományok 51 taxont foglaltak magukba, közöttük 3 faj volt új a hazai faunára (*Arrenurus inexploratus* Viets, *A. knauthei* Koen., *A. nagysalloensis* Szal.) és 2 endemikust (*Thyas pachystoma pannonica* Szal., *Arrenurus karlvietsi cognatus* Szal.), is találtunk (3–4. táblázat). A Kis-Balaton II. víztározó második hazai lelőhelye volt az *Arrenurus perforatus*, *Tiphys pistillifer* és *T. scaurus* fajoknak, valamint harmadik a Velencei-tóba ömlő Kajtor-csatornából leírt *Tiphys convexipalpis*-nak. E taxonok mindegyike ritkán és igen kis számban került csak háló-

1. táblázat. Víziatkák számának éves, évszakos változása az összes vizsgálati helyen (10–16 m³) és átlagos sűrűsége perctonként (2 m³).

Év	Egyed/év	Évszak	Egyed/10–16 m ³	Egyed/2 m ³
1993	139	ősz	139	27,8
1994	793	tavaszi	262	37,4
		nyár	269	38,4
		ősz	262	37,4
1995	1083	tavaszi	262	37,4
		nyár	683	97,6
		ősz	138	19,7
1996	686	tavaszi	270	33,7
		nyár	386	48,2
		ősz	30	3,7
1997	584	tavaszi	105	13,1
		nyár	453	56,6
		ősz	26	3,2
1998	418	tavaszi	171	21,4
		nyár	146	18,2
		ősz	101	12,6

ba, kivételt képezett az *Arrenurus inexploratus*. E faj lelőhelyei, eddig, nyugat- és észak-európai területeken voltak, elterjedésének keleti határa az Odera, ill. a Duna volt Bécsnél (Illies 1978). A Kis-Balaton II-ben való megjelenése nemcsak keleti irányú előrenyomulását jelenti, hanem azt is, hogy itt igen kedvező körülmények közé került, mivel a víztározóban szinte az összes vizsgálati év minden évszakában megtalálható volt, sűrűsége alapján e faj volt az állomány ötödik legnagyobb egyedszámú tagja (3. és 4. táblázat).

A víziatka együttesben a fajok száma évszakosan és évenként is változott. A víz hőmérsékletére nem érzékeny, azaz minden évszakban 17 taxon volt gyűjthető. A fauna tavasszal volt leginkább fajgazdag (40 taxon), közülük 13 csak ebben az évszakban került hálóra, nyáron 29-et, ősszel 27-et találtunk (3. táblázat). Az állományok tavasszal és nyáron 50%-ban azonos faji összetételűek voltak, valamelyest kisebb (46%) volt a hasonlóság a tavaszi és az őszi együttesek között. Legkevesebb 23, legtöbb 34 taxont találtunk egy-egy évben. 1994 és 98-ban egyaránt 28, 95- és 97-ben 23, illetve 1996-ban 34 eltérő fajú víziatkát mutattunk ki. Az állomá-

2. táblázat. Víziatka állományok összetétele.

Gyűjtési idő	Adult %	Hím %	Nőstény %	Nympha %
1993.X.04.	46,8	35,4	64,6	53,2
1994.III.18.	37,4	36,7	63,6	62,6
VII.26.	83,6	44,0	56,0	16,4
X.11.	60,3	32,9	67,1	39,7
1995.III.28.	22,5	20,3	79,7	77,5
VII.11.	56,7	47,0	53,0	43,3
X.16.	73,2	19,8	80,2	26,8
1996.V.13.	91,8	19,7	80,3	8,2
VII.16.	73,0	40,1	59,9	27,0
XI.05.	80,0	33,3	66,7	20,0
1997.IV.08.	66,7	17,1	82,9	33,3
VII.21.	60,7	43,3	56,7	39,3
X.15.	80,8	76,2	23,8	19,2
1998.V.18.	90,0	21,4	78,6	10,0
VII.13.	67,8	43,4	56,6	32,2
X.13.	72,3	71,2	28,8	27,7

nyok évenkénti összevetése 42–68%-os hasonlóságot mutatott, 1994–95-ben 64%-os volt, illetve 97–98-ban volt a legnagyobb mértékű (68%).

Az 51 taxon 11 genuszba volt sorolható, leggazdagabb az *Arrenurus* (17 taxon), melyet a *Piona* (10 taxon) és a *Hydryphantes* (9 taxon) követett (3. és 4. táblázat). Az *Arrenurus*-ok 17 taxonjába 1452 víziatkát soroltunk, közülük 1436 volt a kifejlett és mindössze 21 a nympa stádiumú egyed. Ezzel szemben a 10 *Piona* taxon 2010 példányából a 695 adult mellett közel kétszer annyi volt a nympa. Különösen nyáron volt igen magas (73%) a genuszon belüli arányuk (3. táblázat). E jelenség oka a 2 genusz fajainak eltérő életciklusával magyarázható (a *Piona*-k hosszabb ideig vannak nympa stádiumban). Minden év minden időszakában csupán 2 faj, a kis testű, páncélozott *Arrenurus globator* és a nagy testű, puha bőrű *Piona alpicola controversiosa* volt az együttesek állandó tagja (3. és 4. táblázat). Mennyiségileg is ez a két faj uralta az állományokat összesen 848, illetve 527 kifejlett példánnyal. Mindkét faj ubiquista, melyek Európa szinte minden típusú vizében megélnek, sőt nagy populációt fejlesztenek ki. Ugyancsak 100-nál több

3. táblázat. A Kis-Balaton II. víztározóban gyűjtött víziatkák sűrűsége (egyed/2 m²) 1993–1998 között.

Évszak	Tavaszi					Nyári					Őszi					
	94	95	96	97	98	94	95	96	97	98	93	94	95	96	97	98
<i>Arrenurus batillifer</i> Koen.					2	1		6	17		1	1				8
<i>Arrenurus bifidicodulus</i> Piers.		3		2	6	19	6	17	4	3		3	1	1		
<i>Arrenurus cuspidator</i> (Müll.)			5	4	2		8	11	18	1	4		2		1	
<i>Arrenurus cuspidifer</i> Piers.												1				
<i>Arrenurus fimbriatus</i> Koen.			1	1	1	6	5	2	5		1	1	1			
<i>Arrenurus globator</i> (Müll.)	16	5	30	28	40	120	197	129	92	37	9	43	43	9	10	40
<i>Arrenurus inexploratus</i> Viets	6	5	1		12	23	1	15	9	9	9	2		2		1
<i>Arrenurus integrator</i> (Müll.)	1	2	13	1	4	10	38	9	15	4	1	5	3			8
<i>Arrenurus karlvietsi cognatus</i> Szal.	1	1														
<i>Arrenurus knauthi</i> Koen.					1	2			7							1
<i>Arrenurus maculator</i> (Müll.)					9	1	3	4	4	4						
<i>Arrenurus nagysalloensis</i> Szal.																
<i>Arrenurus nodosus</i> Koen.												1				
<i>Arrenurus perforatus</i> George					1			2		1						
<i>Arrenurus pugionifer</i> Koen.											4	2	1			
<i>Arrenurus stecki</i> Koen.	5		2	2		7	13	4	22	9	11	6	6	2		
<i>Arrenurus truncatellus</i> (Müll.)		1		2	4	1	4	6	13	3	1					
<i>Eylais degenerata</i> Koen.			1													
<i>Eylais tantilla</i> Koen.						1		1								
<i>Hydrachna conjuncta hungarica</i> Szal.								1								
<i>Hydrachna geographica</i> (Müll.)				1												
<i>Hydrachna globosa</i> (Geer)					4			2	1						1	
<i>Hydryphantes bayeri</i> Pissarov.				1	1											
<i>Hydryphantes crassipalpis</i> Koen.			1						2	1						
<i>Hydryphantes dispar</i> (Schaub)				1												
<i>Hydryphantes flexuosus</i> (Koen.)			1													
<i>Hydryphantes flexuosus thoni</i> Piers.	1		1				1			2						1
<i>Hydryphantes placionis</i> Thon	1															
<i>Hydryphantes ruber</i> (Geer)														1		

3. táblázat (folytatás)

Évszak	Tavaszi					Nyár					Ősz					
	94	95	96	97	98	94	95	96	97	98	93	94	95	96	97	98
Fajok																
<i>Hydryphantes ruber nonundulatus</i> Viets	1	5	1													2
<i>Hydryphantes ruber tenuipalpis</i> Thon	1	1									1					
<i>Limnesia fulgida</i> Koch	1		1	3	7	3	9	7	14	7	2	3			6	3
<i>Neumania spinipes</i> (Müll.)	5		2	2		3	14	1		1	6	13	7		2	
<i>Neumania vernalis</i> (Müll.)	2															
<i>Piona alpicola</i> Neum.	3					2		4				5				
<i>Piona alpicola controversiosa</i> Piers.	17	22	104	6	27	25	84	59	42	11	11	72	36	6	2	3
<i>Piona carnea</i> (Koch)								1								
<i>Piona clavicornis</i> (Müll.)	12	4		2										2		
<i>Piona coccinea gracilipalpis</i> Ldbl.	1						1	1								
<i>Piona nodata</i> (Müll.)	21	7	55	12	5				3	2	1	1				
<i>Piona nodata annulata</i> Thor	2	2			2											
<i>Piona nodata laminata</i> Thor			2													
<i>Piona obturbans</i> (Piers.)			2	1	6											
<i>Piona pusilla</i> (Neum.)	1		2		1	1			1							
<i>Pionopsis lutescens</i> (Herm.)			5					1								
<i>Thyas pachystoma pannonica</i> Szal.		1												1		1
<i>Tiphys convexipalpis</i> L. Ponyi					5											
<i>Tiphys ornatus</i> Koch			17		14				1							
<i>Tiphys pistillifer</i> (Koen.)										2						4
<i>Tiphys scaurus</i> (Koen.)			1													
<i>Unionicola minor</i> Soar											1					
Juvenilis atkák																
<i>Arrenurus nympha</i>	1		2			1	4		8	2		1				2
<i>Hydrachna nympha</i>			5													
<i>Hydryphantes nympha</i>	2	2	5	2	1				2	2					1	1
<i>Limnesia nympha</i>							1	2	4	3						
<i>Neumania nympha</i>																
<i>Piona nympha</i>	161	201	10	34	16	42	292	102	169	40	73	104	37	4	4	26
<i>Unionicola nympha</i>						1										

4. táblázat. A Kis-Balaton II. víztározó (1–8) pontján gyűjtött víziatkák sűrűsége (egyed/2 m³) 1993–1998 között.

Gyűjtési pontok Fajok	1				2				3				4										
	93	94	95	96	97	98	93	94	95	96	97	98	93	94	95	96	97	98	93	94	95	97	
<i>Arrenurus batillifer</i> Koen.									6	13	7			1			4	1	1				
<i>Arrenurus bifidicodulus</i> Piers.					1				1					2			3						
<i>Arrenurus cuspidator</i> (Müll.)	1		1	2	13	1	2		9	14	6	2					3	1	1				
<i>Arrenurus cuspidifer</i> Piers.								1															
<i>Arrenurus fimbriatus</i> Koen.		1	2	1	1			2			1	1		1							1		
<i>Arrenurus globator</i> (Müll.)	15	35	12	44	6	4	26	139	125	38	101	4	118	68	31	47	3	1	11	5	1		
<i>Arrenurus inexploratus</i> Viets	4		1				2	1	1	1	1	2	2	1		1	2	6					
<i>Arrenurus integrator</i> (Müll.)	1	2		3			4	33	11	9	12	1	7	3	8	4							
<i>Arrenurus karlvietsi cognatus</i> Szal.																							1
<i>Arrenurus knauthi</i> Koen.											7	1											
<i>Arrenurus maculator</i> (Müll.)					3				3	1	1	2						7		1			
<i>Arrenurus nagysalloensis</i> Szal.						2																	
<i>Arrenurus nodosus</i> Koen.							1																
<i>Arrenurus perforatus</i> George										2									2				
<i>Arrenurus pugionifer</i> Koen.																					4		
<i>Arrenurus stecki</i> Koen.	1	3	12	2			5	5	5	3	21	8		7	2		1			5	3		
<i>Arrenurus truncatellus</i> (Müll.)					1				4		7					1	7	4	1	1			
<i>Eylais degenerata</i> Koen.										1													
<i>Eylais tantilla</i> Koen.								1								1							
<i>Hydrachna conjecta hung.</i> Szal.																							1
<i>Hydrachna geographica</i> (Müll.)																	1						
<i>Hydrachna globosa</i> (Geer)				2	2							2											
<i>Hydryphantes crassipalpis</i> Koen.					2											1							
<i>Hydryphantes dispar</i> (Schaub)											1												
<i>Hydryphantes flex. thoni</i> Piers.												1							1				
<i>Hydryphantes placationis</i> Thon														1									
<i>Hydryphantes ruber nonun.</i> Viets										1						2							2
<i>Hydryphantes ruber ten.</i> Thon																1				1	1		
<i>Limnesia fulgida</i> Koch	1			3	2	6		5	7	5	19	10	1	1	1		1						
<i>Neumania spinipes</i> (Müll.)		2	1	1			6	17	14	2	3				1		1	1				1	

4. táblázat (folytatás)

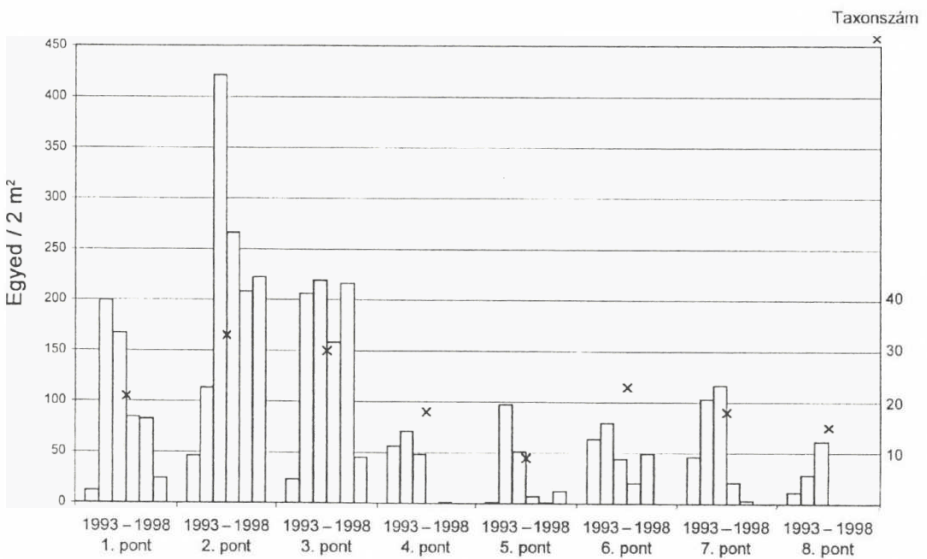
<i>Neumania vernalis</i> (Müll.)																		2																																																																																																																											
<i>Piona alpicola</i> (Neum.)																		5																		1																		4																																																																																							
<i>Piona alpicola controvers.</i> Piers	4	66	34	52	8	5																		3	22	18	9	23	1	10	31	63	21	3	6	2	8																																																																																																								
<i>Piona carnea</i> (Koch)																																			1																																																																																																										
<i>Piona clavicornis</i> (Müll.)																		2	2																		3	4																		1																		1																																																																			
<i>Piona coccinea gracilip.</i> Ldbl.																		1																																			1	1																																																																																							
<i>Piona nodata</i> (Müll.)																																			2																		2	1	1																		5	2	3																		16																																																
<i>Piona nodata laminata</i> Thor																																																				1																																																																																									
<i>Piona obturbans</i> (Piers.)																																																				1																																																				4																		1																			
<i>Piona pusilla</i> (Neum.)																		1																		1	2	1																																																																																																							
<i>Pionopsis lutescens</i> (Herm.)																																																																					1																																																																								
<i>Thyas pachystoma pannon.</i> Szal																																																				1																																																				1																																					
<i>Tiphys convexipalpis</i> L. Ponyi																																																																																						4																																																							
<i>Tiphys ornatus</i> Koch																																																				10	9																																			3																																																					
<i>Tiphys scaurus</i> (Koen.)																																																																					1																																																																								
<i>Unionicola minor</i> Soar																																			1																																																																																																										
Juvenilis atkák																																																																																																																																													
<i>Arrenurus nympha</i>																																																				1	4	1	1																		1																		2																																																		
<i>Hydrachna nympha</i>																																																																					5																																																																								
<i>Hydryphantes nympha</i>																																																																																						1	1																		1																		2																		2
<i>Limnesia nympha</i>																																																				1	1	2																		1	1	4	1																																																																		
<i>Neumania nympha</i>																																																				1																																																																																									
<i>Piona nympha</i>	5	98	78	6																		1	26	37	175	55	63	34	13	50	106	38	117	10	29	32	29																																																																																																								
<i>Unionicola nympha</i>																																																				1																																																																																									
																									5					6					7					8																																																																																																					
																									93	94	95	96	97	98	94	95	96	97	98	94	95	96	97	98	96	97	98	96	97	98																																																																																															
<i>Arrenurus batillifer</i> Koen.																																																				1																																																				2																																					
<i>Arrenurus bifidicodulus</i> Piers.																																																				1																		19	7	6	2	9																		3	11																																																
<i>Arrenurus fimbriatus</i> Koen.																																																				1																																																				3	3	2	4																																		
<i>Arrenurus globator</i> (Müll.)																																																				8	2																																			4																																																					
<i>Arrenurus inexploratus</i> Viets	1																																																																					5	23	4	15																		2	7	14																																																
<i>Arrenurus integrator</i> (Müll.)																																																				1																		2	3																		3	1	2	3																		1																															
<i>Arrenurus karlvietsi</i> cogn. Szal.																																																				1																																																																																									

4. táblázat (folytatása)

	5				6				7				8						
	93	94	95	96	97	98	94	95	96	97	98	94	95	96	97	98	96	97	98
<i>Arrenurus knauthi</i> Koen.												1	2						
<i>Arrenurus maculator</i> (Müll.)												3		3		1			
<i>Arrenurus pugionifer</i> Koen.								1					2						
<i>Arrenurus stecki</i> Koen.												1		3	1			1	
<i>Arrenurus truncatellus</i> (Müll.)												2		1	5				1
<i>Hydrachna globosa</i> (Geer)																2			
<i>Hydryphantes bayeri</i> Pisarov.																		1	1
<i>Hydryphantes crassipalpis</i> Koen.																			1
<i>Hydryphantes flexuosus</i> (Koen.)																		1	
<i>Hydryphantes flexuosus thoni</i> Piers.			1									1					1		1
<i>Hydryphantes ruber</i> (Geer)								1											
<i>Hydryphantes ruber nonun.</i> Viets												1	1						2
<i>Limnesia fulgida</i> Koch							1	1		1	1								
<i>Neumania spinipes</i> (Müll.)							2	4											
<i>Piona alpicola</i> (Neum.)		1											3						
<i>Piona alpicola controversiosa</i> Piers.	26	11	7		4	5	1	19	11	6	3	35	10	1					
<i>Piona clavicornis</i> (Müll.)	1																		
<i>Piona nodata</i> (Müll.)						4	4	1	4			2	50	6				1	3
<i>Piona nodata annulata</i> Thor						2						2							2
<i>Piona nodata laminata</i> Thor								1											
<i>Piona obturbans</i> (Piers.)								2		1									
<i>Piona pusilla</i> (Neum.)									1										
<i>Pionopsis lutescens</i> (Herm.)													4			1			
<i>Thyas pachystoma pannonica</i> Szal.																			1
<i>Tiphys convexipalpis</i> L. Ponyi											1								
<i>Tiphys ornatus</i> Koch											1		4					1	2
<i>Tiphys pistillifer</i> (Koen.)																			6
Juvenilis atkák																			
<i>Arrenurus</i> nympa							2	2			1								2
<i>Hydryphantes</i> nympa													2	1			3	3	2
<i>Piona</i> nympa	65	39		1	8	19	53	12	1	7	6	50	4	8		3	14	22	

példányt gyűjtöttünk az inkább nyári kifejlődésű *Arrenurus integrator* és a tavaszi *Piona nodata*-ból. A víztározó ötödik leggyakoribb faja az új hazai *Arrenurus inexploratus* volt, mely a genusz többi taxonjához hasonlóan ugyancsak nyáron fordult elő legnagyobb tömegben (3. táblázat). Egy alkalommal, egy-egy példányban 10 taxon (*Arrenurus cuspidifer*, *Eylais degenerata*, *Hydrachna conjuncta hungarica*, *H. geographica*, *Hydryphantes dispar*, *H. placationis*, *H. ruber ruber*, *Piona carnea*, *Tiphys scaurus*, *Unionicola minor*) került hálóbá, közöttük vannak nagyobb tavakat, patakok alsó folyásait kedvelők, egészen kora tavaszi fajok stb.

A víziatka állományok nagysága és összetétele jelentősen különbözött az egyes gyűjtési pontokon. Az 5 éves vizsgálati periódus folyamán legnagyobb atkaállományt a Zalavári vízben a bukóél mellett (2. pont) találtunk, melyet 34%- al kisebb népességgel követett a Déli keresztcsatorna gyűjtőhelye (3. pont) (2. ábra). Az Ingói berekben (4. pont) az első három vizsgálati évben még volt néhány víziatka, 1996–98-ban viszont már csak 1, illetve egyetlen példányt sem tudunk gyűjteni. Az atkapopuláció fokozatos méretcsökkenését tapasztaltuk a terelőtöltés végénél (5.) és a Zimányi berekben (7.) levő pontokban is. A 8. ponton később volt a feltöltés és több gyűjtés alkalmával ki is volt száradva, atkaállománya ennek ellenére az évek folyamán növekedett, mely főleg a *Piona nympha*-k és az *Arrenurus inexploratus* új hazai faj számbeli növekedésének volt köszönhető. A taxonszám követte az állománysűrűséget, a bukóél melletti és a keresztcsatornában levő (2. és 3.) pontokon volt a legnagyobb és a terelőtöltés végén (5. pont) a legkisebb (2. ábra).



2. ábra. Víziatka állomány nagyságának és taxonszámának változása a gyűjtési pontokon.

A Zalavári víz pontjai (1. és 2.), valamint a Déli keresztcsatorna (3.) és a Diás sziget melletti (6.) vízterületek egészen más fajokkal voltak jellemezhetőek, mint a terelőtöltés végén (5.), illetve a Zimányi berek (7.) és a 8. pont vizei (4. táblázat). Az Ingói berek (4.) pontján vett mintákban – ha volt bennük egyáltalán víziatka – az fajilag inkább az 1., 2., 3. és 6. pontcsoporton találtakkal egyezett meg. E helyeken az *Arrenurus globator* abszolút dominanciáját a *Piona alpicola controversiosa* szubdominanciája követte. Az oxigénigényesebb *Arrenurus integrator* sűrűségben többszörösen megelőzte a „mocsárkedvelő” *A. inexploratus*-t. Mind a négy gyűjtési pontra jellemző volt az *A. stecki* nagyobb száma is. Három faj, az *A. cuspidator*, *Limnesia fulgida*, valamint a *Neumania spinipes* kizárólag e vízterületekről került hálóba. Ugyancsak e négy pontra jellemző tavaszi faj volt a kisebb állóvizekben élő *Piona clavicornis* is, melyből 1 példányt a terelőtöltés végén (5.) is találtunk. Kizárólag az Ingói berek (4.) áramló vizében gyűjtöttük a *Hydrachna coniecta hungarica*-t. A terelőtöltés végén (5.) a *Piona alpicola controversiosa* volt az uralkodó faj, évenként csökkenő példányszámmal, míg az *Arrenurus globator*-nak mindössze egyetlen egyede került hálóba 1994-ben. A Zimányi berek gyűjtőpontján 2 fajt a *P. alpicola controversiosa*-t és az *Arrenurus inexploratus*-t, közel egyenlő mennyiségben gyűjtöttük, azonban kizárólag e területre jellemző taxont nem találtunk. A 8. gyűjtési pont atkaállománya tavasszal a *Hydryphantes* genusz fajaival, nyáron az *Arrenurus inexploratus*-al volt jellemezhető. A nyáron kisebb, ősszel nagyobb számban itt gyűjtött *Tiphys pistillifer* ritka mocsárlakó faj, melynek hazánk a legkeletibb lelőhelye, kizárólag e ponton tudtuk gyűjteni.

Az 5 év összes vizsgálatát figyelembe véve az állományok faji összetétele az 1. 2. 3. és 6. pontokon hasonlított leginkább egymáshoz, kisebb volt a 4-es pont

5. táblázat. Gyűjtési pontok víziatka állományának hasonlósága (%) 1993–98-ban.

Gyűjtési pontok	1	2	3	4	5	6	7	8
1	1	46	53	35	32	47	34	21
2		–	50	34	25	42	36	26
3			–	42	31	47	40	35
4				–	26	43	39	23
5					–	26	20	17
6						–	52	27
7							–	46
8								–

víziatkáival az egyezés. 50%-nál nagyobb mértékben hasonlított egymásra a 6. és 7. gyűjtőhely atkapopulációja, illetve 46%-ban a 7. és 8. pontoké (5. táblázat).

Taxonómiai és ökológiai megjegyzések

Arrenurus batillifer Koen. – 26 hím ($H = 1,2$ mm, petiolussal együtt 1,4 mm), 10 nőstény ($H = 1,63$ mm). Kizárólag a 2–6. pontokon fordult elő, a 2. gyűjtőhelyen számos példányban (4. táblázat). A víztározóban vízminőség jelző szerepe van.

Arrenurus bifidicodulus Piers. – 28 hím ($H = 0,86 \pm 0,81$ mm), 37 nőstény ($H = 1,22 \pm 0,5$ mm). A nőstények meghatározása és elkülönítése az *A. inexploratus* egyedektől nagyobb gyakorlatot követel és bizonyos méretek ismerete nélkül alig lehetséges. Így az *A. bifidicodulus* nőstényeinek a IV. epimerák belső széleinek egymástól való távolsága ($135 \mu\text{m}$) megegyezik a genitális ajakmező szélességével és a genitális ajkak magasságával. A tapogatók II. ízének oldalán 2, illetve 4 serte is lehet, utóbbi közül 2 túlnyúlik a III. ízén. Majd minden vizsgált ponton megtaláltuk, sűrűsége alapján azonban inkább a 6. pont jellemző víziatkájának lehet tekinteni (4. táblázat).

Arrenurus cuspidator Müll. – 17 hím ($H = 1,3$ mm), 39 nőstény ($H = 1,4$ mm). A nőstények homlokszegélye némelykor egyenes, máskor enyhén homorú. A IV. epimerák belső szegélye közötti távolság $146 \mu\text{m}$, a genitális ajakmező szélessége $180 \mu\text{m}$, magassága $155 \mu\text{m}$. A víztározóban csak az 1–4. gyűjtési helyeken került hálóba, ezért vízminőséget jelez.

Arrenurus fimbriatus Koen. – 10 hím ($H = 0,73\text{--}0,76$ mm), 14 nőstény ($H = 0,76 \pm 0,07$ mm). A IV. epimerák belső széle egymástól $40\text{--}50 \mu\text{m}$ -nyi távolságra van. Egy genitális ajak szélessége $50\text{--}55 \mu\text{m}$, a genitális ajakmező magassága $110\text{--}130 \mu\text{m}$. A tapogató II. ízének belső oldalán 3 rövid és 1 hosszú, pillás serte van. Utóbbi túlnyúlik a III. ízén is. Tipikus mocsári faj, mely a 7. ponton fejlesztette ki legnagyobb népességét (4. táblázat).

Arrenurus globator Müll. – 290 hím ($H = 0,75 \pm 0,08$ mm), 559 nőstény ($H = 0,84 \pm 0,07$ mm). E faj igen gyakori az álló és lassan folydogáló vizekben (Szalay 1964). A régi Kis-Balaton ötödik leggyakoribb taxonja volt (Szalay 1955). A Balaton környéki mocsarokról említik, a 90-es években már a tó északi partjának öbleiben is feltűnt, sőt a második legnagyobb példányszámú faj volt (Szalay 1956, Zánkai 1993).

Arrenurus inexploratus Viets – 36 hím ($H = 0,99 \pm 0,04$ mm), 59 nőstény ($H = 1,16 \pm 0,08$ mm). A majdnem fekete, iszapszínű példányok közül a hímet Viets 1930-ban írta le Németországból a nőstényt Halbert 1944-ben Írországból, mint a tudományra nézve új fajt. Azóta több más európai országban is megtalálták (Illies

1978). Magyarországon a Kis-Balaton II. víztározó az első lelőhelye. A hím példányok meghatározása általában nem okoz gondot, bár a leírástól eltérően a tapogató II. ízének belső oldalán 4–9 serte helyett több példányon csak 2–6 sertét találtunk. A tapogató IV. ízének hát-hasi magassága 45 μm volt, ivarszerve a test végétől 195 μm magasságban, a IV. epimera alsó szélétől 134 μm távolságra helyezkedett el. A tojás alakú, egyenes homlokszegélyű nőstények meghatározását bizonyos testméretek ismerete megkönnyíti. Így a IV. epimerák belső oldalainak egymástól mért távolsága (146 μm) azonos, a genitális ajakmező szélességével. Egy-egy ivarlemez hosszúsága megegyezik vagy rövidebb a genitális ajkak magasságánál. A IV. epimerák belső sarka 140 μm távolságra van az ivarnyílás felső szélétől. A tapogató IV. ízének egyenes oldala kétszer hosszabb, mint az íz szélessége. A II. íz belső oldalán 4–9 serte van, melyek túlnyúlnak a III. íz distális végén. Bár az *A. inexploratus*-t az összes gyűjtési ponton megtaláltuk, sűrűsége alapján, úgy tűnik, a rothadó, növényzetes vizeket pl. a 7. gyűjtőterületet kedveli.

Arrenurus integrator Müll. – 55 hím ($H = 0,86 \pm 0,06$ mm), 59 nőstény ($H = 1,03 \pm 0,07$ mm). A kékeslila színű víziatkák mindkét neme jól elkülöníthető az előző faj példányaitól a tapogató IV. ízének alakja és hossza alapján. A nőstények faji hovatartozásának eldöntését megkönnyítik bizonyos méretbeli ismeretek. Így a IV. epimerák belső oldalai között 97 μm a távolság, a genitális ajakmező szélessége 150 μm . Az ivarmező a test végétől 268, a IV. epimera belső csúcsától 150 μm távolságra van. Korábban erdei tócsában, mocsárban, a Soroksári-Duna holtágában, a 90-es években a Balaton északi partjáról gyűjtötték (Szalay 1964, Tyahun 1977, Zánkai 1993).

Arrenurus karlvietsi cognatus Szal. – 2 nőstény ($H = 1,17 - 1,38$ mm). Sötét-szürke víziatka, melyet a törzsalakkal együtt 1941-ben írt le Szalay, mint új változatot Bátorliget és környékéről. Jellegzetes e varietasz második epimeracsoportjának helyzete. A III. epimerák belső oldala közötti távolság 122, a IV. epimerák közötti 158 μm -nak adódott. Mindkét példányt mindkét évben márciusban gyűjtöttük a 4. és 6. pontról (4. táblázat).

Arrenurus knauthei Koen. – 11 hím ($H = 0,87$ mm). Új hazai faj. Jellegzetes a test hátulsó végének morfológiája, valamint a tapogató II. ízén levő szörpamacs. A Limnofauna Europaea (1978) szerint csak állóvizekben él meg, Viets (1936) mocsárból említi. A környékünkön Németországból, Csehszlovákiából és a Szovjetunióból írtak le példányokat. A víztározó számos, változatos vízminőségű pontjáról előkerült.

Arrenurus nagysalloensis Szal. – 2 nőstény ($H = 0,82 - 0,87$ mm). Új hazai faj. Jellemző a III. és IV. epimerák belső oldalának csúcsos alakja, valamint egymáshoz való közelsége (38 μm). Ugyancsak feltűnő a genitális ajakmező közelsége (51 μm) a IV. epimerák belső sarkához, valamint távolsága a test végétől (306

μm). A tapogató II. ízének belső oldalán egymástól azonos távolságban ($40 \mu\text{m}$) majdnem egy sorban 4 serte ered. A fajt Szlovákiából, forrás-mocsárból írta le Szalay (1934), azóta nem ismeretes újabb megjelenése. Gyűjtésekor a Kis-Balaton II. víztározó 1. számú pontján a nádas mellett *Lemna minor* szőnyeg volt.

Arrenurus nodosus Koen. – 1 nőstény ($H = 0,76 \text{ mm}$). Új hazai fajként 1992-ben a Balaton Kerekedi- és Bozsai-öblében találták meg több példányát (Zánkai 1993). Jellemző a IV. epimerák közötti távolság ($30 \mu\text{m}$) és alsó szélük, valamint a genitális ajakmező felső széle közelsége ($36 \mu\text{m}$). A nőstények talán legfontosabbnak írt határozói bélyege, a genitális ajakfoltokat összekötő kitinléc, alig volt látható.

Arrenurus perforatus George – 4 nőstény ($H = 1,08\text{--}1,14 \text{ mm}$). Az előző taxonhoz hasonlóan e faj első hazai lelőhelye is a Balaton Kerekedi-öble volt (Zánkai 1993). A Kis-Balaton II.-ben a *Myriophyllum*-mal sűrűn benőtt kolokános, békátutajos, *Lemna* borítású helyeken gyűjtöttük (4. táblázat).

Arrenurus pugionifer Koen. – 5 hím ($H = 0,97\text{--}1,05 \text{ mm}$), 2 nőstény ($H = 1,18 \text{ mm}$). A hím példányok nagyobb nehézség nélkül elkülöníthetők a közel álló *A. integrator* és *A. inexploratus* fajoktól a testvégük formája alapján. A nőstények meghatározása azonban, mint általában az *Arrenurus* nőstényeké, sok tapasztalatot igényel. Bizonyos méretek ismerete ezt megkönnyíti. Így például a IV. epimerák belső oldalának távolsága egymástól ($158 \mu\text{m}$) megegyezik a genitális ajkak magasságával. A tapogató II. ízén 5–6 hosszabb serte található. 1993–95-ben csak őszi mintákban találtunk kevés példányt. Feltehetőleg nem túl válogatós élőhelyeiben, mivel a víztározó 4., 6. és 7. egymástól vízminőségben eléggé eltérő pontjain is gyűjtöttünk (4. táblázat). Korábról erdei tócsák, árkok voltak lelőhelyei (Szalay 1964).

Arrenurus stecki Koen. – 33 hím ($H = 0,61 \pm 0,07 \text{ mm}$), 54 nőstény ($H = 0,71 \pm 0,03 \text{ mm}$). E lilásbarna színű víziatka első hazai lelőhelye ugyancsak a Balaton partja volt a 90-es években (Zánkai 1993). A nőstények néhány jellemző mérete: a IV. epimerák belső oldalának távolsága egymástól $60 \mu\text{m}$, egy genitális ajkak szélessége $45 \mu\text{m}$, magassága $110 \mu\text{m}$. A genitális ajakmező azonos távolságra ($100 \mu\text{m}$) van a test végétől és a IV. epimera belső, alsó sarkától. A balatoni kis példányszám után, a víztározóban szinte minden ponton fellelhető volt, egyes helyeken tetemes populáció méretekkel (4. táblázat).

Arrenurus truncatellus (Müll.) – 9 hím ($H = 0,88\text{--}1,05 \text{ mm}$), 26 nőstény ($H = 1,14\text{--}1,17 \text{ mm}$). Az iszapszínű víziatkának mind a hím, mind a nőstény példányai jól elkülöníthetők a genusz többi fajától. A nőstényeknél a IV. epimerák egymástól való távolsága $95 \mu\text{m}$, a genitális ajakmező szélessége 135 , magassága $125 \mu\text{m}$. Szalay (1964) kis-víz kedvelőnek említi erdei tócsából és Szántód melletti mocsárból. A Kis-Balatonban gyakorlatilag minden ponton hálóba került.

Hydrachna conjecta hungarica Szal. – 1 hím ($H = 2,16$ mm). A nagy testű, piros víziatka meglehetősen gyakori a Velencei-tó környékén és a Balaton hínáros (*Potamogeton*) partjain. Ez a forma hazánkban endemikus (Szalay 1964). Kis-balatoni megjelenése váratlan, mivel az oxigén- és táplálékdús állóvizet kedveli. A víztározóban indikátor fajnak kell tekinteni, mely 1995-ben az Ingói (4.) pontról került elő, azonban a mocsarasodás és az oxigénhiány gyakorisága miatt később eltűnt minden gyűjtőhelyről.

Hydryphantes ruber nonundulatus Viets – 4 hím ($H = 1,41-1,55$ mm), 5 nőstény ($H = 1,55-1,68$ mm). A határozókönyvekben leírtakkal szemben a víztározóban gyűjtött példányok homlokpajzsának elülső része szélesebb (átl. $460 \mu\text{m}$), mint a magassága (átl. $427 \mu\text{m}$). A tapogató IV. ízének dorsoventrális magassága (átl. $55 \mu\text{m}$) viszont megegyezett a szájkorong átmérőjével.

Hydryphantes ruber tenuipalpis Thon – 1 hím ($H = 1,61$ mm), 2 nőstény ($H = 1,99-2,07$ mm). Homlokpajzsának maximális szélessége $622 \mu\text{m}$, magassága $451 \mu\text{m}$. A tapogató IV. ízének dorsoventrális magassága ($60 \mu\text{m}$) kisebb, mint a szájkorong átmérője ($73 \mu\text{m}$).

Piona alpicola Neum. – 4 hím ($H = 0,97-1,2$ mm), 10 nőstény ($H = 1,8 \pm 0,1$ mm). A határozókönyvek (Viets 1936, Lundblad 1959, Besseling 1964, Szalay 1964) e faj jellemző morfológiai bélyegének tartják a tapogatók IV. ízén levő szördudorok, valamint az ivarpórusok számát. E könyvek szerint a két nagyobb szördudor mellett több kisebb is található. Az ivarpórusok száma 20–25 lehet. Az általunk gyűjtött példányoknál a szördudorok száma 4–4, illetve 4–5 volt, az ivarpórusok száma viszont egyetlen példánynál sem érte el a leírtakat (ivarlemezenként 15–18 pórust számoltunk). A faj változata a *P. a. controversiosa* Piers. (hím $H = 1,2 \pm 0,05$ mm, nőstény $H = 1,63 \pm 0,24$ mm), mely a Kis-Balaton II. víztározó második legszámasabb víziatkája volt, a leírások szerint a törzsalaktól éppen a tapogató IV. ízén levő szördudorok számában (2) és az ivarpórusok számában (hímnél 10–12, nősténynél 10–15) különbözik. A víztározóban élő változat mindkét nembeli példányainál, de különösképpen a hímeknél a szördudorok száma tapogatóként 3 és 5 között változott, 2 szördudorral bíró példányt nem találtunk. Az ivarpórusok száma is több volt a vártnál. Hímeknél 11–17, nőstényeknél 11–19 volt egy-egy ivarlemezen. Bár e munkában a két taxont elkülönítettük, más leltőhelyek példányainak ismeretében összevonásuk lehetségesnek tűnik.

Piona clavicornis Müll. – 10 hím ($H = 0,81 \pm 0,09$ mm), 10 nőstény ($H = 1,18 \pm 0,13$ mm). Kizárólag tavasszal az 1–5. (1994), illetve az 1–3. pontokon gyűjtöttük a határozókönyvek leírásaitól az ivarpórusok számában lényegesen eltérő példányokat. Viets (1936), Besseling (1964), Szalay (1964) mindkét nemnél 8–12 ivarpórust említenek. A víztározó példányainál azonban a hímeken 11–17, a nősténye-

ken 7–14 ivarpórust számoltunk meg. A nőstényeknél az átlagértékek megegyeztek, a hímeknél jelentősen túllépték a leírtakat.

Tiphys pistillifer Koen. – 4 hím (H = 0,63–0,65 mm), 2 nőstény (H = 0,85 mm). E ritkának említett (Szalay 1964) víziatkát kizárólag a 8. pont mocsarában gyűjtöttük 1998 nyarán a nőstényeket és ősszel a hímeket. Eddigi lelőhelyei alapján tipikus mocsárlakónak tartjuk.

Eredmények megbeszélése

A Kis-Balaton víziatkáinak tanulmányozása a múlt század végére nyúlik vissza (Daday 1897a, b). Ekkor a vízterületről mindössze 4 faj volt ismert. Később, az 1932-es gyűjtések anyagában 15 taxont határoztak meg, majd az 1950-ből származó minták feldolgozása után összesen 20-ra emelkedett a kis-balatoni fajszám. Bár e vizsgálatok időszakában a Kis-Balaton inkább tó volt, mely többé-kevésbé kapcsolatban állt a Balatonnal is, mindössze 5 közös taxont találtak a két vízterületen (Szalay 1955). Többségük kozmopolita, eurytherm, eurytop faj, többnyire nagy népséggel, melyek a Balatonon kívül más nagy vizek, így a Velencei-tó víziatka állományának is a tagjai voltak. Az ősi Kis-Balaton uralkodó víziatkái a *Hydrodroma despiciens* és a *Hydrachna globosa* volt, kisebb sűrűséggel fordult elő a *Limnesia fulgida*, *Unionicola crassipes* és *Arrenurus globator* (Szalay 1955). Az első kettő az eutróf oxigéndús vizeket kedveli, utóbbiak kevésbé válogatósak élethelyük tekintetében.

A mai Kis-Balaton II. víztározó víziatka állománya teljesen más, mint a korábbi Kis-Balatonban volt. Más volt már az elöntés utáni időszakban is, mikor a nulla állapotot mértük fel. Ekkor a víztározóban talált 16 taxonból összesen 3 faj egyezett meg a Szalay által leírtakkal, ezek sűrűségük alapján a régi kis-balatoni állomány 3–5. helyén álltak. Viszont már ekkor is több, jellegzetesen mocsárlakó taxon (*Arrenurus fimbriatus*, *A. inexploratus*, *A. truncatellus*) került elő.

A gyűjtőpontok közül 1993-ban az Ingói berek (4.) mind taxon-, mind egyedszámban jelentősen megelőzte az összes helyet, míg a terelőtöltés (5.) vizében már ekkor is csak egyetlen víziatkát gyűjtöttünk. A későbbiekben (1994–95) a taxonszám nem nagy változása mellett az egész tározóban megnőtt az atkaállomány. Az egyes pontokon a populációk méretének sorrendje ($2 > 3 > 1 > 6 = 4 > 5 >$) a két évben alig változott. Az 1996-os év növekvő diverzitással és már csökkenő populáció méretekkel volt jellemezhető. Az Ingói berekben (4.) és a terelőtöltés végén (5.) már egyáltalán nem vagy alig-alig találtunk víziatkát. A víztározó 1–7. pontjain a példányszámok csökkenése a következő években is folytatódott, míg a taxonszám 23–28/év szinten állapodott meg. Vagyis az elöntés után kb. 3 évig nőtt

a taxon- és egyedszám, míg a víztározó növényzettel borított, oxigénben relatíve gazdag eutróf víz volt, majd a rothadás és a sűrű anaerobia kialakulásával együtt mindkét mutató, de különösen a mennyiségi jelző, lecsökkent. A vízzel elöntés kezdeti hatása a víziatkákra a 8. ponton volt leginkább nyomon követhető. Itt 1996-ban néhány tavaszi fajjal és pár példánnyal indult az állomány, a következő évre már megháromszorozódott, majd 1998-ra a fajszaám az eredeti háromezorosára, az egyedszám hatszorosára nőtt (4. táblázat). Feltehetően a következő években már az állomány csökkenése következett volna be.

A Kis-Balaton II. víztározóban az 51 taxon között vízminőséget jelző fajok sokaságát találtuk, melyek 3 nagyobb csoportja volt elkülöníthető:

- Mozgó, hullámozó gyér növényzetű vagy növényzetmentes vizeket kedvelő taxonok (*Hydrachna conjecta hungarica*, *Arrenurus karlvietsi cognatus*). A kevés fajból csak néhány példány került hálóba, többnyire az Ingói berekben (4.) az elárasztás közeli években.
- Taxonok, melyek a dús növényzetű (békaturaj, kolokán, *Myriophyllum*, káka, sás) kisebb-nagyobb szabad vízfelülettel, valamint jó oxigénellátottsággal bíró vizeket kedvelik. E csoportba tartoznak a kis vizek, valamint a nagy tavak (Balaton, Velencei-tó, Fertő) növényzetes parti övének lakói. Utóbbiak között vannak azok a fajok, melyek a víztározóban az 1–4. és a 6. pontokon uralták az állományokat (*Arrenurus globator*, *A. cuspidator*, *Limnesia fulgida*, *Neumania* fajok, *Piona clavicornis*). Ide kell sorolni a ritka, de kizárólag a fenti pontokon talált víziatkákat is (*Arrenurus batillifer*, *A. perforatus*, *Eylais* és *Hydrachna* fajok, több *Piona* faj és a *Tiphys convexipalpis*).
- Az időnként anaerob viszonyokat is elviselő, mocsaras, rothadó vizekben is megélő víziatkák. Ezek azok a taxonok, melyek a víztározóban a Zimányi berek (7.) és a Hangyálos sziget közeli ponton (8.) az állományok többségét alkották (*Arrenurus fimbriatus*, *A. inexploratus*, *Tiphys pistillifer*). A mocsarasodást jól tűrték a *Hydryphantes* fajok és a *Tiphys ornatus* is.

A víziatkák elszaporodása vagy eltűnése egy vízi területről a vízminőség megváltozásán túl összefügghet a fejlődésükhöz szükséges gazdaállatok, pl. *Arrenurus*-ok esetében Odonata (Coenagrionidae) vagy Nematocera (Dixidae, Culicidae, Chaoboridae, Tanyponidae) hiányával vagy jelenlétével (Stechmann 1976–77). A Kis-Balaton II. víztározó leggyakoribb faja az *Arrenurus globator* lárváit korábban *Culex* lárvákon és *Dytiscus*-on jegyezték fel (Böttger 1962). Újabb vizsgálatok bebizonyították, hogy az *Arrenurus*-ok, de különösen az *A. globator* a legkevésbé válogató gazdaállatait illetően, szívesen telepszik rá a Chironomida lárvákra és imágókra (Booth & Learner 1978, Kouwets & Davids 1984). E parazita-gazda

kapcsolat oly szoros lehet, hogy az *Arrenurus* lárvák túlzott megtelepedése a gazda faj eltűnéséhez vezethet (Mitchel 1998).

A régi Kis-Balaton negyedik leggyakoribb fájának az *Unionicola crassipes*-nek teljes hiánya a víztározóban összefügghet gazdaállatai az *Unio* fajok hiányával. Bár újabban e víziatka lárváit megtalálták a *Chironomus plumosus* lárvákon és imágókon (Booth & Learner 1978), sőt Chironomida-ról (*Limnochironomus*, *Tanytarsus* stb.) is leírták (Kouwets & Davids 1984).

A víziatkák elszaporodásának – jelen esetben csak elméletileg – gátat szabhat a táplálékállatok kis száma, illetve hiánya. Például a víztározó uralkodó genuszának az *Arrenurus*-nak a fajai az Ostracoda-kat preferálják, míg a *Piona*-k mind nympa, mind adult korban a kis *Daphnia*-k fogyasztóiként táplálékkonkurrensei számos hálnak és egyéb szervezetnek (Gledhill 1985).

*

Köszönetnyilvánítás – Hálásan köszönöm dr. Ponyi Jenőnek a gyűjtések kivitelezését és a jegyzőkönyvek átadását, valamint Starkné Mecsnóbel Ildikónak a víziatkák lelkiismeretes kiválogatását. A munka elvégzését a Nyugat-dunántúli Vízügyi Igazgatóság finanszírozta.

Irodalomjegyzék

- Besseling, A. J. (1964): *De Nederlandse Watermijten (Hydrachnellae Latreille 1802)*. – Monographieen van de Nederlandsche Entomologische Vereeniging. 1. Amsterdam, 199 pp.
- Booth, J. P. & Learner, M. A. (1978): The parasitization of chironomid midges (Diptera) by water-mite larvae (Hydracarina: Acari) in a eutrophic reservoir in South Wales. – *Arch. Hydrobiol.* **84**: 1–28.
- Böttger, K. (1962): Zur Biologie und Ethologie der einheimischen Wassermilben *Arrenurus* (*Megaluracarus*) *globator* (Müll., 1776), *Piona nodata nodata* (Müll., 1776) und *Eylais infundibulifera meridionalis* (Thon, 1899) (*Hydrachnellae*, Acari). – *Zool. Jb. Syst.* **89**: 501–584.
- Daday, J. (1897a): Mikroskopische Süßwassertiere der Umgebung des Balaton. – *Zool. Syst.* **19**: 37–97.
- Daday, J. (1897b): Víziatkák (*Hydrachnidae*). – In: *A Balaton tudományos tanulmányozásának eredményei*. 2. 1. Budapest, pp. 181–188.
- Gledhill, T. (1985): Water mites – predators and parasites. – In: *35. Annual Report of Freshwater Biological Association, Ambleside*. pp. 45–59.
- Illies, J. (ed.) (1978): *Limnofauna Europaea*. – Gustav Fischer Verl., Stuttgart, pp. 154–181.
- Kouwets, F. A. C. & Davids, C. (1984): The occurrence of chironomid imagines in an area near Utrecht (the Netherlands), and their relations to water mite larvae. – *Arch. Hydrobiol.* **99**: 296–317.
- Lundblad, O. (1959): Zur Kenntnis süd- und mitteleuropäischer Hydrachnellén. – *Ark. Zool. Ser.* **2**. 10: 1–306.
- Mitchel, R. (1998): The behavior of *Arrenurus* larvae (Acari: Hydrachnidae) parasitizing Diptera. – *Acarologia* **39**(1): 49–55.

- Pomogyi, P. (szerk.) (1991): *A Kis-Balaton Védőrendszer kémiai-, biológiai, anyagforgalmi vizsgálatai*. – Összefoglaló jelentés az 1985–1990 közötti kutatásokról. Szombathely–Keszthely, 258 pp.
- Stechmann, D. H. (1976–77): Zur Phänologie und zum Wirtspektrum einiger an Zygopteren (Odonata) und Nematoceren (Diptera) ektoparasitisch auftretenden Arrenurus-Arten (Hydrachnellae, Acari). – *Z. ang. Ent.* **82**: 349–355.
- Szabó, Ö. (1996): Természetvédelem és biomonitorozás a Kis-Balatonon. – In: Pomogyi P. (szerk.): *2. Kis-Balaton Ankt. Összefoglaló értékelés a Kis-Balaton Védőrendszer 1991–1995 közötti kutatási eredményeiről*. Keszthely, pp. 35–37.
- Szalay, L. (1934): Eine neue Hydracarina aus der Gattung Arrenurus Dugés. – *Zool. Anz.* **107** H. (3–4): 63–66.
- Szalay, L. (1955): Wassermilben (Hydrachnellae) aus dem Kis-Balaton. – *Acta zool. hung.* **1**: 129–153.
- Szalay, L. (1956): Wassermilben (Hydrachnellae) aus der Umgebung des Balatons. – *Acta zool. hung.* **2**: 269–300.
- Szalay, L. (1964): Víziatkák. – Hydracarina. – *Magyarország Állatvilága – Fauna Hungariae*. 18, 380 pp.
- Tyahun, Sz. (1977): Populationsdynamische Untersuchungen der Mesofauna in den Laichkrautbeständen des Donauarmes von Soroksár. – *Opusc. Zool. Budapest* **10**: 349–358.
- Viets, K. (1936): Wassermilben oder Hydracarina (Hydrachnellae und Halacaridae). – In: Dahl, F. (ed.): *Tierwelt Deutschlands*, Vol. 31–32, 574 pp.
- Zánkai N. P. (1993): A Balaton északi partjának víziatkái. – *Állatt. Közlem.* **79**: 113–134.

Occurrence and distribution of water mites (Hydracarina) in the Kis-Balaton II Reservoir

N. P. Zánkai

Balaton Limnological Research Institute of the Hungarian Academy of Sciences
H-8237 Tihany, Fürdőtelepi u. 3, Hungary

Abstract: Species composition and abundance of water mite populations were studied in the Kis-Balaton reservoir at 5–8 sampling stations of different water quality. Samples were taken each seasonal between October 1993 and October 1998. Altogether 51 mite taxa were collected, among them the dominating genera were *Arrenurus* (17 taxa) and *Piona* (10 taxa). This faunal composition is characteristic for the highly eutrophic lakes. Some species, which are common and numerous in other lakes, could be collected only in small numbers after flooding. Phytophilous, small-water-body species dominated the 1–4 and 6 stations, while some taxa preferring marshy conditions occurred in 7 and 8 stations. These latter species can also tolerate temporary anoxic conditions.

Three water mite species (*Arrenurus inexploratus* Viets, *A. knauthi* Koen., *A. nagysalloensis* Szal.) proved to be new for the Hungarian fauna.

Key words: water mites, species composition, density, annual and seasonal changes

A Dráva magyarországi felső szakaszának természetvédelmi értékelése halfaunája alapján

Majer József & Bordács Margit¹

*Pécsi Tudományegyetem, TTK, Általános és Alkalmazott Ökológiai Tanszék
7601 Pécs, Ifjúság útja 6*

¹Pannonöko. Bt., 7634 Pécs, Daru dűlő 47

Összefoglaló: A Dráva sajátos Magyar- és Horvátország közötti helyzete fokozottan szükségessé teszi a halfauna természetvédelmi célú értékelését. A Dráva Órtilosnál lép be először hazánkba, majd Zákány–Gyékényes térségében elhagyja azt. A kilépés közelében, a szomszéd ország Novo Virje mellett víztározó és egy sík vidéki vízi erőmű építését tervezte, ezt követően Bélavárnál érkezik ismét a folyó magyar területre. A horvátországi erőmű építése által okozott hatások indikálhatóak lesznek, ha a tervezett létesítmények felépítése előtt feltárjuk a folyó őrtilosi és bélavári térségében a folyó élővilágának alapállapotát. Ennek a programnak részeként feladatunk tűztük ki a folyó két magyarországi belépési szakaszának típusos élőhelyein a halfauna mennyiségi és minőségi összetétele felmérését. A Dráva hazai felső szakaszán 10 helyen mintavételeztünk. Meghatároztuk valamennyi kijelölt hely abszolút (T_A) és relatív természetvédelmi (T_R) értékmutatóját. A két Dráva-szakaszon, 10 mintavételi helyen, összesen 40 halfajt sikerült kimutatni. Ebből 5 a védett, 4 a veszélyeztetett, 14 a ritka faj. A 40 fajból 27 Európában is veszélyeztetett, 14 szerepel a Berni Konvenció II. és III. függelékében, 4 pedig az Élőhelyvédelmi Irányelvek kézikönyvében.

Kulcsszavak: vízi erőmű, abszolút és relatív természeti érték

Bevezetés

A Dráva hazánk halfajokban leggazdagabb vizei közé tartozik, ennek ellenére e faunájának tervszerű, szisztematikus feltérképezése még nem történt meg. A halállomány módszeres felmérésével a fajok száma (betelepítettekkel és bevándoroltakkal együtt) valószínűleg a 60-at is meghaladja. A folyó szlovéniai és horvátországi alsószakasz jellegű részén történt beavatkozások (gát, erőműépítés stb.) módosították a környezeti tényezőket, amire az élőközösség, így a halfauna, mennyiségi és minőségi összetételének megváltozásával reagált. A Dráva Órtilosnál lép be először hazánkba, majd Zákány–Gyékényes térségében elhagyja azt. A kilépés közelében, a szomszéd ország Légrád és Novo Virje térségében víztározó és egy sík vidéki vízi erőmű építését tervezte. Ezt követően Bélavárnál érkezik ismét a folyó magyar területre. A Horvátországban tervezett erőmű megépítése okozta hatásokat azonban csak akkor lehet lemérni, ha a fauna alapállapot felvétele még a létesítmények elkészülte előtt megtörténik. Csak így lesz egy tényszerű vi-

szonyítási alap az élővilágban, köztük a halfaunában az erőmű létesítése hatására bekövetkezett változások méréséhez. A fauna mennyiségi és minőségi átalakulását folyamatában vizsgálva pedig az élőhelykomplex minőségi módosulásai indikálhatóak lesznek. A Dráva sajátos Magyar- és Horvátország közötti helyzete fokozottan szükségessé teszi a halfauna természetvédelmi célú értékelését. Ennek első eredményeit ismerteti jelen dolgozat. Feladatul tűztük ki az ichtiofauna mennyiségi és minőségi összetételének felmérését a folyó két magyarországi belépesi szakaszának típusos élőhelyein (1. és 2. térkép). Az ichtiológiai alapállapot felvétele, valamint ennek jövőbeli folyamatos tér- és időbeli változása indikálhatja a horvátországi beavatkozások hatását.

A Dráva magyarországi felső szakaszának legfontosabb jellemzői

A Dráva főágát Witkowsky *et al.* (1984) nyomán négy szakaszra osztják. Ezek a következők: 1. montán, 2. szubmontán (a/ felső, b/ alsó), 3. alföldi, 4. torkolati. Nálunk a Dráván ezek közül, a meder alakját és a domináns aljzatot is figyelembe véve, csak az alföldi szakasz fordul elő. A folyókat korábban a halak alapján osztották fel (pl. közismert Fric 1872-ben készült felosztása: *Salmo*, *Barbus*, *Orthrias* és *Tinca* dominanciájú zónák). A szakaszok természetesen nem különülnek el élesen egymástól, ezért az egész folyót érdemes egy olyan, hosszirányban a torkolat felé folyamatosan változó rendszernek tekinteni, ahol az alsóbb szakaszok élőközösség szintű folyamatai a felsőbb szakaszokéval szoros összefüggésben és kölcsönhatásban vannak. A szakaszokat nem tekintik (joggal) önálló ökológiai működési egységnek. Sajnos a Dráva folyót, mint tájökológiai működési entitást erősen torzították a folyószabályozási műveletek és a vízlépcsők. Mindkettő jelentős hatással bír a vízjárásra, a vízlépcsők mesterségesen fragmentálják a folyókontinuumot (elsősorban a határunk feletti folyószakaszon). A vízi erőművek (amikből a Dráván eddig 24-et helyeztek üzembe) csúcsrajáratása jelentős, akár napi 1,2 m vízszintingadozást okoz, ami számos eddig jórészt fel sem mért hatással bír a halfaunára. Ezek közül például nagy kárt okoz az, hogy a sekély, ívársra igen alkalmas területek a nap bizonyos szakában szárazra kerülnek, és ez az ikrák pusztulását okozza. A mellékágak sokkal gyorsabban töltődnek fel izsappal, mivel a nap bizonyos részében egyáltalán nem mozog a víz bennük.

A jelenlegi fajgazdagság és egyedszám megtartásának feltételei: az ívársra alkalmas helyek vízszintjének állandósítása – legalább az ikrák kikeléséig –, a nem őshonos fajok visszaszorítása, a halak változatos élőhelyeinek fenntartása. A mellékágaknak kiemelt szerepük van a halfauna megmaradásában és védelmében. A Drávából ismert halak túlnyomó többsége (a márnát, a paducot és még néhány fajt

kivéve) lassú áramlású vagy éppenséggel állóvizekben szaporodik, ilyen helyeket többnyire csak a mellékágakban találunk.

A főmeder szakasz kivételével, a jelenlegi mellék- és a holtágrendszer, a szivárogtató csatornák, de még a vízgyűjtő patakjainak képe részben vagy teljes egészében művi beavatkozás, azaz emberi behatás révén alakult ki. A korábbi vízügyi munkálatok az alábbi, részben mesterséges élőhelyeket hozták létre:

- főmeder vagy főág, és annak szabályozott része (kővel megerősített partoldal, megkotort, vagy éppen kavicskitermelésbe bevont mederrészek stb.);
- a hullámtérbe tartozó, csak magas vízállásnál vagy folyamatosan átöblített mellékágak.

A meder és a hidrológiai viszonyok változása a halfauna változását is egyértelműen maga után vonta. Sajnos a Dráva hossz-szelvényében módszeres, tudományos igényű halfelmérést nem végeztek, mindössze a szokványos faunisztikai adatok állnak rendelkezésünkre. Ezek közül Harka (1992) és Majer (1996, 1998) dolgozata irányul kizárólag a Drávára, illetve a Dráva befolyóinak torkolati szakaszára. Sallai (1999) több olyan fajt közöl a Mura hazai szakaszából, és a vele kapcsolatos vizekből, amelyekről még semmilyen adatunk sincs a Drávából, de előkerülésük várható. Pontos lelőhely nélküli adatokat találunk Vutskits (1917), Lovassy (1927) cikkében is. A magyarországi Dráva-szakasz halairól összesített először Harka (1992) készített. A kimutatás irodalmi adatokon, valamint a szerző kisszámú gyűjtésén alapul. A Duna–Dráva Nemzeti Park megalakulása óta a halfauna felmérése több-kevesebb rendszerességgel folyik. A Drávából a mintegy 80 hazai halfajból 56-ról van adat. Sajnos ezek közül a tokfélék egy része (a sőreg-, a vágótok és a viza) valószínűleg teljesen kiveszett a folyóból, mivel az utolsó 25 évben egyáltalán nem kerültek elő. Megjegyzendő, hogy a jelenlegi halfauna sem tükrözi teljesen a folyó szabályozása, a közép és felső szakaszon lévő vízi erőművek létesítése előtti fajösszetételt. Egyrészt elmaradt a tokfélék felvándorlása (Vaskapu Erőmű), másrészt a folyószabályozás, a kanyarulatok átvágása, és így a mederszakasz rövidülése szükségszerűen együtt járt a folyóvíz sebességének növekedésével, ami az áramláskedvelő halaknak az alsóbb szinttájakon való megjelenésével járt együtt. A faunaképet módosítják a faunaidegen, nemegyszer a faunára káros fajok is (naphal (*Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758)), kínai razbora (*Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842)), törpeharcsa (*Ictalurus nebulosus* (Le Sueur, 1819)), fekete törpeharcsa (*Ictalurus melas* (Rafinesque, 1820)), ezüstkárász (*Carassius auratus gibelio* (Hensel, 1971)) stb.). Célunk volt a Dráva előbbiekben vázolt halfaunájának természetvédelmi szempontú felmérése.

Anyag és módszer

A Dráva felső szakaszán összesen 10 helyen történt a mintavételezés (1. és 2. térkép). A mintavételi pontokat az 1. és 2. táblázatban foglaltuk össze. A folyón mind az Őrtilos–Zákány, mind pedig a Bélavár–Vízvár közötti részeken az alábbi, hasonló jellegű vizes élőhelyeket választottuk vizsgálati helynek:

- a főmeder vagy főág szabályozott része (kövel megerősített partoldal, megkotort, vagy éppen kavicskitermelésbe bevont mederrészek stb.);
- a hullámtérbe tartozó, csak magas vízállásnál vagy folyamatosan átöblített mellékágak;
- a folyó melletti, a védett területen lévő kavicsbányatavak.

1. táblázat. Mintavételi helyek Zákány–Őrtilos térségében

	N
Révmelléki sziget, Dráva főág	1
Révmelléki sziget, kavicsbánya-tó	2
Jegenyés-dűlő alatti parti szakasz	3
Zákány–Őrtilos közötti kavicszátonyok mellékágai	4
Zákány–Gyékényes közötti kavicszátonyok	5

N = A mintavételi hely sorszáma

2. táblázat. Mintavételi helyek Bélavár–Vízvár térségében

	N
Bélavár mellékág (Lókai-mezőnél)	6
Bélavár kavicsbányatavaknál lévő mellékág	7
Vízvár, Vízház alatti mellékág	8
Vízvár, kőgát	9
Vízvár, zátony	10

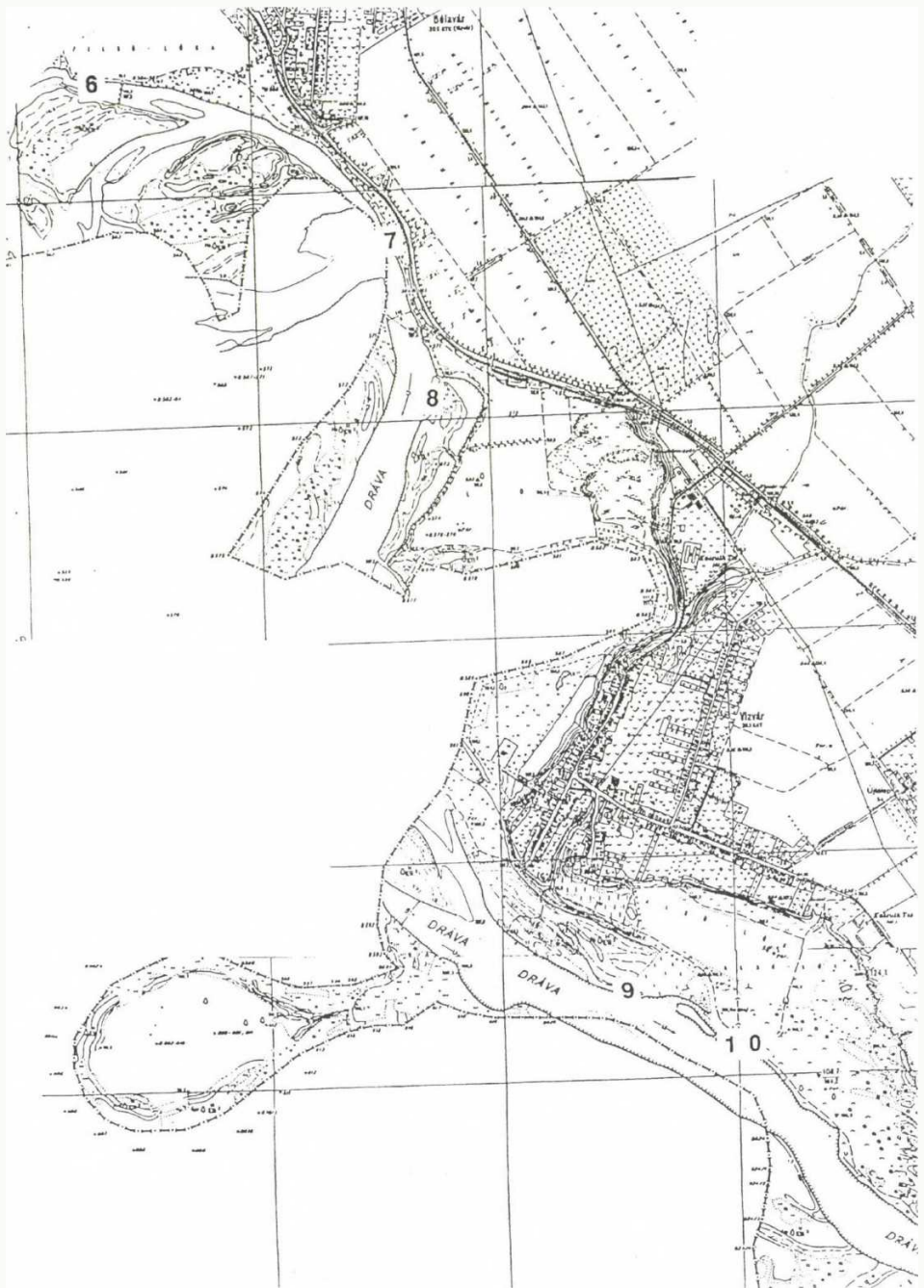
N = A mintavételi hely sorszáma

Mintavételi gyakoriság, a mintavétel ütemezése

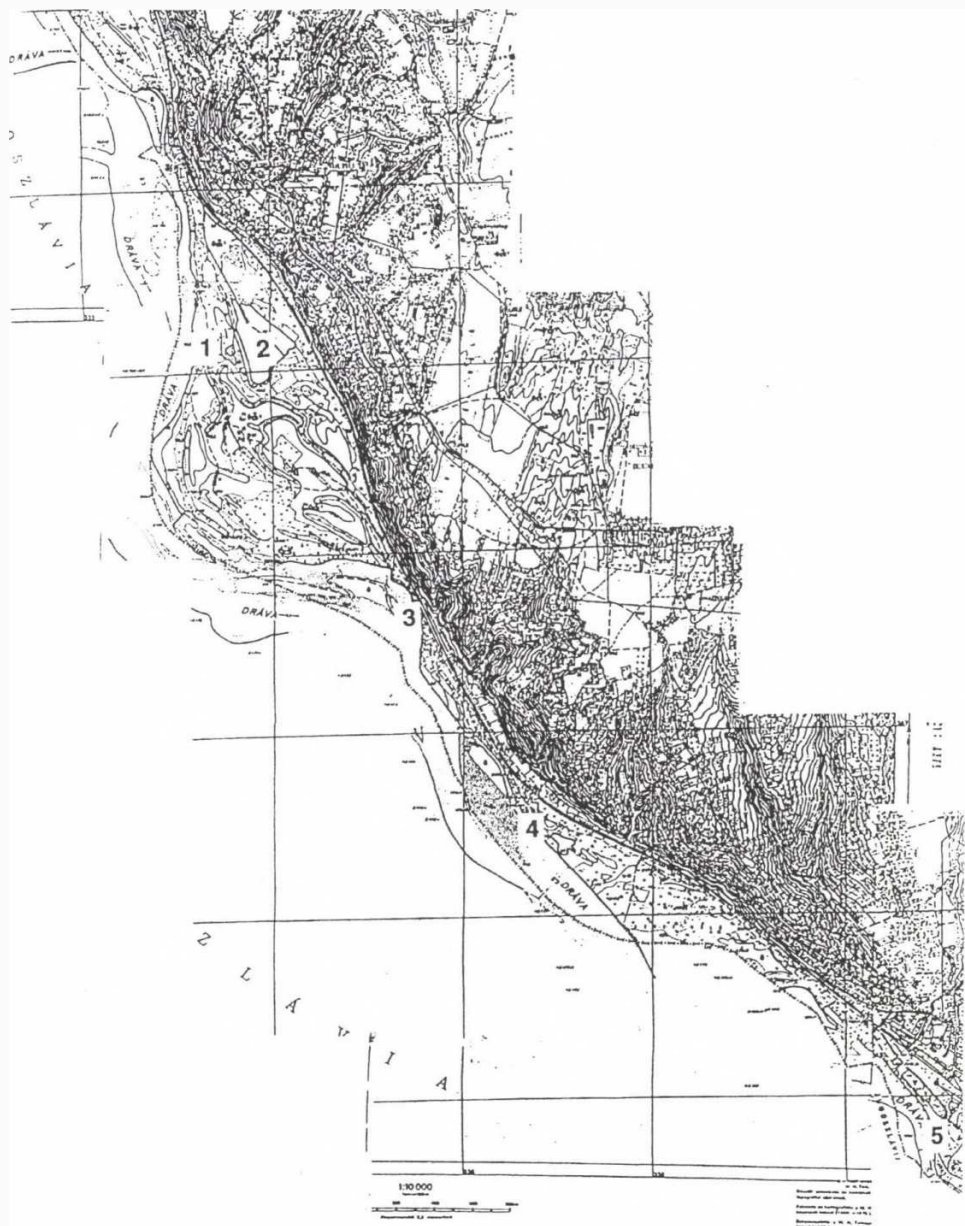
A felmérések nagyobb részét mintavételi helyenként az év folyamán lehetőleg négyszer végeztük, többnyire alacsony vízálláskor.

3. táblázat. A Dráva hazai felső szakaszának halfaunája természetvédelmi jellegű értékelése (P = pontérték (Guti 1993); G = veszélyeztetettség mértéke (Guti 1993) (B = bevándorló, E = eltűnő, V = veszélyeztetett, R = ritka, T = tömeges, X = betelepített); V = Magyarországon védett; Ev = Európában veszélyeztetett (Lelek 1987); B = A Berni Konvenció III. függelékébe foglalt faj; C = Élőhelyvédelmi Irányelvek kézikönyvébe felvett faj)

A Drávából eddig kimutatott halak csoportosítása élőhelyeik szerint	A fajok védettségi státusza szerint					
	P	G	V	Ev	B	C
PELAGOFIL FAJOK						
Amur – <i>Ctenopharyngodon idella</i>	0	X				
Fehér busa – <i>Hypohthalmichtys molitrix</i>	0	X				
Garda – <i>Pelecus cultratus</i>	2	R		+	+	
Pettyes busa – <i>Aristichthys nobilis</i>	0	X				
LITOFIL FAJOK						
Bagolykeszeg – <i>Abramis sapa</i>	2	R		+	+	+
Balin – <i>Aspius aspius</i>	2	R		+		
Domolykó – <i>Leuciscus cephalus</i>	1	T				
Kínai razbóra – <i>Pseudorasbora parva</i>	0	X				
Márna – <i>Barbus barbus</i>	1	T		+		
Paduc – <i>Chondrostoma nasus</i>	2	R		+		
Selymes durbincs – <i>Gymnocephalus schraetzer</i>	4	V	+	+	+	+
Szilvaorrú keszeg – <i>Vimba vimba</i>	3	V		+	+	
FITOLITOFIL						
Bodorka – <i>Rutilus rutilus</i>	1	T				
Dévérkeszeg – <i>Abramis brama</i>	1	T				
Jász – <i>Leuciscus idus</i>	2	R		+		+
Kőszüllő – <i>Stizostedion volgensse</i>	3	V		+	+	
Kurta baing – <i>Leucaspius delineatus</i>	2	R		+		
Küsz – <i>Alburnus alburnus</i>	1	t		+		
Lapos keszeg – <i>Abramis ballerus</i>	2	R		+	+	+
Nyúldomolykó – <i>Leuciscus leuciscus</i>	2	R		+		
Vágódurbincs – <i>Gymnocephalus cernuus</i>	1	T		+		
Csuka – <i>Esox lucius</i>	1	T			+	
Ezüstkárász – <i>Carassius auratus gibelio</i>	1	T		+		
Felpillantó küllő – <i>Gobio uranoscopus</i>	3	E	+	+	+	
Harcsa – <i>Silurus glanis</i>	2	R		+	+	
Kárász – <i>Carassius carassius</i>	2	R		+		
Karika keszeg – <i>Blicca bjoerkna</i>	1	T		+		
Leánykancér – <i>Rutilus pigus virgo</i>	2	R		+	+	
Naphal – <i>Lepomis gibbosus</i>	0	X				
Ponty – <i>Cyprinus carpio</i>	1	T		+		
Réti csík – <i>Misgurnus fossilis</i>	2	R	+	+	+	
Süggér – <i>Perca fluviatilis</i>	1	T				
Süllő – <i>Stizostedion lucioperca</i>	2	R		+		
Vágó csík – <i>Cobitis tenia</i>	2	R	+	+	+	
Vörösszárnyú keszeg – <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	1	T		+		



1. térkép. Mintavételi helyek Zákány és Órtilos térségében



2. térkép. Mintavételi helyek Bélavár és Vízvár térségében

3. táblázat folytatása

A Drávából eddig kimutatott halak csoportosítása élőhelyeik szerint	A fajok védettségi státusza szerint					
	P	G	V	E	B	C
PSAMMOFIL						
Törpeharcsa – <i>Ictalurus nebulosus</i>	0	X				
Fekete törpeharcsa – <i>Ictalurus melas</i>	0	X				
Naphal – <i>Lepomis gibbosus</i>	0	X				
OSTRACOFIL						
Szívárványos ökle – <i>Rhodeus sericeus amarus</i>	41	42	43	44	45	46

Mintavételi eljárások

A halak begyűjtése kutató elektromos halászgéppel, különféle hálókcal és varsákkal történt. A felmérésekhez a mellékágakban rendszeresen, a főágban a lehetőségek szerint elektromos halászgépet használtunk (1,5 kW, 300 és 600 V, 2–5 A). Az elektromos halászgép vonzásába került halakat, szükség esetén műanyag tartályba gyűjtöttük. Meghatározás, valamint az adatok felvétele és az ichthyológiai adatlap kitöltése után, a fogás helyén valamennyit szabadon engedték. A hálóval való mintavételezéseket dobó-, kopolytú-, emelőhálóval és szárnyas varsákkal végeztük.

Kiértékelési módszerek

A munkánk során a faunisztikai és morfometriai adatok felvétele mellett Guti (1993) pontértékelésén alapuló eljárással meghatároztuk a vizsgálati helyek gyűjtési naponkénti és az egész gyűjtési periódusban fogott halak abszolút (T_A) és relatív természeti értékét (T_R), valamint a veszélyeztetettség mértékét. Guti a halakat B = bevándorló, E = eltűnő, V = veszélyeztetett, R = ritka, T = tömeges, X = betelepített csoportokba osztotta, és ennek megfelelően pontozta, amit a 3. táblázat P oszlopa mutat.

Külön számba vettük az Európában veszélyeztetettnek (Ev) tartott fajokat (Lelek 1987). A 3. táblázat B oszlopában a Berni Konvenció II. és III. függelékébe, a C oszlopba pedig az Élőhelyvédelmi Irányelvek kézikönyvébe felvett fajokat jelöltük meg. Az egyes élőhelyek halfaunájának mennyiségi összehasonlítására a NuCoSA programcsomagot használtuk (Tóthmérész 1993).

A halak identifikálására (szükség esetén) a szokásos határozókat használtuk (Berinkei 1989, Györe 1995, Müller 1983, Pintér 1989 stb.).

4. táblázat. Az egyes minták abszolút T_A és relatív T_r természeti értékei

Mintavételi hely	A minta sorszáma										Σ ÉV	
	1		2		3		4		5		T_r	T_A
	T_r	T_A	T_r	T_A	T_r	T_A	T_r	T_A	T_r	T_A	T_r	T_A
Révmelléki sziget főág	1,2	11	1,3	12	1,1	8	1,5	22	1,2	22	1,4	30
Révmelléki sziget kavicsbányató	1,2	13	1	7	1	14	1	6	1,2	11	1,2	25
Jegenyész-dűlő alatti parti szakasz	1,2	19	0,9	10	1,2	26	1,2	24	1,4	32	1,4	40
Zákány–Őrtilos közötti kavicszátonyok	1,3	20	1,3	14	1,1	21	1,3	25	1,6	25	1,7	45
Zákány–Gyékényes közötti zátonyok	1,8	22	1,6	8	1,7	31	1,2	16	1,1	9	1,5	30
Bélavár mellékág (Lókai-mezőnél)	0,8	9	0,8	7	1	10	1,1	16			1,1	18
Bélavár kavicsbányánál mellékág	1	8	0,7	6	1,2	11	0,9	12			1,0	17
Vízvár, Vízház alatti mellékág	1,1	7	1	5	0,8	5					1,0	11
Vízvár, kőgát	1,3	13	1,5	6	1	4					1,4	15

T_A = abszolút természeti érték, T_r = relatív természeti érték

A vonal az Őrtilos–Zákány és a Bélavár–Vízvár mintavételi helyek között húzódik.

Az abszolút természeti érték (T_A) meghatározása

A 3. táblázatban foglalt pontadatok (P) segítségével kiszámoltuk a fauna abszolút természeti értékét (T_A), ami a fenyegetett halfajok mennyiségét emeli ki, a relatív természeti érték (T_R) pedig a fenyegetett halfajok arányát fejezi ki.

Az abszolút természeti érték (T_A) kiszámítása:

$$T_A = 4n_E + 3n_V + 2n_R + n_T + 0n_X + 2n_U + N^*$$

n_U = unikális fajok, N^* = endemikus fajok.

A relatív természeti érték (T_R) kiszámítása:

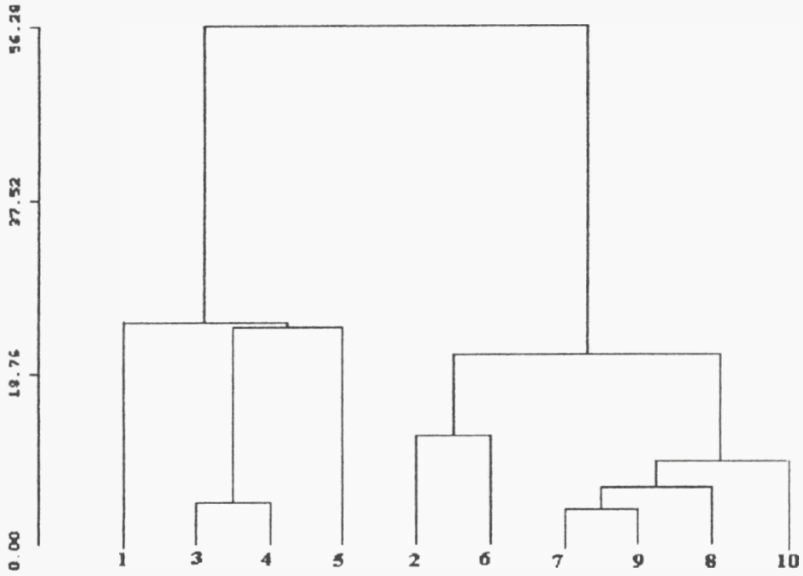
$$T_R = \frac{T_A}{n_E + n_V + n_R + n_T + n_X + n_U}$$

A T_A és a T_R ismeretében a monitorozáshoz egzakt, számszerűsített, a nem szakember számára is egyértelmű komplex mutatóhoz jutunk. Anélkül, hogy a különféle mutatóknak hangsúlyoznánk hátrányait, vagy túlbecsülnénk előnyeiket, a fauna értékeléséhez a gyakorlatban megismételhető felméréseken alapuló, a fenti vagy ahhoz hasonló értékeléseknek mindenképpen létjogosultságuk van.

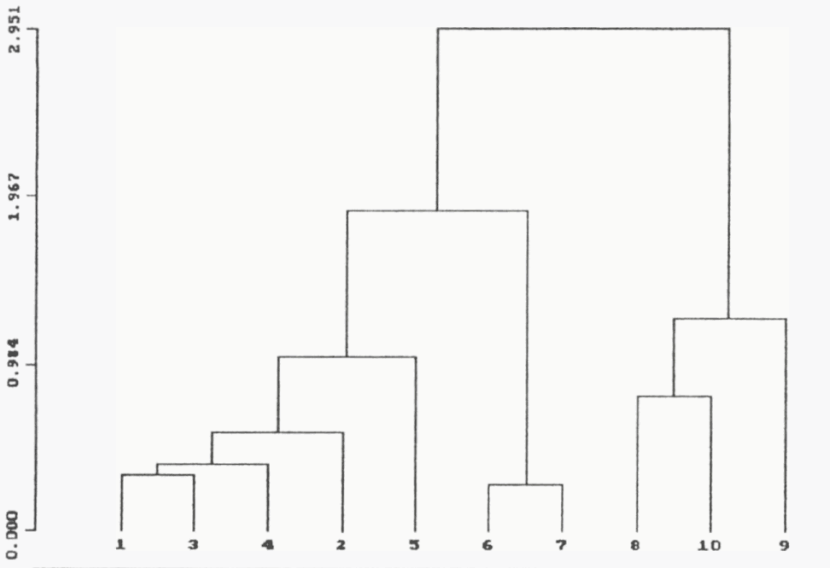
Használatuk az objektivitásra törekvő természetértékelés fontos része. Ez még akkor is igaz, ha egyes fajok védettségi foka meghatározásakor néha szubjektív tényezők is szerepet játszhatnak.

Eredmények

A vizsgálataink során mintavételi helyenként, meghatároztuk valamennyi minta T_A és T_R értékét, valamint összesítve az egész évi fogások abszolút és relatív természetvédelmi értékmutatóját. A vizsgálatok során a két vizsgált Dráva-szakaszon, a 10 mintavételi helyen összesen 40 halfajt sikerült kimutatni. Ebből 5 a védett, 4 a veszélyeztetett, 14 a ritka faj. A 40 fajból 27 Európában veszélyeztetett, 14 szerepel a Berni Konvenció II. és III. függelékében, 4 pedig a Élőhelyvédelmi Irányelvekben. A vizsgálatok eredményeit a 3. táblázatban foglaltuk össze. Az egyes mintavételi helyek T_A és T_R értékét gyűjtési helyenként és gyűjtési naponként, valamint a teljes gyűjtési szezonra is külön-külön meghatároztuk. Tájékoztató jelleggel csoportosítottuk az egyes mintavételi helyeket a természeti értékeik alapján. A két folyószakasz élőhelyeinek abszolút és relatív természeti értékeinek hasonlósági elemzése alapján is jól elkülönülnek. A T_A és a T_R értékekből számított hasonlósági indexek teljes lánc fúziós algoritmus segítségével előállított hierarchikus clusteranalízis (1. és 2. ábra) jól mutatja az őrtilos és a bélavár–vízvári helyek elkülönülését. Az őrtilos kavicsbányató (kódszáma: 2) inkább a bélavári erő-



1. ábra. A mintavételi helyek T_A értékeken alapuló kladogramja



2. ábra. A mintavételi helyek T_R értékeken alapuló kladogramja

sen eutróf jellegű, a Lókai-mezőnél lévő holtágához hasonlít. Az elkövetkezendő felmérések adatai várhatóan a Dráva két szakasza közötti természeti értékek összehasonlításához további részletekkel szolgálnak. A halfajok standardizált mennyiségi és minőségi felvételezése mellett a medermorfológiai és a hidrobiológiai jellemzők fegyelembevételével a változások pontosabban indikálhatók lesznek.

*

Köszönetnyilvánítás – A felmérések a KM 1-0132 és FKFP 0240/90 kutatási programok, a Pannonöko BT, valamint a Duna–Dráva Nemzeti Park Igazgatósága támogatásával készültek.

Irodalomjegyzék

- Berinkey, L. (1966): *Halak – Pisces.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 139 pp.
- Guti, G. (1993): A magyar halfauna természetvédelmi minősítésére javasolt értékrendszer. – *Halászat* **86**:141–144.
- Györe, K. (1995): *Magyarország természetesvízi halai. Vízi természet és környezetvédelem. I.* – Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest, 339 pp.
- Harka, Á. (1992): A Dráva halai. – *Halászat* **85**(1): 9–12.
- Lelek, A. (1987): *The freshwater fishes of Europe. Vol. 9. Threatened fishes of Europe.* – AULA-Verlag, Wiesbaden. pp. 250–252, 280–287.
- Lovassy, S. (1927): *Magyarország gerinces állatai és gazdasági vonatkozásai.* – Term.tud. Társulat, Budapest, 895 pp.
- Majer, J. (1995): Adatok a Dráva halfaunájához és egyes holtágak vízminőségéhez. – *Dunántúli Dolgozatok, Term. Tud. Sorozat* **8**: 189–202.
- Majer, J. (1998): Adatok a Dráva és a Dráva menti területek hal-, kétéltű és hullófaunájához (Pisces, Amphibia, Reptilia). – *Dunántúli Dolgozatok, Term. Tud. Sorozat* **9**: 13–36.
- Müller, H. (1983): *Fische Europas.* – Neumann Verlag, Leipzig–Radebeul, 492 pp.
- Pintér, K. (1989): *Magyarország halai.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 202 pp.
- Sallai, Z. (1999): Adatok a Mura és vízrendszere halfaunájához. – *Halászat* **92**(2): 82–87.
- Tóthmérész, B. (1993): NuCoSA 1.0: Number Cruncher for Community Studies and other Ecological Applications. – *Abstracta Botanica* **17**: 283–287.
- Vutskits, Gy. (1919): *Classis Pisces.* – In: Fauna Regni Hungariae, Budapest, pp. 1–49.
- Witkowski, A., Kowalewski, M. & Kukorewicz, B. (1984): *Lipien.* – Panstwowe Wydawnictwo Rolnicze i Lesene, Warszawa, 346 pp.

Conservation status of fish fauna
in the upper part of the Dráva river in Hungary

Majer, J. & Bordács, M.

*Department of General and Applied Ecology, Faculty of Sciences, University of Pécs
H-7624 Pécs, Ifjúság útja 6, Hungary*

**Pannoneco Co., H-7624 Pécs, Daru-dűlő 47, Hungary*

Abstract: Forty fish species were collected in the upper part of the Dráva river in Hungary. The paper analyses their conservation values. Among the surveyed fish species 5 are protected, further 14 are rare in Hungary, 27 are endangered in Europe, 14 are listed by the Bern Convention and 4 are included in the Corine Biotopes Manual. The monitoring of the fish fauna of the Dráva river is necessary because a construction of a hydroelectric power-station is planned.

Key words: hydroelectric power-station, absolute and relative conservation status

Kétéltűek és hüllők pusztulási dinamikájának vizsgálata a pellérdi halastavakat átszelő úton

Purger J. Jenő és Gyetvai Gergely

Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Zootaxonómiai és Szünzoológiai Tanszék, 7624 Pécs, Ifjúság útja 6. E-mail: purger@ttk.pte.hu

Összefoglaló: A Pellérdet Péccsel összekötő 5801. számú út mentén a tavaszi és őszi hónapokban 1998-ban összesen 217, 1999-ben pedig 137 kétéltű, illetve hüllő elgázolt tetemét gyűjtöttük be és határoztuk meg. Az elhullott állatok között négyszer annyit (285 : 69) kétéltűt volt mint hüllőt. Mindkét évben tavasszal jelentősen több állat pusztult el, mint ősszel. Az elgázolt állatok között a zöld vízbékák domináltak (61,6%), ezt követték a varangyok (18,4%), majd a siklók (16,1%). Mocsári teknősök elgázolt példányai 1999 őszén nem kerültek elő, és részese-désük is jóval kisebb volt (2,5%), mint az előbb említett csoportokba sorolható fajoké. A barna ásbéka, erdei béka, fürge gyík és rézsikló tetemek száma nem volt számottevő. Az állatok 90%-a az út azon szakaszán pusztult el, ahol mindkét oldalán tavak vannak. Az elgázolt kétéltűek és hüllők gyakorisági eloszlása ennek ellenére hasonló volt, mint az út másik, tavakkal nem szegélyezett szakaszán. Mivel sem a tavaszi, sem az őszi hónapokon belül nem voltak kiugróan magas halálozási időszakok, megállapíthatjuk, hogy a vizsgált útszakasz nagy valószínűséggel nem keresztezi a kétéltűek és hüllők vándorlási útvonalait, csakis élőhelyüket szeli át.

Kulcsszavak: kétéltűek, hüllők, pusztulás az utakon, pellérdi halastavak

Bevezetés

Valószínűleg Savage brit kutató volt az első, aki felhívta figyelmünket a kétéltűek pusztulására az utakon, amikor London közelében 49 béka pusztulásáról számolt be (Savage 1935). Carpenter és Delzell (1951), Moore (1954), majd Heussner (1960, 1964) a forgalmas utakat a kétéltűek szempontjából már komoly veszélyforrásnak tekintették. Heussner (1967) szerint a gázolások több békaáldozatot követelnek, mint az összes természetes ellenségük. A nyugat-európai országokban békamentési akciókat, mozgalmakat szerveztek, pl. Svájcban 1968-ban volt az első, de 1969-ben már elkészült az első kimondottan a kétéltűek vándorlását segítő alagút is (Ryser & Grossenbacher 1989). Azóta a fejlett úthálózattal rendelkező országokban ezt a kérdést komolyan kezelik (Langton 1989).

Magyarországon az úthálózat kiépítettsége és a forgalom nagysága még nem éri el a nyugat-európai országok szintjét, de a probléma már hazánkban is jelentkezik. Az első hazai szervezett békamentő akciót 1987 áprilisában szervezték a Börzsöny hegységben lévő Parassapusztán és Királyréten (Puky 1987a, b). Az akció

célja elsősorban a barna varangyok védelmére irányult, mivel Parassapusztán a közúti forgalom, Királyréten pedig a kirándulók magatartása jelentette a fő veszélyt (Puky 1987a, b). Az akció sikeres lebonyolítása során lehetőség nyílt a barna varangy vándorlási sajátosságainak vizsgálatára is (Puky *et al.* 1990). Ezt követően a kétéltűek védelme érdekében Hont és Parassapuszta között megvalósultak az első műszaki megoldások: egyrészt jelzőtáblákat helyeztek el, másrészt az útszakaszon meglévő csőátereszekbe próbálták terelni az állatokat árkok és kerítések segítségével. Sajnos a kivitelezés pontatlansága és a karbantartás hiánya miatt e megoldások nem bizonyultak hatékonyak (Puky 1997).

Már rég felfigyeltek a Fertő tó magyar oldalán Fertőboz és Hidegség közsgék között, mintegy 1 km szélességben zajló tavaszi és őszi kétéltű- és hullővonulásra (Kárpáti 1988, Frank *et al.* 1991). Az első kétéltű- és hullőmentési akcióit ezen a területen 1987 szeptemberében szervezték meg terelőfóliás módszerrel (Kárpáti 1988). 1987 őszétől 1990 őszéig, a 7 mentési időszakban, több mint 300 nap alatt, közel 1 millió kétéltűt és hullőt vittek át az úton (Frank *et al.* 1991). A figyelemfelkeltő akciók és eredményeik nyomán a jelentősebb útvonalak tervezésénél és kivitelezésénél a környezeti hatásvizsgálatok kiterjedtek a kétéltűek és hullők felmérésére és aktivitásuk vizsgálatára is. Ilyen jellegű vizsgálatokra 1988 és 1990 között került sor az M0-ás autópálya nyomvonala mentén (Puky 1997, 1998, Puky & Kecskés 1992). Egy hasonló nagyságrendű, de az alkalmazott módszerek tekintetében eltérő környezeti hatásvizsgálatra került sor 1992 és 1993 között az M3-as autópálya mentén is (Puky 1997, Puky & Vogel 1993, Vogel & Puky 1995). Bebizonyosodott, hogy a közúti forgalom tervezése során az ökológiai szempontok nem hagyhatók figyelmen kívül, s a megfelelő technikai eljárások hazánkban is remélhetőleg mindennapivá válnak (Gyulai 1993). Az e téren elért eredmények tekintetében nyugati szomszédunk Ausztria jó példa lehet számunkra (Kye 1999, Glitzner *et al.* 1999).

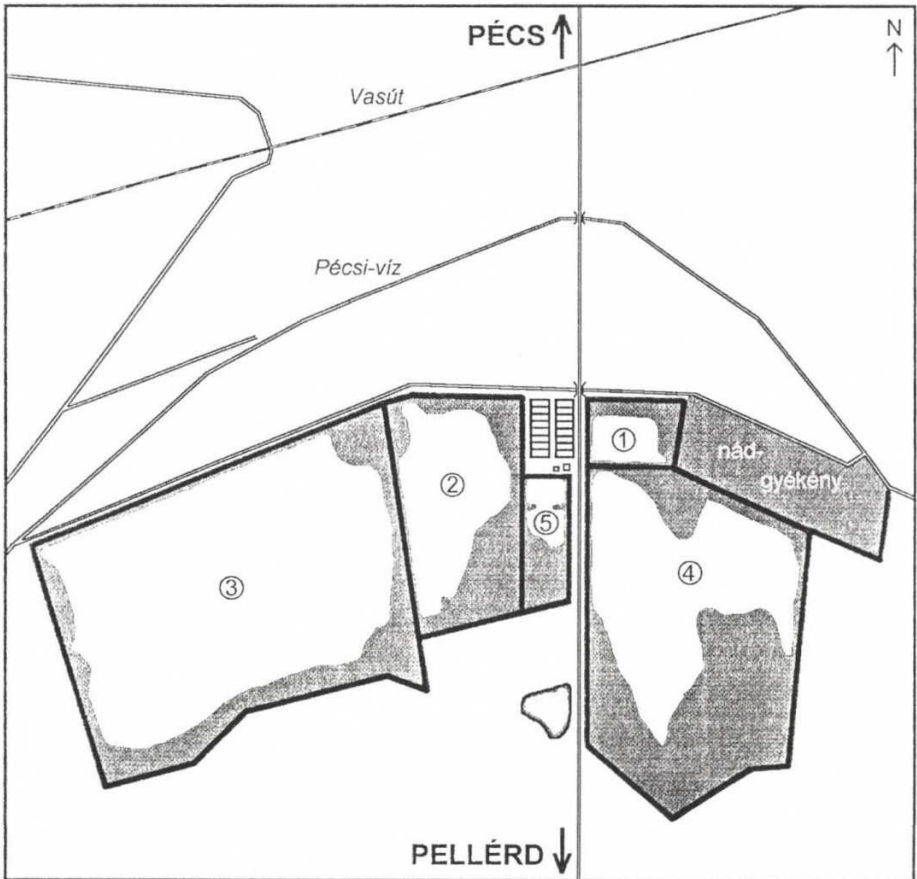
Baranya megye településhálózata jellegzetesen aprófalvas, alsóbbrendű úthálózata az utóbbi évtizedekben végzett összekötő- és bekötőút építések révén teljesedett ki (Grünwald 1997). Az utak sok helyen keresztülvágják a kétéltűek és hullők élőhelyeit, illetve keresztezik a tavaszi vagy őszi vándorlási útvonalait.

A Pécs-Pellérddel összekötő út mentén is, melynek egy jelentős szakasza a halastórendszer tavai között halad, gyakran láttunk elpusztult állatokat. Nem tudtuk, hogy az adott útszakasz a kétéltűek és hullők vándorlási útvonalát, vagy csupán az élőhelyüket vágja ketté. Munkánk során szerettük volna megállapítani, hogy: 1.) mely kétéltű- és hullőfajok egyedeinél okoz pusztulást a közúti forgalom, 2.) milyen a kétéltűek és a hullők aránya az elpusztult állatok között, 3.) tavasszal vagy ősszel pusztult el több állat a vizsgált útszakaszon, 4.) milyenek az elpusztult

állatok mennyiségi viszonyai, 5.) vannak-e kritikus tavaszi vagy őszi hónapok az úton történő elhalálzás szempontjából, 6.) melyik útszakaszon történik a legtöbb gázolás.

Anyag és módszer

Pellérd Baranya megye közepén, Pécsről délnyugati irányban, mintegy 7 km-es távolságban található. A község Pécs felől két irányból is megközelíthető. Az egyik a 6-os útról leágazó Pellérd–Görcsöny 5801. számú út, amely a pellérdi halastavakat és a községet észak–dél irányban szeli át (1. ábra). A község erdőben szegény, külterületén többnyire szántó, legelő és rét található. Korábban igen nagy területen mocsár volt, amelyből még ma is maradt a Pécs és Pellérd közötti terüle-



1. ábra. A Pécs-Pellérddel összekötő 5801. sz. út és környezete (halastavak: 1, 2, 3, 4, 5)

1. táblázat. A terepkiszállások havi megoszlása 1998 és 1999 tavaszán és őszén

Év	Tavasz			Ősz		
	Március	Április	Május	Szeptember	Október	November
1998	3	3	5	4	5	2
1999	3	2	5	3	4	2
Összesen	6	5	10	7	9	4

ten (Papp 1997). A pellérdi halastavak és közvetlen környékük változatos élettereket egyesítenek, amelyek a távolabbi környéktől, annak egyneműsége folytán jól elhatárolhatók. A táj észak, északkelet és északnyugati irányban a Mecsek erdőivel borított vonulatával határos: dél, délkelet és délnyugaton szántóföldekkel érintkezik. Kelet és nyugat felé hosszan (10–12 km) elnyúló rét csatlakozik hozzá (Horváth 1945).

A 6-os útról leágazó Pellérd felé vezető 5801. számú utat, amely átszeli a pellérdi halastavakat a vizsgálatokat megelőzően két szakaszra (A, B) osztottuk (1. ábra).

A szakasz – a vasúttól a halastavak északi partja mentén húzódó csatorna hídjáig terjed (890 m). Az út nyugati oldalán száraz rét található, mely déli irányba haladva nedvessé, helyenként mocsarassá válik. Közvetlenül az út mellett található a szennyvíztisztító üzem egy részlege. Az út keleti oldalán a terület nedvesebb. Dél felé haladva sűrű füzes, majd ezt helyenként bozótosokkal tarkított mocsaras terület váltja fel. Kisebb fűz- és nyárfások is vannak. Körülbelül a szakasz felénél található a Pécsi-víz hídjá.

B szakasz – a halastavak északi partjánál lévő csatorna hídjától a 4-es tó délnyugati sarkánál lévő áteresztőig terjed (940 m). Az út nyugati oldalán a teletetők és a halastórendszer tavaival, valamint szántó föld és egy kis horgásztó található. Az út keleti oldala pedig a halastórendszer elmocsarasodott 1-es és 4-es tavaival határos.

A területet március elejétől május végéig, illetve szeptember közepétől november elejéig látogattuk (1. táblázat). A terepkiszállások közt legalább 5 napnyi eltérés mindig volt. Az őszi terepkiszállások utolsó napjának azt tekintettük, amikor az úton már nem találtunk egyetlen elgázolt állatot sem. A terepbejárást minden alkalommal kerékpárral, 16–17 óra között végeztük.

Egy-egy felmérés során számba vettük útszakaszonként az úttesten található elgázolt állatokat. A széttagosított gerincesek meghatározása nem minden esetben lehetséges. Fenyves (1989) szerint az úton reggel még meghatározható fajok délutánra felismerhetetlenné válnak. E tényeket figyelembe véve csak azokat az elgázolt állatokat gyűjtöttük össze, melyek meghatározását még lehetségesnek tartot-

tuk (az összes elgázolt állat 98%-át). A határozást néhány eset kivételével a helyszínen végeztük, a jól ismert határozókulcsok segítségével (Dely 1967, 1978, Arnold *et al.* 1978, Kiss 1989, Péchy *et al.* 1996, Korsós 1997, Péchy & Haraszthy 1997). A tavi béka (*Rana ridibunda* Pallas, 1771), a kis tavibéka (*Rana lessonae* Camerano, 1882) és a kecskebéka (*Rana esculenta* Linnaeus, 1758) elkülönítése és meghatározása ép állapotban sem könnyű, a nagyfokú hasonlóság és a fennálló hibridizáció miatt (Gubányi 1990, Kovács 2000), így a munkában zöld vízibékák (*Rana esculenta* complex) néven, mint fajcsoport szerepelnek (2. táblázat). Az úttestről minden terepbejárás során eltávolítottuk a tetemetek, hogy ne vonzzák a helyszínre az esetleges ragadozókat vagy dögevőket, melyek szintén könnyen a közlekedés áldozataivá válhatnak. De azt sem szerettük volna, hogy az úton maradt állati tetemek egyes részei (pl. teknős páncélja, kígyóbőr) újra előkerüljön a következő terepbejárás során, és zavart okozzon a felmérésben.

Eredmények

A pellérdi halastavakat átszelő út mentén a tavaszi, illetve őszi időszakban 1998-ban összesen 217, 1999-ben pedig 137 kétéltű, illetve hüllő elgázolt tetemét sikerült begyűjteniünk és meghatározniunk (2. táblázat).

2. táblázat. Az elgázolt kétéltűek és hüllők száma 1998 és 1999 tavaszán és őszén

Kétéltű- és hüllőfajok	1998		1999		Össze- sen
	Tavaszi	Ősz	Tavaszi	Ősz	
Barna ásóbéka – <i>Pelobates fuscus</i>	1	0	0	0	1
Barna varangy – <i>Bufo bufo</i>	17	11	3	4	35
Zöld varangy – <i>Bufo viridis</i>	20	4	5	1	30
Erdei béka – <i>Rana dalmatina</i>	0	0	1	0	1
Zöld vízibékák – <i>Rana esculenta</i> complex	76	48	66	28	218
Mocsári teknős – <i>Emys orbicularis</i>	4	2	3	0	9
Fürge gyík – <i>Lacerta agilis</i>	0	0	0	1	1
Rézsikló – <i>Coronella austriaca</i>	1	0	1	0	2
Vízisikló – <i>Natrix natrix</i>	12	2	11	3	28
Kockás sikló – <i>Natrix tessellata</i>	2	17	5	5	29
Összesen	133	84	95	42	354

3. táblázat. Az elgázolt kétéltűek és hüllők havi eloszlása az 1998 és 1999-es adatok alapján

	III	IV	V	IX	X	XI	Összesen
Amphibia	29	71	89	30	58	8	285
Reptilia	2	2	35	17	13	0	69
Összesen	31	73	124	47	71	8	354

Az elhullott állatok között négyszer annyi kétéltű volt (285 példány), mint hüllő (69 példány) ($\chi^2 = 131,79$, $df = 1$, $P < 0,001$).

A vizsgálat első ($\chi^2 = 6,33$, $df = 1$, $P < 0,05$) és második ($\chi^2 = 14$, $df = 1$, $P < 0,001$) évében is tavasszal jelentősen több állat pusztult el a vizsgált útszakaszon, mint ősszel.

Az elgázolt állatok között a zöld vízbékák domináltak (61,6%), ezt követték a varangyok (*Bufo* spp. – 18,4%), majd a siklók (*Natrix* spp. – 16,1%) (2. táblázat). A mocsári teknősök elgázolt példányai 1999 őszén nem kerültek elő, és részesezésük is jóval kisebb volt (2,5%), mint az előbb említett csoportokba sorolható fajoké. A barna ásóbéka, erdei béka, fűrgye gyík és rézsikló előfordulása nem volt számottevő (1,4%), és közülük csak a rézsikló fordult elő mindkét évben (2. táblázat).

Az elgázolt állatok egyedszáma alapján nehéz következtetéseket levonni a kétéltűek és hüllők évszakos aktivitására vonatkozóan. Ennek ellenére elmondhatjuk, hogy márciusban a békák már aktívak, de a hüllők közül csak a vízisikló mozog. Novemberben az állatok szinte már teljesen eltűnnek az útról (3. táblázat).

A legtöbb állat a B útszakaszon pusztult el (4. táblázat), ahol az út mindkét oldalán tavak vannak (1. ábra).

A vizsgált A és B útszakasz nem tért el szignifikánsan az elgázolt kétéltűek és hüllők gyakorisági eloszlásának tekintetében ($\chi^2 = 2,71$, $df = 1$, $P > 0,05$).

4. táblázat. Az elgázolt kétéltűek és hüllők eloszlása a vizsgált két (A, B) útszakaszon

	A szakasz	B szakasz
Amphibia	23 (8,1%)	262 (91,9%)
Reptilia	10 (14,5%)	59 (85,5%)
Összesen	33 (9,3%)	321 (90,7%)

Megvitatás

A vizsgálati eredmények bebizonyították, hogy a Pécsset Pellérddel összekötő 5801. számú út nem keresztezi a kétéltűek és hüllők vándorlási útvonalait, hiszen a két év (1998, 1999) tavaszi és őszi időszakában realizált 41 terepkiszállítás során mindössze 354 elgázolt állatot gyűjtöttünk be és határoztunk meg. Mivel egy-egy alkalommal 1,8 km-es útszakaszt ellenőriztünk, ez a teljes vizsgálat időszakára (41 nap) kivétítve megközelítőleg 74 km-es útszakasznak felelne meg. Fenyves (1989) csupán egy augusztusi napon kerékpárral 110 km-t tett meg, és az úton 1117 elgázolt gerincest (ebből 984 békát) talált. A tavaszi és őszi vonulások során sokkal rövidebb, gyakran csak néhány tíz vagy száz méteres útszakaszokon az elgázolt, jobb esetben megmentett kétéltűek száma nagyságrendekkel nagyobb (Puky 1987a, b, 1989, Kárpáti 1988, Frank *et al.* 1991). Annak ellenére, hogy az elgázolt állatok zömét tavasszal találtuk, a havi gázolások esetek száma között nem lehetett kiugró értékeket találni, így szinte bizonyos, hogy a vizsgált útszakasz vonulási útvonalakat nem keresztez.

A közúti forgalom gerinces áldozatai között a kétéltűek a legszámottevőbbek, 80–90%-a ebből a csoportból kerül ki (Puky 1997). Fő oka az, hogy tavasszal a peterakás idején fel kell keresniük a szaporodáshoz nélkülözhetetlen vizes területeket. Ezt követően sok faj egyedei elhagyják a vizet és más élőhelyeken keresik táplálékukat. Ősszel a telelőhelyekre igyekeznek. Tehát akár csak egy éves életciklusuk során is megeshet, hogy több alkalommal kell átkelniük többé-kevésbé forgalmas és számukra igen veszélyes útszakaszokon. Az utak akkor is veszélyt jelentenek, ha az állatok nyári élőhelyein vezetnek át, de ezekben az esetekben az elhullás rendszerint nem olyan nagyméretű. Ilyen jelenséget tapasztaltunk az általunk vizsgált útszakaszon is. További károkozási lehetőség, amikor a sűrű úthálózat teljesen szétszabdalja a populációk élőhelyeit, elszigeteli egymástól a szomszédos populációkat, azok egyedszámát tartósan alacsony szinten tartja, így hosszabb távon azok genetikai leromlását, és pusztulását idézheti elő. Egy populáció pedig nem tud fennmaradni, ha szaporodóképes állományának 25–30%-át rendszeresen elgázolják (Heussner 1968). Ez a jelenség Magyarországon egyenlőre nem jelentős, inkább sűrűn lakott, nagyon fejlett úthálózattal rendelkező országokban, mint például Németország, Nagy-Britannia, Belgium stb. okoz károkat (Langton 1989, Gyulai 1993).

A gázolásoknál további fontos tényező az úton elhaladó forgalom nagysága. A Baranya megyére jellemző sűrű, de alacsony forgalmú úthálózat nem jelent komoly veszélyt, legfeljebb a jelentősebb utak mentén. Például Orfűn már évek óta folyik ilyen jellegű kutatás (Bank L. és Gyetvai G. szóbeli közlés). Egyes becslések, megfigyelések és szimulációk (van Gelder 1973, Heine 1987, Kuhn 1987)

szerint a 60 jármű/óra feletti forgalomnál az átkelést megkísérlő kételtűek pusztulása 100%-nak tekinthető. A pellérdi útszakasz forgalma ezt bizonyosan megközelelti, hiszen az utat és a hidakat nemrég fel kellett újítani a megnövekedett igénybevétel miatt.

A kételtűek mind az élőhelyekhez, mind a közöttük húzódo vonulási útvonalakhoz nagy hűséggel ragaszkodnak (Sinsch 1991), és a teljes populációknak csak töredéke hajlandó új helyekre vonulni (Puky & Vogel 1993, Kyek 1999). Ezen felül nagyon lassú mozgásúak is, hideg időben akár 20 percig is eltarthat, míg az állatok átérnek egy átlagosan szélességű úton (Puky & Vogel 1993). Azt is tudnunk kell, hogy a kételtű állatok közül többnek a védekezési stratégiája nem a menekülés, hanem ellenkezőleg, riasztó zaj hatására, mint például a feléjük közeledő autók, kémiai védelmükben bízva inkább mozdulatlanra merevednek és a járművek áldozataivá válnak (Puky & Vogel 1993, Glitzner *et al.* 1999). A kételtűek azonban nemcsak azért esnek a közlekedés áldozatául, mert éppen átkelnek az úton, hanem azért is, mert az útnak többféleképpen kifejtett vonzó hatása is van, pl.: „infracsapda” hatás. Ez úgy jön létre, hogy az út felszínének más a fajhője és a fényelnyelő képessége, mint a környezetének. Emiatt az utak felszíne általában melegebb, mint a közeli „zöld” felületeké. Az út ezen hőtöbbletét gyakran éjszaka is tartja. Főleg hűvös időben a kételtűek előszeretettel melegednek az utakon, kitéve ezzel magukat a forgalom veszélyeinek (Gyulai 1993). A „fénycsapda” hatás akkor érvényesül, ha az út ki van világítva. A rovarokra ez ellenállhatatlan hatással van, a főként rovarevő kételtűekre pedig feltételes reflexként hat, mivel a fény látványa a táplálékkal asszociálódik (Baker 1990, Gyulai 1993).

A gyíkok gyors mozgásuk, és menekülő jellegű védekezési stratégiájuk miatt kevésbé vannak veszélyeztetve a forgalom által. Ezt eredményeink is alátámasztják, hiszen a vizsgált útszakaszon két év alatt mindössze egyetlen elgázolt ürge gyíkot találtunk. A kígyók testformájuknak és mozgásuknak köszönhetően szintén gyakran pusztulnak el az utakon, ehhez hozzájárul az is, hogy a kígyók előszeretettel napoznak a meleg úttesten (Mader 1981). Mindazonáltal a hüllők köszönhetően hosszú élettartamuknak, alacsony szaporodási rátájuk ellenére sincsenek veszélyben, legfeljebb a nagyon megritkult populációk (Rudolph *et al.* 1998). Tehát a gázolás valószínűsége nagyban függ az adott faj mobilitásától, vándorlási távolságától és az út szélességétől (Bennett 1991, Vos 1997).

Mivel két útszakaszt vizsgáltunk (A, B), bebizonyosodott, hogy azon az útszakaszon (B szakasz) pusztult el az állatok 90%-a, ahol az út mindkét oldalán jelentős vízfelületek (tavak) voltak. Meg kell jegyezni, hogy a másik vizsgált útszakasz (A szakasz) mentén is az év jelentős részében a terület nedves-vizes. Azonban nem hagyható figyelmen kívül az a tény, hogy kb. az útszakasz (A) felénél található a Pécsi-víz felett megépített híd. A területről valószínű, hogy a Pécsi-víz oda-

vonzza a nagyobb vízigényű kétéltűeket, melyek a híd alatt könnyen átkelhetnek az út egyik oldaláról a másikra, tehát nincsenek kitéve a közúti forgalom veszélyeinek. Mivel a vizsgált útszakasz mentén a vizes területek vannak túlsúlyban, nem meglepő, hogy az elgázolt állatok majdnem 62%-a a zöld vízibékák közül került ki.

Ma már számos műszaki megoldás alkalmazásával csökkenthető a pusztítás (alagút és kerítés vagy felüljáró építése, időleges útlezárás, út lábakra állítása, valamint az állatok kézi erővel történő áthordása) (Langton 1989, Gyulai 1993, Puky 1997, Glitzner *et al.* 1999, Kyek 1999, M. Szilágyi 1999). Ezeknek a munkálatoknak az elvégzése utólag is megoldható, de sokszor akár egy útjelző tábla kihelyezése is felhívhatja a közlekedők figyelmét az úton áthaladó állatokra, és így is valamelyest mérsékelhetők a károk. Véleményünk szerint a pellérdi halastavakat átszelő úton a forgalom sebességének korlátozásával, illetve figyelmeztető táblák kihelyezésével csökkenthetnénk az elgázolt állatok számát.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönjük Bank Lászlónak, Pintér Violának, dr. Korsós Zoltánnak, dr. Andreas Kranz-nak és dr. Puky Miklósnak az irodalom begyűjtése során nyújtott segítséget, és dr. Báldi Andrásnak a kéziratához fűzött megjegyzéseket.

Irodalomjegyzék

- Arnold, E. N., Burton, J. A. & Oviden, D. W. (1978): *A field guide to the reptiles and amphibians of Britain and Europe*. – Collins, London, 272 pp.
- Baker, J. (1990): Toad aggregations under street lamps. – *British Herpetological Society Bulletin* **31**: 26–27.
- Bennett, A. F. (1991): Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. – In: Saunders, D. A. & Hobbs, R. J. (eds): *Nature conservation II. The role of corridors*. – Surrey Beatty & Sons, London, pp. 99–118.
- Carpenter, C. C. & Delzell, D. E. (1951): Road records as indicators of differential spring migrations of amphibians. – *Herpetologica* **7**: 63–64.
- Dely, O. Gy. (1967): *Kétéltűek – Amphibia*. – Fauna Hungariae, No 83, **20**(3): 1–80.
- Dely, O. Gy. (1978): *Hüllők – Reptilia*. – Fauna Hungariae, No 130, **20**(4): 1–120.
- Fenyves, L. (1989): Gerinces állatok pusztulása az utakon. – *Madártani Tájékoztató* **1–2**: 54–55.
- Frank, T., Pellingner, A. & Selyem, J. (1991): *Kétéltű- (Amphibia) és hüllő- (Reptilia) védelem a Fertő-tó mentén (1987–1990)*. – A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület III. Tudományos Ülése, Szombathely, pp. 330–337.
- Glitzner, I., Grassinger, D. & Salhofer, S. (1999): *Anlage- und betriebsbedingte Auswirkungen von Straßen auf die Tiere. Literaturstudie*. – MA 22: Naturschutz und Landschaftspflege, Heft 60/99. Wien, 235 pp.
- Grünwald, G. (szerk.) (1997): *Baranya megye kézikönyve I, Magyarország megyei kézikönyvei I.* – BO & BO Bt., CEBA Kiadó, Grappa Bt., Pécs, 447 pp.

- Gubányi, A. (1990): Összehasonlító populáció-szerkezeti vizsgálat a kecskebéka fajcsoportnál (*Rana esculenta* complex). – *Állatt. Közlem.* **76**: 63–72.
- Gyulai, I. (szerk.) (1993): *A közutak és a közúti közlekedés tervezésének ökológiai szempontjai.* – Kézirat, Miskolc, 35 pp.
- Heine, G. (1987): Einfache Meß- und Rechenmethode zur Ermittlung der Überlebenschance wandernder Amphibien beim Überqueren von Straßen. – *Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg* **41**: 473–479.
- Heussner, H. (1960): Über die Beziehungen der Erdkröte (*Bufo bufo* L.) zu ihrem Laichplatz II. – *Behaviour* **16**: 93–109.
- Heussner, H. (1964): Zur Laichplatzorientierung der Erdkröte, *Bufo bufo* L. – *Mitt. Naturforsch. Ges. Schaffhausen* **28**: 101–112.
- Heussner, H. (1967): Gefährlicher als alle natürlichen Feinde zusammen: Der Straßentod. – *Natur und Landschaft* **42**: 129–130.
- Heussner, H. (1968): Wandertrieb und populationspezifische Sollzeit der Laichwanderung bei der Erdkröte, *Bufo bufo* L. – *Revue Suisse de Zoologie, Genève* **75**: 1005–1022.
- Horváth, L. (1945): *A pellérdi halastavak madárfaunája.* – *Biocoenotikai és szociológiai állatföldrajzi tanulmány.* – Dunántúli Tudományos Intézet, No. 6. Pécs, 20 pp.
- Kárpáti, L. (1988): Massensterben der Herpetofauna (Amphibien und Reptilien) Infolge des Kraftverkehrs, Möglichkeiten und Ergebnisse des Schutzes am Südufer des Neusiedlersees. – *BFB-Bericht* **68**: 71–79.
- Kiss, I. (1989): *A Magyarországon előforduló halak, kétéltűek és hüllők.* – Egyetemi jegyzet, GATE, Gödöllő, 140 pp.
- Korsós, Z. (1997): *Kétéltűek és hüllők. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer VIII.* – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 44 pp.
- Kovács, T. (2000): A kecskebékák különleges genetikája és ökológiai szerepük. – *Természet Világa* **131**(9): 421–423.
- Kuhn, J. (1987): Straßentod der Erdkröte (*Bufo bufo* L.): Verlustquoten und Verkehrsaufkommen, Verhalten auf der Straße. – *Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg* **41**: 175–186.
- Kyck, M. (1999): *Amphibienschutz an Straßen. Empfehlungen für den Straßenbau unter besonderer Berücksichtigung des Neubaus von Straßen.* – Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten, Wien, 34 pp.
- Langton, T. E. S. (ed.) (1989): *Amphibians and roads.* – ACO Polymer Products, Shefford, 202 pp.
- Mader, H. J. (1981): Der Konflikt Straße-Tierwelt aus ökologischer Sicht. – *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* **22**: 1–104.
- Moore, H. J. (1954): Some observations on the migration of the toad (*Bufo bufo bufo*). – *British Journal of Herpetology* **1**: 194–224.
- M. Szilágyi, K. (1999): *Utak ökológiája.* – Környezetvédelmi Füzetek 27, OMIKK, Budapest, 24 pp.
- Papp, G. (1997): Pellérd. – In: Grünwald, G. (szerk.): *Baranya megye kézikönyve 2, Magyarország megyei kézikönyvei 1.* – BO & BO Bt., CEBA Kiadó, Gruppya Bt., Pécs, pp. 242–244.
- Péchy, T. & Haraszthy, L. (1997): *Magyarország kétéltűi és hüllői.* – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 113 pp.
- Péchy, T., Korsós, Z. & Keresztesi, P. (1996): *Kétéltűek és hüllők elterjedésének országos térképezése.* – MME Kétéltű- és Hüllővédelmi Szakosztály, Budapest, 16 pp.
- Puky, M. (1987a): Varangy akció. – *Természetvédelem, Az ELTE KISZ Természetvédelmi Klub tájékoztatója* **17**: 22.
- Puky, M. (1987b): Toads on roads campaign – Hungary. – *Herpetofauna News* **10**: 3.

- Puky, M. (1989): Amphibian conservation efforts in Hungary. – *British Herpetological Society Bulletin* **28**: 50–51.
- Puky, M. (1997): A környezeti hatásvizsgálat természetvédelmi elemének fejlődése Magyarországon: csettanalmány-kétéltűek. – Közlekedési, Hírközlési és Vízügyi Minisztérium, Budapest. *Útügyi szakmai továbbképzés* **1**: 109–114.
- Puky, M. (1998): Effect of urbanisation on local herpetofauna and its possible indicator value, a decade-long experience in Budapest. – In: Breuste, J., Feldmann, H. & Uhlmann, O. (eds): *Urban Ecology*. – Springer, Berlin, Heidelberg. pp. 709–712.
- Puky, M. & Kecskés, F. (1992): Herpetological investigation along a planned ring-road in and around Budapest – the M0 project. – In: Korsós, Z. & Kiss, I. (eds): *Proc. Sixth Ord. Gen. Meet. S. E. H.*, Budapest, pp. 367–370.
- Puky, M. & Vogel, Zs. (1993): Környezeti hatásvizsgálat az M3-as autópálya nyomvonalán. – *ÖKO* **4**: 35–43.
- Puky, M., Bakó, B. & Krolopp, A. (1990): A barna varangy vándorlási sajátosságainak vizsgálata. – *Állat. Közlem.* **76**: 99–104.
- Rudolph, D. C., Burgdorf, S. J., Conner, R. N., & Dickson, J. G. (1998): The impact of roads on the Timber Rattlesnake (*Crotalus horridus*), in eastern Texas. – *Intern. Conf. Wildlife Ecology and Transportation (ICOWET)*, pp. 236–240.
- Ryser, J. & Grossenbacher, K. (1989): A survey of amphibian preservation at roads in Switzerland. – In: Langton, T. E. S. (ed.): *Amphibien and roads*. – ACO polymer products Shefford, pp. 7–13.
- Savage, R. M. (1935): The influence of external factors on the spawning date and migration of the common frog, *Rana temporaria*. – *Proc. Zool. Soc., London* **2**: 49–98.
- Sinsch, U. (1991): Mini-review: The orientation behaviour of amphibians. – *Herpetological Journal* **1**: 541–544.
- van Gelder, J. J. (1973): A quantitative approach to the mortality resulting from traffic in a population of *Bufo bufo* L. – *Oecologia, Berlin* **13**: 93–95.
- Vogel, Z. & Puky, M. (1995): A fast environmental impact assessment method for the evaluation of road construction effects on amphibian communities. – In: Llorente *et al.* (eds): *Scientia Herpetologica*, pp. 349–351.
- Vos, C. C. (1997): Effects of road density: A case study of the moor frog. *Wildlife*. – In: *Proc. Intern. Conf. "Habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering"*. – Maastricht, The Hague, Delft, NIVO Drukkerij & DTP Service, pp. 93–97.

Amphibian and reptilian casualties on the road crossing at the fishponds of Pellérd, S Hungary

Purger, J. J. & Gyetvai, G.

Department of Zootaxonomy and Synzoology, Institute of Biology
Faculty of Sciences, University of Pécs
H-7624 Pécs, Ifjúság útja 6, Hungary, E-mail: purger@ttk.pte.hu

Along the road No. 5801 connecting Pellérd with Pécs (S Hungary), carcasses of amphibians and reptiles overrun by cars were collected and identified during the spring and autumn months in two consecutive years, totalling 217 bodies in 1998 and 137 in 1999. Among the dead animals there were almost four times (285 : 69) as many amphibians (1 – Common Spadefoot *Pelobates fuscus*, 35 – Common Toad *Bufo bufo*, 30 – Green Toad *Bufo viridis*, 1 – Agile Frog *Rana dalmatina* and 218 –

Edible Frog *Rana esculenta* complex) as reptiles (9 – European Pond Terrapin *Emys orbicularis*, 1 – Sand Lizard *Lacerta agilis*, 2 – Smooth Snake *Coronella austriaca*, 28 – Grass Snake *Natrix natrix* and 29 – Dice Snake *Natrix tessellata*). The number of road casualties in spring was significantly higher in both years than that in autumn.

Among the road casualties the Edible Frog was dominant (61.6%), followed by toads (*Bufo* spp. – 18.4%), and snakes (*Natrix* spp. – 16.1%). These taxa appeared on the road in spring as well as autumn in both years. There were no European Pond Terrapin casualties found in autumn 1999, although their share was much lower anyway (2.5%) than that of the aforementioned taxa. The occurrence of Common Spadefoot, Agile Frog, Sand Lizard and Smooth Snake was not significant (1.4%), with only the Smooth Snake found in both years. About 90% of the animals were killed on the road section where there are ponds on both sides. However, the frequency distribution of amphibian and reptile road casualties here was similar to that in the road section with no ponds bordering it. Since there were no striking peaks in the number of road deaths either in spring or in autumn, the studied road section is most unlikely to cross amphibian and reptile migration routes, instead it only intersects their habitat.

Key words: amphibians, reptilians, casualties on the road, fishponds at Pellérd

A vízimadarak tápanyagforgalmának jelentősége a Kis-Balaton II. üteme vízminőségére irodalmi adatok alapján

Báldi András

*MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport
Magyar Természettudományi Múzeum
1083 Budapest, Ludovika tér 2.
E-mail: baldi@ludovika.nhmus.hu*

Összefoglaló: A Balaton vízminőségének romlása a 20. század elején lecsapolt Kis-Balaton helyreállítására vezetett azért, hogy a fő szennyezőnek, a Zala vízének foszfor- és nitrogéntartalmát csökkentse. Figyelembe kell venni azonban más potenciális foszfor- és nitrogénforrásokat, így a Kis-Balaton gazdag madárvilága esetében a ürülékkel a rendszerbe kerülő tápanyagok hatását. Jelen irodalmi áttekintés ezt a kérdést vizsgálta. Egyes esetekben egy tó tápanyagterhelésének jelentős részét madárürülékből származó foszfor és nitrogén tette ki, de ellenkező példákat is lehetett találni. Ráadásul az előbbi esetekben jelentős emberi behatás okozta a nagy egyedszámot kicsi területű/térfogatú tavakon. Gere és Andrikovics kis-balatoni tápanyagforgalmi kísérletei, illetve az előforduló madarak, elsősorban telelő ludak, egyedszáma alapján a Kis-Balatonon valószínűleg csak jelentéktelen hányadát okozzák a tápanyagterhelésnek a madarak. Azonban további vizsgálatokra volna szükség ahhoz, hogy a II. ütem teljes tápanyagforgalmáról valós képünk legyen.

Kulcsszavak: Anseriformes, Fenéki-tó, nitrogén, foszfor

Bevezetés

A Balaton vízminőségromlása a 20. század közepétől egyre jelentősebb károkat okozott az idegenforgalomnak, így komoly gazdasági érdekeket is sértett. A fő problémát a tápanyagterhelés jelenti, melyet évi 300 tonna foszfor és 3000 tonna nitrogén okoz (Pomogyi 1991). A Kis-Balaton Védőrendszer (KBVR) létrehozásának alap gondolata a Balaton, azon belül is elsősorban a Keszthelyi-öböl eutrofizációs folyamatainak a lassítása, megállítása volt. Ennek oka, hogy a Balaton tápanyagterhelésének jelentős részét (30–40%) a Zala szállítja, mely a Keszthelyi-öbölbe ömlik. Ez évi 1500 t nitrogént és 100 t foszfort jelent (Joó & Lotz 1980). A vízügyi szakemberek szerint (Süle 1997, Pomogyi 1997) a KBVR a Hídvégi-tó (I. ütem) tekintetében megfelel azoknak az elvárásoknak, amelyek alapján létrehozták, azaz a Hídvégi-tóból kijutó víz tápanyagtartalma kisebb a bemenő víz tápanyagtartalmánál. A Fenéki-tó (II. ütem, a történeti Kis-Balaton) azonban csak

kismértékben csökkenti a tápanyagterhelést, mivel a Hídvégi-tótól eltérően működik, aminek következtében, többek között, foszfor kerül a rendszerbe (Süle 1997, Pomogyi 1997). Bár a tápanyagban túlzottan gazdag vizek tisztításának általában az emberi szennyvízzel bekerülő, illetve az üledékbe lerakódott foszfor eltávolítása a leghatékonyabb módja (Madgwick 1991, Bootsma *et al.* 1999), más tényezőket is figyelembe kell venni, például a madarak szerepét (Gere 1983).

A jelen irodalmi áttekintés célja, hogy a Fenéki-tóba kerülő foszforterhelés egyik lehetséges okát, a vízimadarak tápanyagforgalmát vizsgálja. Elsőnek az irodalmi példákat elemzem, mennyire lehet általánosítható következtetést levonni a vízimadarak tápanyagürítése jelentősége tekintetében. Második lépcsőben irodalmi adatok alapján becslést készítek a Kis-Balaton II. ütemébe a vízimadarak ürítése révén jutó tápanyag mennyiségéről.

Van-e jelentősége a madarak által a vízbe ürített tápanyagoknak az eutrofizációban?

A fenti kérdés régóta nagy hangsúllyal szerepel a szakirodalomban (pl. Branvold *et al.* 1976). Számos publikáció szerint több esetben a vizsgált tó tápanyagterheltségének jelentős részét a vízimadarak „szolgáltatták”: Portnoy (1990) szerint az Atlanti-óceán amerikai partjának egy kicsiny (44 ha) tavának az éves foszforterheltségének 40%-a sirályok ürítésének következménye. A michigani (USA) Wintergreen-tóba (15 ha) bekerülő nitrogén 27%-a, a foszfor 70%-a ered a madárürítésekből (Manny *et al.* 1994). Rutschke és Schiele (1978) becslése alapján a 600 hektáros Gülpe-tó (Németország) éves foszforterhelésének 20%-át, nitrogénterhelésének 3%-át a tavon telelő ludak okozzák.

Ugyanakkor Marion *et al.* (1994) szerint a francia Grand Lieu-tó (4000 ha) nitrogén terhelésének mindössze 0,4–0,7%-át, foszforterhelésének 2,4–6,6%-át okozza a madarak ürülékének tápanyagtartalma. Hoyer és Canfield (1994) összefoglaló táblázatában 14 floridai tónak a madarak által az adott tóba juttatott foszfor arányát tünteti fel a teljes éves foszforterheléshez képest. Eszerint a teljes foszforterhelésnek csak 0,1–9,1%-a tulajdonítható a madaraknak. A tavak területe nem ismert, de viszonylag kis területűek (2–271 ha). Gere és Andrikovics (1992a, b) szerint a kárókatona a kis-balatoni N és P körforgalomban fontos szerepet tölt be az általuk elfogyasztott halak nitrogén- és foszfortartalmának a saját testükbe történő beépítésével. A récék adják a Kis-Balaton terhelésének 0,1%-át nitrogén tekintetében, és 0,7%-t foszfor tekintetében (Gere & Andrikovics 1994). Az ennek megfelelő érték nyári ludak alapján számolva 0,03% nitrogénre és 0,1% foszforra (Andrikovics *et al.* 1997a), illetve 0,01% nitrogénre és 0,03% foszforra (Andri-

kovics *et al.* 1997b). (A két adatsor közötti különbség a terepi adatok eltérésére vezethető vissza. A tápanyagforgalmi kísérlet ugyanaz volt mindkét tanulmánynál.) Sterbetz (1992) a Balatonba télen fécész formájában bekerülő nitrogént 4,14 tonnának, a foszforoxidot 3,76 tonnának becsülte. Ez azt jelenti, hogy a balatoni éves 3000 tonna nitrogén és 300 tonna foszfor tápanyagterheléshez a telelő vadludak csak 0,14%, illetve 1,3%-kal járultak hozzá.

Az irodalomban tehát találhatunk példákat egy tó tápanyagterhelésének jelentős részét kitevő madárürülékből származó foszfor- és nitrogénterhelésre, de ellenkező példákat is. Amit érdemes megjegyezni, hogy a magas tápanyagterhelés a két amerikai példa esetén visszavezethető a tavak igen kicsi területére (és térfogatára), valamint a rajtuk előforduló extrém nagy madár abundanciára. Az extrém nagy alatt itt az emberi behatásra kialakuló kiugróan nagy egyedszámot értem. Portnoy (1990) szerint a nagy sirály egyedszám oka, hogy a tó kedvező pihenőhelyet kínált, a környező antropogén területek pedig kiváló táplálkozási lehetőséget biztosítottak. A másik vizsgálatban (Manny *et al.* 1994) egy madárvédelmi területet vizsgáltak, amit a vonuló madarak pihenőhelyeként alakítottak ki, s ahová kanadai ludakat telepítettek. Itt tehát a természetvédelmi kezelés jelenti a nagy egyedszámot okozó humán beavatkozást.

Az eddig beszerzett irodalmi anyag áttekintése után tehát úgy tűnik, hogy ugyan kialakulhat jelentős tápanyagterhelés a madárürülék foszfor- és nitrogéntartalma miatt, de ez feltehetően közvetve valamely emberi behatás miatt alakul ki. Természetközeli körülmények között, és/vagy megfelelően nagy (>1000 ha) vizek esetében valószínűleg nem jelentős a madarak által a rendszerbe juttatott foszfor és nitrogén mennyisége.

A Kis-Balaton területe ugyan öröndetesen nagy, de az emberi behatás is kiugróan jelentős, kezdve a mesterségesen létrehozott I. ütemtől, a II. ütem művi vízszint emelésein keresztül a csatorna és gátépítési munkálatokig. Tehát az előzetes sejtés ellenére (ti. nincs jelentős hatása a vízimadarak ürülékének a tápanyagterhelésre a nagy terület miatt), érdemes alaposabban megvizsgálni az adott szituációt.

A Kis-Balatonba egy év alatt bekerülő P és N mennyiségének becslése

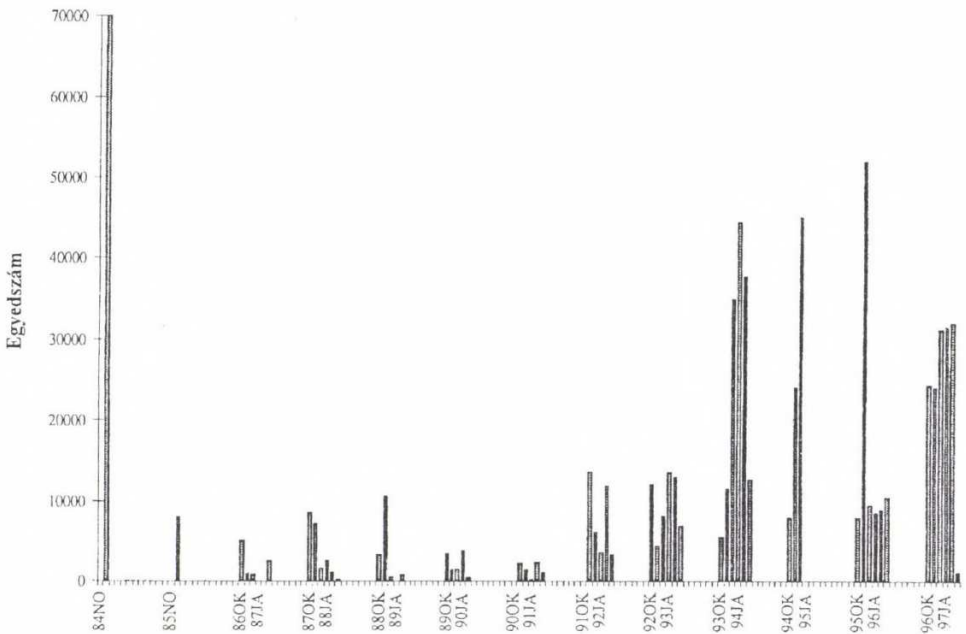
A tápanyagterhelés mennyiségének megállapításához tudni kell, hogy: (1) mennyi madár tartózkodik a területen, (2) mennyi időt töltenek magán a tározó vizén, (3) ezalatt mennyit ürítenek, és (4) mekkora a tápanyagtartalma a fécésznek.

Milyen fajok táplálkozása jelent potenciális tápanyagterhelést a II. ütemre? Elsősorban a nagy számban a területen telelő lúd (*Anser* spp.) és (*Anas* spp.) fajokat kell említenem, melyek nagy része a tározón kívül táplálkozik, ám a vízen pi-

hen és éjszakázik. Jelentős számban még a fiókanvelés időszakában vannak e fajok a területen, amikor a környező füves részeken legelnek, és részben a vízbe ürítenek. Továbbá az esetleg igen nagy tömegben megjelenő, és ezért jelentős mennyiségű összféceszt produkáló fajokat is fel kell mérni. Sokmilliós, például sergély csapatok, melyek a nádasban éjszakáznak, esetleg már számba vehető terhelést okozhatnak (Marion *et al.* 1994). Más fajok, elsősorban a szárcsa, táplálékát a vízből szerzi (Cramp 1998), így a tározóba kívülről tápanyagot nem juttat a vízbe. Valószínűleg ez is közrejátszik abban, hogy az áttekintett szakirodalomban a szárcsa lényegében nem szerepelt, mint problémát okozó faj.

A vízimadarak száma a II. ütem vizein

A vízimadarak száma a II. ütem területén a terepi megfigyelések révén viszonylag jól meghatározható, legalábbis az anyagforgalmi vizsgálatok céljára szükséges pontossággal. Figyelembe kell venni a szezonális változásokat, például a tavaszi hónapok tekintetében a fiókák és az öreg madarak eltérő ürítését. Andrikovics *et al.* (1997a), például a téli periódus, költés, pelyhes fiókás és repülő fiókás periódusokat különítették el. A bizonytalanság a téli időszak tekintetében a legje-



1. ábra. A telelő vadludak egyedszáma a Kis-Balatonon 1984 és 1997 között irodalmi adatok alapján (lásd a szövegben).

1. táblázat. Lúd és kacsafajok napi időbeosztása a nappali, általában mezőgazdasági területeket jelentő táplálkozó, és az éjszakázásra használt vizes helyek között.

Faj	Hely	Periódus	Táplál- kozó hely	Éjszaká- zó hely	Forrás
Vetési lúd	Németország	tél	10,5 óra	13,5 óra	Mooij (1992)
	Tatai Öreg-tó	tél	9,5	14,5	Musicz & Szabó (1997)
Nyári lúd	Kis-Balaton	nyár	7,2	16,8	Gere & Andrikovics (1997a)
	Kis-Balaton	tél	9,6	14,4	Gere & Andrikovics (1997a)
Sarki lúd	USA	tél	6,9	15–19	Post <i>et al.</i> (1998)
Lúd fajok	USA	év	7,7	16,3	Manny <i>et al.</i> (1994)
Kacsa fajok	USA	év	7,4	16,6	Manny <i>et al.</i> (1994)

lentősebb, ekkor ugyanis az időjárás-változások hatására szinte napról napra igen jelentős mennyiségi változások következhetnek be (lásd például Bankovics (1985) a Balatonra és Faragó (1994) a Fertő tóra vonatkozóan, vagy Faragó (1995) összefoglaló munkája). Az 1. ábra alapján is látható (Faragó 1996, 1998, és Faragó & Jánoska 1996 nyomán), hogy a populáció változásai egy-egy téli idényben nem trend jellegűek: például 1993/94 telén december–február során volt legmagasabb az egyedszám, 1995/96 telén viszont csak egy hónapban, novemberben volt kiugró az egyedszám.

A vízimadarak által a II. ütemen töltött idő

A vízimadarak a nap során különféle tevékenységeket végeznek (Pienkowski *et al.* 1984). A ludak például nyáron a füves gátoldalakra járnak ki családostul táplálkozni, télen pedig a vizeket nagyobb távolságokra elhagyva napközben a mezőgazdasági földekre járnak ki, elsősorban táplálkozni (Rutschke & Schiele 1978, Sterbetz 1978, Faragó 1994). A teletlő vízimadártömegek tehát idejük egy részét nem a II. ütemen töltik, így az ekkor történő ürítések nem terhelik a Kis-Balaton. A napi időbeosztásra többféle becslés van (1. táblázat). A ludak télen már napkelte előtt távoznak az éjszakázó helyről, azaz a vízről, és naplemente után térnek vissza. Holdfényes éjszakákon még éjszaka is maradnak és táplálkoznak a szárazföldön. Az éjszakázó és a táplálkozó helyek közötti távolság akár 100 km is lehet a vetési lúd és a nagy lilik esetében (Faragó 1994), de a 10–15 km távolság teljesen általános (Cramp 1998).

2. táblázat. Vízimadarak napi ürítésszám becslése az irodalomban.

	napi ürítések szám	forrás
Tőkés réce	10,8	Clark <i>et al.</i> (1986)
Nagy lilik	51	Kear (1963)
Vetési lúd	57,5	Mooij (1992)
Kanadai lúd – télen	24,8	Manny <i>et al.</i> (1994)
Kanadai lúd – egész évben	28	Manny <i>et al.</i> (1994)
Dankasirály	52	Gould & Fletcher (1978)
Vetési lúd + nagy lilik	80	Sterbetz (1992)

Az ürített fécesz összmenyisége

A vízimadarak ürítési gyakoriságának igen nagy a tartománya az irodalmi adatok alapján (2. táblázat). Azonban még a fentiekől is jelentősen eltérő ürítésszámot kapunk van Eerden (1984) alapján, aki szerint a fütyülő réce minden 3. percben, az apácalúd minden 4,5. percben pottyant egyet, miközben *Salicornia*-n táplálkozik. Mivel a táplálkozás sok órán át tart, ez az ürítésszámbecslés legalább egy nagyságrenddel nagyobb, mint a fentiek. Az ürítésszám és a fécesz szárazsúlya tehát az ürítésszám bizonytalansága miatt pontatlan eredményeket ad. Ráadásul a nappali és az éjszakai ürítési ráta jelentősen különbözhet: 1,96/óra nappal és 0,37/óra éjszaka, egy lúdra számolva (Manny *et al.* 1994). Ezért a teljes napi ürített mennyiség használata célravezetőbbnek látszik, mivel itt viszonylag pontos adatokkal is rendelkezünk (3. táblázat). Ezen adatok nagy hátránya, hogy általában zárttéri, azaz mesterséges körülmények közötti kísérletek eredményei, mert terepi körülmények között metodikai nehézségek akadályozzák a méréseket.

A fécesz foszfor és egyéb tápanyagtartalma

A tápanyagterhelés megállapításának következő lépése, hogy a becsült féceszmennyiség tápanyagtartalmát meghatározzuk (4. táblázat). Erre számos becslés létezik, azonban az eredmények megadási módja nem egységes, ami a felhasználhatóságot és általánosítást megnehezíti.

3. táblázat. Vízimadarak napi ürítésének szárazsúlya irodalmi adatokban.

	Napi ürítés szárazsúlya (g)	Forrás
Kárókatona	32	Marion <i>et al.</i> (1994)
Tőkésréce	16,7	Gere & Andrikovics (1994)
	12,2	Marion <i>et al.</i> (1994)
	20	Street (1978)
	68	Sugden (1979)
Kontyos réce	11,2	Gere & Andrikovics (1994)
Úszórécék	15	Manny <i>et al.</i> (1994)
Bukórécék	12,7	Manny <i>et al.</i> (1994)
Lúd fajok	32,76	Manny <i>et al.</i> (1994)
Nagy lilik	36	Kear (1963)
Vetési lúd	36,3	Musicz & Szabó (1997)
Vetési lúd	143	Rutschke & Schiele (1978)
Nyári lúd	40	Gere & Andrikovics (1997a)
Örvös lúd	8,8–18,6	Drent <i>et al.</i> (1978)
Lúd spp.	38	Bankovics (pers. comm.)
Dankasirály	11,2	Gould & Fletcher (1978)

4. táblázat. Vízimadarak fécészének tápanyag (nitrogén és foszfor) tartalma.

Faj	Nitrogén	Foszfor	Forrás
Lúd fajok	0,26 (/g szárazsúly)	0,13 (/g szárazsúly)	Bankovics (pers. comm.)
Vetési lúd	fécész 1,4-2,8%-a	a fécész 0,6–2,1%-a	Rutschke & Schiele (1978)
Nyári lúd	2,2%	0,41%	Andrikovics <i>et al.</i> (1997a)
Lúd fajok	0,048%	0,015%	Marion <i>et al.</i> (1994)
Tőkés réce	2,62%	1,32 %	Marion <i>et al.</i> (1994)
Szürke gém	4,21%	11,47%	Marion <i>et al.</i> (1994)
Kárókatona	3,28%	14,32%	Marion <i>et al.</i> (1994)
Sirály fajok	2,96%	1,62%	Marion <i>et al.</i> (1994)
ezüst sirály	6,63-9,72 mg/fécész	7,5-12,3 mg/fécész	Portnoy (1990)

Következtetések

Ha egy átlagos téli lúd egyedszámot veszünk, például ezer egyedet, akkor a táblázatokban közölt irodalmi adatok alapján megbecsülhető, hogy mennyi nitrogént és foszfort juttatnak a ludak a Kis-Balaton vizébe. Durva becsléssel ez mindössze 15 kg nitrogén és 0,7 kg foszfor (1000 lúd, 15 óra a vízen, ezalatt 38 000 ürítés, aminek 23 000 g a szárazsúlya, aminek 2,2%-a nitrogén, 0,1%-a foszfor, és ezt 30 napra számolva). Ez a teljes évi tápanyagterhelés (1500 t nitrogén és 100 t foszfor, Joó & Lotz 1980) egy hónapra eső részéhez viszonyítva, ami 125 000 kg nitrogén, és 8300 kg foszfor, elenyésző mennyiség.

Az irodalom áttekintése, az irodalmi adatokkal történő becslés, illetve Gere és Andrikovics munkái alapján (Gere & Andrikovics 1992a, b, Andrikovics *et al.* 1997a, b) a vízimadarak a Kis-Balatonon valószínűleg csak jelentéktelen hányadát okozzák a tápanyagterhelésnek. Ennek azonban további kísérletes vizsgálata volna szükséges, hogy a II. ütem teljes tápanyagforgalmáról valós képünk legyen. Ugyanakkor egy ilyen vizsgálatban a tápanyagterhelést okozó más források felmérése is szükséges, például a szennyvízbevezetések, vagy az üledékből felszabaduló foszfor mérése. A Kis-Balaton végső arculatának kialakulását csak megfelelő ismeretek alapján lehet érdemben tervezni.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönöm dr. Bankovics Attilának, hogy nem publikált adataiba betekintést nyerhettem, prof. Gere Gézának, dr. Andrikovics Sándornak és egy lektornak, hogy a kéziratot elolvasták. A tanulmány elkészítését a „Kis-Balaton Monitorozása – 1999” program támogatta.

Irodalom

- Andrikovics, S., Gere, G. & Lelkes, A. (1997a): A nyári lúd hatása a Kis-Balaton eutrofizációs folyamataira. Pp 504–513. In: Pomogyi, P. (szerk.): 2. *Kis-Balaton Ankét, 1996*. NYUDUVIZIG-KÜM, Szombathely–Keszthely.
- Andrikovics, S., Gere, G. & Futó, E. (1997b): The nutrition of greylag goose and its effect on the eutrophication of Kis-Balaton (Hungary). – *Magyar Vízivád Közlemények* 3: 199–210.
- Bankovics, A. (1985): A Balaton átvonuló és telelő vízimadaráinak állománybecslése. – *Aquila* 92: 55–64.
- Bootsma, M. C., Barendregt, A. & Alphen, J. C. A. van (1999): Effectiveness of reducing external nutrient load entering a eutrophicated shallow lake ecosystem in the Naardmeer nature reserve, The Netherlands. – *Biological Conservation* 90: 193–201.
- Branvold, D. K., Popp, C. J. & Brierley, J. A. (1976): Waterfowl refuge effect on water quality: chemical and physical parameters. – *J. Wat. Pollut. Cont. Fed.* 48: 685–687.
- Clark, R. Q., Greenwood, H. & Sudgen, L. (1986): Estimation preliminaires de la vitessa de passage des grains dans l'appareil digestif des canards mallards. – *Canadian Biological Service, Ca. Faune* 160: 1–3.

- Cramp, S. (1998): The complete birds of the Western Palearctic on CD-ROM. – Oxford Univ. Press, Oxford.
- Drent, R., Ebbinge, B. & Weijand, B. (1978): Balancing the energy budgets of arctic-breeding geese throughout the annual cycle: a progress report. – *Verhandlungen der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern* **23**: 239–264.
- Eerden, M. R. van (1984): Waterfowl movements in relation to food stocks. Pp. 84–100. In: Evans, P. R., Goss-Custard, J. D. & Hale, W. G. (eds): *Coastal waders and wildfowl in winter*. – Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.
- Faragó, S. (1994): Habitat use, daily activity and feeding of the geese of Lake Fertő. – *Aquila* **101**: 65–88.
- Faragó, S. (1995): Geese in Hungary 1986–1991. Numbers, migration and hunting bags. – *IWRB Publ.* **36**: 97.
- Faragó, S. (1996): A magyar vadlúd adatbázis 1984–1995: Egy tartamos monitoring. – *Magyar Vízi- vad Közlemények* **2**: 3–168.
- Faragó, S. (1998): A vadlúd monitoring eredményei az 1996/1997-es idényben Magyarországon. – *Magyar Vízi- vad Közlemények* **4**: 17–60.
- Faragó, S. & Jánoska, F. (1996): A vadlúd monitoring eredményei az 1995/1996-os idényben Magyarországon. – *Magyar Vízi- vad Közlemények* **2**: 169–212.
- Gere, G. (1983): A madarak szerepe az ökoszisztémák anyag- és energiaforgalmában. – *Pusztá* **10**: 37–54.
- Gere, G. & Andrikovics, S. (1992a): A kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) szerepe a Kis-Balaton szervesanyag-forgalmában. – *Aquila* **99**: 27–32.
- Gere, G. & Andrikovics, S. (1992b): Effects of waterfowl on water quality. – *Hydrobiologia* **243–244**: 445–448.
- Gere, G. & Andrikovics, S. (1994): Feeding ducks and their effects on water quality. – *Hydrobiologia* **279–280**: 157–161.
- Gould, D. J. & Fletcher, M. R. (1978): Gull droppings and their effects on water quality. – *Water Research* **12**: 665–672.
- Hoyer, M. V. & Canfield, D. E. Jr. (1994): Bird abundance and species richness on Florida lakes: influence of trophic status, lake morphology, and aquatic macrophytes. – *Hydrobiologia* **279–280**: 107–119.
- Jóó, O. & Lotz, G. (1980): A Zala folyó szerepe a Balaton eutrofizálódásában. – *Vízügyi Közlem.* **2**: 225–243.
- Kear, J. (1963): The agricultural importance of wild goose droppings. – *The Wildfowl Trust, 14th Annual Report 1961–62*: 72–77.
- Magdwick, J. (1991): Restoration of water quality and aquatic life in the Broads, United Kingdom. Pp. 87–94. In: Finlayson, C. M. & Larsson, T. (eds): *Wetland management and restoration*. – Proc. Workshop, Sweden 1990, Swedish Environmental Protection Agency report.
- Manny, B. A., Johnson, W. C. & Wetzel, R. G. (1994): Nutrient additions by waterfowl to lakes and reservoirs: predicting their effects on productivity and water quality. – *Hydrobiologia* **279–280**: 121–132.
- Marion, L., Clergeau, P., Briant, L. & Bertru, G. (1994): The importance of avian-contributed nitrogen (N) and phosphorus (P) to Lake Grand-Lieu, France. – *Hydrobiologia* **279–280**: 133–147.
- Mooij, J. H. (1992): Behaviour and energy budget of wintering geese in the Lower Rhine area of North Rhine-Westphalia, Germany. – *Wildfowl* **43**: 121–138.
- Musicz, L. & Szabó, B. (1997): *A Tatai-tavon telelő vadludak eutrofizációs szerepének vizsgálata 1986–1997 időközében*. – Kézirat.
- Pienkowski, M. W., Ferns, P. N., Davidson, N. C. & Worrall, D. H. (1984): Balancing the budget: measuring the energy intake and requirements of shorebirds in the field. Pp. 29–56. In: Evans,

- P. R., Goss-Custard, J. D. & Hale, W. G. (eds): *Coastal waders and wildfowl in winter*. – Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.
- Pomogyi, P. (szerk.) (1991): *A Kis-Balaton védőrendszer kémiai, biológiai, anyagforgalmi vizsgálatai*. – NYUDUVIZIG-KÜM, Szombathely–Keszthely. 258 pp.
- Pomogyi, P. (1997): A KBVR–Zala rendszer vízhozamának, lebegőanyag- és tápanyag-terhelésének alakulása. Pp. 70–80. In: Pomogyi P. (szerk.): *2. Kis-Balaton Ankét, 1996*. – NYUDUVIZIG-KÜM, Szombathely–Keszthely.
- Portnoy, J. W. (1990): Gull contribution of phosphorus and nitrogen to a Cape Cod kettle pond. – *Hydrobiologia* **202**: 61–69.
- Post, D. M., Taylor, J. P., Kitchell, J. F., Olson, M. H., Schindler, D. E. & Herwig, B. R. (1998): The role of migratory waterfowl as nutrient vectors in a managed wetland. – *Conservation Biology* **12**: 910–920.
- Rutschke, E. & Schiele, G. (1978): The influence of geese (Gen. Anser) migrating and wintering in the GDR on agricultural and limnological ecosystems. – *Verhandlungen der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern* **23**: 177–190.
- Sterbetz, I. (1978): A nagy lilik (*Anser albifrons*), a kis lilik (*Anser erythropus*) és a vetési lúd (*Anser fabalis*) táplálkozási viszonyai Magyarországon. – *Aquila* **85**: 93–106.
- Sterbetz, I. (1992): A Balatonon telelő északi vadlúdtömegek exkrétumproduktója. – *Aquila* **99**: 33–40.
- Street, M. (1978): The role of insect in the diet of mallard ducklings. An experimental approach. – *Wildfowl* **29**: 293–300.
- Sugden, L. G. (1979): Grain consumption by mallards. – *Wildlife Society Bulletin* **7**: 37–39.
- Süle, G. (1997): A rendszeres vízminőség vizsgálatok eredményei 1991–1995 között. Pp. 59–69. In: Pomogyi, P. (szerk.): *2. Kis-Balaton Ankét, 1996*. – NYUDUVIZIG-KÜM, Szombathely–Keszthely.

The role of waterfowl mediated nutrients in the water quality of the Lake Fenéki at Kis-Balaton marshland: a literature review

A. Báldi

Animal Ecology Research Group, HAS, Hungarian Natural History Museum
H-1083 Budapest, Ludovika tér 2, Hungary, E-mail: baldi@ludovika.nhmus.hu

The marshland Kis-Balaton has been reconstructed to improve the water quality of the River Zala, which is the main pollution source for Lake Balaton, the most important recreational area in Hungary. A potential phosphorous (P) and nitrogen (N) source within the marshland, however, can be the faeces of birds. This review tries to assess the significance of faeces on the water quality of Kis-Balaton. In a few cases the bird faeces was the main P source in a lake's nutrient budget, however, only if human influence have occurred, e.g. the attraction of wintering waterfowl. There are different examples, as well, showing the minor role of bird originated P and N load. The nutrition experiments of G. Gere and S. Andrikovics, the number of wintering waterfowl, and the large extent of Kis-Balaton marshland suggest that birds should have a minor role in the P and N load of Kis-Balaton. However, more experiments and measures are necessary to get a reliable picture about the nutrient dynamics of Kis-Balaton, including, e.g., the assessment of P in the sediments. All these information are needed to design the final state of Kis-Balaton marshland.

Key words: Kis-Balaton, P and N load, reservoir, waterfowl

A nyest, a nyuszt, a menyét és a hermelin aktuális helyzete és elterjedése Magyarországon

Heltai Miklós, Szemethy László és Bíró Zsolt

*Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1, E-mail: hmiki@ns.vvt.gau.hu*

Összefoglaló: 1997-ben és 1998-ban kérdőíves felmérés segítségével gyűjtöttünk adatokat a nyest, a nyuszt, a menyét és a hermelin hazai elterjedéséről. A kérdőíveket a hazai vadgazdálkodási egységeknek küldtük meg az Országos Vadgazdálkodási Adattár címjegyzéke alapján. A válaszadási arány mindkét évben meghaladta a 40%-t, a területi lefedettség 1997-ben 40,91%, 1998-ban 47,27% volt. Az egyes fajok előfordulását a következők szerint osztályoztuk: nincs, néha előfordul, rendszeresen megjelenik, állandó. Értékeljük a beérkezett válaszok megoszlását az egyes kategóriák között, és ez alapján jellemeztük az egyes fajok országos és egyes esetekben táj (hegyvidéki, dombvidéki, átmeneti és alföldi), valamint megyei szintű elterjedését. Eredményeink szerint a menyét és a nyest gyakorlatilag az ország egész területén közönséges fajnak számít, míg a nyuszt és a hermelin előfordulása lényegesen ritkábbnak tekinthető.

Kulcsszavak: nyest, nyuszt, menyét, hermelin, elterjedés, kérdőíves felmérés

Bevezetés

A Szent István Egyetem Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszékén 1987 óta gyűjtünk adatokat hazánk védett és vadászható emlős ragadozóinak helyzetéről és elterjedéséről. E felmérés sorozatban az 1997-ben és 1998-ban végzett adatgyűjtés során a vizsgálatokban szereplő fajok körébe bevontuk a hazai kis testű menyétféléket is. Ennek oka volt, hogy bár jelenleg a nyest kivételével mindegyik faj védett, a menyét az 1/1982. (III.15.) OKTH rendelet szerint a baromfitartó és a szárnyas vad utónevelésére szolgáló telepek körzetében gyéríthető, a nyuszt esetében felmerült a lehetősége a védelem feloldásának, míg a nyest egyre nagyobb problémákat okoz lakott területeken. Ugyanakkor a nyuszt kivételével (Szemethy & Heltai 1996) sem most, sem a korábbiakban nem álltak rendelkezésünkre országos elterjedési adatok e fajokról.

Problémát jelent a fajok megítélése is, mivel igen keveset tudunk a közösségekben betöltött szerepükről. Kalotás már 1987-ben adatokat jelentetett meg a védelem hatására növekvő állományú menyétfélék fészekpredációjáról. Megfigyelései szerint a nyest lakott területekre történő betelepedésével komoly károkat okoz a gyöngybagoly fészkelésében. A megfigyelt füleskuvik-fészkaljakat menyét vagy

hermelin rabolta ki. Növekvő állománya miatt a nyuszt már nemcsak a zárt erdők lakója, ez lehet a magyarázata a feketególya-fészkekben megfigyelt károsításának.

A terepi megfigyeléseknél részletesebb táplálkozásvizsgálatokat, e fajok esetében, az utóbbi években csak Lanszky és Körmendi (1996) publikált. A vizsgálat módszere miatt (faeces-analízis) tojásrablásról nem közöl adatokat, de a nyest és a hermelin esetében rendelkezésre álló szezonális adatok közvetve bizonyítják azt. A nyest táplálékában télen és tavasszal, a hermelinnél tavasszal és nyáron van nagy jelentősége a madaraknak. Mindkét faj esetében a kisemlősök jelentik a legfontosabb prédát. Jelentős különbséget táplálkozásukban a gerinctelenek és a növények előfordulása jelent. Mindkét csoport a nyest esetében fordult elő számottevő mennyiségben. A nyuszt zsákmánylistája a nyestéhez hasonló. A kimutatott fajok többsége kisemlős és rovar. Madarak közül kisénekeseket, fácánt és balkáni gerlét lehetett azonosítani (Lanszky, szóbeli közlés).

Úgy tűnik, hogy a menyét táplálékázisa a leghomogénabb. 1998–99-ben összesen 38 egyedet tudtunk begyűjteni utak mellől és hércsögcsapdásoktól. (A mai napig legálisan használnak nem szelektív ölő csapdákat, melyeknek sok védett faj is áldozatul esik!?) A 38-ból 6 gyomor üres volt, a többiben csak kisemlőst találtunk – *Microtus arvalis*, *Apodemus* spp., *Sorex* spp. – sem madár, sem gerinctelen fajok nem fordultak elő (Heltai & Lanszky nem publikált adatai).

Anyag és módszer

Az adatgyűjtést a vadgazdálkodók körében terjesztett postai kérdőíves felmérés segítségével végeztük. Ez a módszer egyrészt viszonylag egyszerűen, nagy mennyiségű adat gyűjtését teszi lehetővé, másrészt más országos felmérés alkalmazása a jelenlegi körülmények között lehetetlen. Ebben az esetben, ha van olyan, a kérdőívekkel megcélozható réteg (válaszadói bázis), akinek valós információi vannak, és előreláthatólag válaszol is, a kérdőíves felmérés mindenképpen javasolható (Sheatsley 1983). A megcélozható válaszadók közül azért esett a választás a vadgazdálkodókra, mert egyrészt a vadászterületek az egész országot lefedik, másrészt országos térinformatikai adatbázisuk már kiépült.

A kérdőíves felmérés elvégzésének több lehetősége is van. Ezek közül a személyes kikérdezés túlságos időigénye, a telefonost jelentős költségei miatt vetettük el. A postai kérdőíves felmérésre a fent említetteken kívül viszonylagos olcsósága (Dillman 1983), és a korábbi években végzett hasonló felmérések okán – 1987 óta nyolc alkalommal gyűjtöttünk adatokat hasonló módon a vadgazdálkodóktól – ismertsége miatt esett a választás.

A módszer természetesen többféle hibával is terhelt. Az egyik legnagyobb hibalehetőség a nem megfelelő mintavételezés. Ennek kivédése esetünkben könnyű volt, mert minden önálló vadászterülettel rendelkező vadgazdálkodónak elküldtük kérdőívünket. A másik igen nagy problémát a nem válaszolók jelentik. Nem tudjuk, hogy azért nem válaszolt, mert nem kapta meg a kérdőívet (pl. rossz címzés miatt), vagy érdektelen (nem megfelelő személy), esetleg ellenérdekel. Nem tudjuk, hogy vajon a kérdőív áttekinthetetlen, kitöltése nehézkes (rossz szerkesztés), a kitöltés túl sok ideig tartana (Sheatsley 1983), esetleg a kérdésekkel kapcsolatban valamilyen titkolnivalója van (Filion 1980). E hibacsoport elkerülése érdekében egyszerű, könnyen áttekinthető és megválaszolható kérdéseket tettünk fel. A kérdőíveket a vadásztársaságok elnökeinek, fővadászainak vagy vadászmentőinek küldtük meg. A címjegyzéket az Országos Vadgazdálkodási Adattár nyilvántartása alapján állítottuk össze.

A kérdőíveket 1997-ben szeptemberében, ill. 1998-ban augusztus hónapban postáztuk. Mindkét évben azért vártunk a kérdőívek kiküldésével, hogy a lehetőségek szerint minden új gazdálkodónak el tudjuk juttatni. (Az új vadászati törvény életbe lépte óta 1997. március 1-től a korábbi 803 vadászterületből 1998-ra 1157 lett, és számuk azóta is emelkedik.) Azoknak a jogosultaknak, akik több önálló vadászterülettel rendelkeztek, minden területhez külön küldtünk adatlapot.

A beérkezett válaszokat folyamatosan regisztráltuk, és mindkét évben a válaszadási határidő lejárta után egy hónappal, az addig még nem válaszolóknak, a minél nagyobb válaszadási eredmény elérése érdekében, még egy figyelemfelhívó levelet is küldtünk.

Miután a célzott fajok kis testűek és nehezen megfigyelhetők, csak jelenlétükre, illetve előfordulásuk rendszerességére kérdeztünk rá (1. táblázat).

1. táblázat. A menyétfélék előfordulásáról gyűjtött adatok.

Faj	Előfordulnak-e az Önök területén az alábbi fajok?			
	nincs	néha előfordul	rendszeresen megjelenik	állandó
menyét				
hermelin				
nyest				
nyuszt				

Az adatokat PARADOX (Borland International, Inc.) adatbázis-kezelőben rögzítettük, míg az értékelésnél a QUATRO PRO (Borland International, Inc.) táblázatkezelő programot használtuk. A nyuszt és a hermelin elterjedését megyei és térségszinten is jellemeztük. Ehhez négy térséget alakítottunk ki az alábbiak szerint:

1. Középhegység: Baranya, BAZ, Komárom, Nógrád és Veszprém megye;
2. Dombvidék: Somogy, Tolna, Vas és Zala megye;
3. Átmenet: Bács-Kiskun, Fejér, Győr, Heves, Pest és Szabolcs megye;
4. Alföld: Békés, Csongrád, Hajdú és Szolnok megye.

A megyei és tájszintű elemzéshez az adott területről beérkező válaszok közül csak a két szélső értéket: az „állandó”, illetve a „nincs” kategóriát bejelölő válaszokkal számoltunk, mert ezek valóságtartalma ellenőrizhető és fogadható el legkönnyebben. A faj adott területen számolt „státusa” az onnan érkezett „állandó” és „nincs” válaszok az összes válaszhoz számolt arányának különbsége: státus = („állandó” válasz/összes válasz) – („nincs” válasz/összes válasz). A területeket tehát e két arányszám különbsége alapján rendeztük sorba.

Eredmények

A válaszadási arány, a válaszok területi eloszlása és a válaszokkal lefedett terület aránya mindkét évben megfelelő szintű volt ahhoz, hogy országos elemzést végezhessünk (2. táblázat). A második felmérés alkalmával ráadásul növelni tudtuk a válaszadási arányt, és így az ország területének közel feléről kaptunk információkat, ami a hasonló jellegű felméréseket és saját korábbi tapasztalatainkat is figyelembe véve, kimagaslónak tekinthető. Ez az eredményesség különösen fontos azért, mert a válaszolók nem minden kérdésre tudtak válaszolni – a területismerete vagy információhiánya miatt – így nagyon ritka volt az az eset, amikor minden választ fel lehetett használni. Az elterjedési térképeknél ezért külön jelöltük azokat a területeket, ahonnan a kérdőív visszaérkezett, de az adott kérdésre nem tudott értekelhető választ adni.

Az egyes fajok elterjedése a két felmérés között nem mutatott jelentős különbséget. Mivel e munka alapvető célja a célzott fajok helyzetének és országon

2. táblázat. A válaszadási arány 1997-ben és 1998-ban.

Év	Kiküldött kérdőívek száma (db)	Válaszok száma (db)	Válaszadási arány (%)	A válaszokkal lefedett terület (ha)	A lefedett terület aránya (%)
1997	1050	428	40,76	3 771 819	40,91
1998	1157	544	47,01	4 358 322	47,27

belüli eloszlásának leíró jellegű bemutatása, ezért – és a szűk terjedelem miatt is – nem törekszünk arra, hogy mindkét év adatait részletesen ismertessük. Hasonló okok miatt elterjedési térképet és a fajok jelenlétét az egyes régiókban is csak a nyuszt és a hermelin esetében mutatjuk be, mert a másik két faj eredményeink szerint szinte az egész ország területén állandónak tekinthető.

Nyuszt (*Martes martes*)

A nyusztot a válaszadók közel fele mindkét évben állandó fajnak tekintette (3. táblázat), csak Hajdú-Bihar megyéből nem érkezett egyik évben sem állandó jelenlétét jelző válasz. A válaszok alapján leginkább elterjedtnek Vas megyében tekinthető. Életmódjából adódóan az erdősültebb domb- és hegyvidéki területeken gyakoribb – BAZ, Veszprém, Somogy, Vas, Tolna –, míg az alföldi, mezőgazdasági területeken – Békés, Bács-Kiskun, Hajdú-Bihar – ritkább az előfordulása.

A közelmúltban javaslat került megfogalmazásra a nyuszt újra vadászhatóvá tételére, ezért ebben az esetben megyénként és régióként is értékeltük a válaszokat. A faj helyzetének részletesebb bemutatását indokolja az is, hogy a négy faj közül a hermelin után a nyuszt tekinthető a legkevésbé elterjedtnek. A 4. táblázat azt mutatja, hogy az adott megyéből érkezett válaszok milyen arányban oszlanak meg az „állandó” és a „nincs” kategória között az 1997-es felmérés adatai szerint. A megyéket e két arányszám különbsége alapján rendeztük sorba, így az első helyre Hajdú-Bihar megye került, ahonnan egyáltalán nem jeleztek állandó populációt, míg az utolsó Vas megye, ahol a válaszadók 90%-a állandó fajnak tekintette a nyusztot, és egyetlen olyan válasz sem érkezett, hogy a megye területén egyáltalán nem fordul elő.

A nyuszt számára legmegfelelőbb élőhelyet valószínűleg a dombvidékek erdősegei jelentik, amelyek mezőgazdaságilag művelt területekkel szabdaltak. Erre utal ugyanis a faj elterjedésének régiószintű értékelése (5. táblázat).

3. táblázat. A nyuszt előfordulása Magyarországon, 1997–1998-ban. (A válaszadók százalékában.)

Kategória	1997	1998
Nincs	23,01	23,02
Néha előfordul	21,88	21,96
Rendszeresen megjelenik	3,41	5,97
Állandó	51,7	49,05

4. táblázat. A nyuszt helyzete az egyes megyékben az „állandó” és a „nincs” válaszok arányainak különbsége alapján (az 1997-es felmérés adatai szerint).

Megye	Összes válasz	Az állandó válaszok aránya	A nincs válaszok aránya	Státus
Hajdú-Bihar	13	0,00	0,54	-0,54
Szolnok	23	0,13	0,43	-0,30
Békés	24	0,08	0,33	-0,25
Heves	23	0,22	0,35	-0,13
Bács-Kiskun	35	0,29	0,31	-0,03
Pest	44	0,32	0,27	0,05
Csongrád	18	0,33	0,22	0,11
Szabolcs-Szatmár-Bereg	21	0,38	0,24	0,14
Komárom-Esztergom	10	0,30	0,10	0,20
Zala	13	0,38	0,08	0,31
Fejér	21	0,48	0,10	0,38
Somogy	25	0,56	0,16	0,40
Veszprém	16	0,56	0,13	0,44
BAZ	37	0,57	0,08	0,49
Nógrád	13	0,54	0,00	0,54
Baranya	18	0,56	0,00	0,56
Tolna	24	0,67	0,08	0,58
Győr-Moson-Sopron	30	0,77	0,03	0,73
Vas	20	0,90	0,00	0,90

5. táblázat. A nyuszt elterjedése az egyes tájakon (az 1997-es felmérés adatai szerint).

Régió	Összes válasz	Az állandó válaszok aránya	A nincs válaszok aránya	Státus
Középhegység	94	0,53	0,06	0,47
Dombvidék	82	0,64	0,08	0,56
Átmenet	174	0,40	0,22	0,18
Alföld	78	0,14	0,37	-0,23

Nyest (*Martes foina*)

A nyestet szinte az ország egész területén előforduló, többnyire állandó fajnak tekinthetjük. A válaszadók kevesebb mint négy százaléka (1997: 3,93%, 1998: 3,96%) állította, hogy területén egyáltalán nem fordul elő, és közel négyötödük (1997: 78,87%, 1998: 76,81%) mindkét évben állandó előfordulását jelentette. A nemleges válaszok többsége (70%) Bács-Kiskun, Heves és Pest megyéből érkezett, míg a Dunántúlon csak egy vadászterület Komárom megyében jelezte – igaz mindkét évben – ezt. Egyetlen nemleges válasz sem érkezett Baranya, Fejér, Győr, Nógrád, Szolnok, Tolna, Vas, Veszprém és Zala megye területéről.

Hermelin (*Mustela erminea*)

A kis testű menyétfajok közül a hermelin tekinthető a legkevésbé elterjedtnek (6. táblázat). Igaz, hogy csak Nógrád megyéből nem jelezték állandó állományát 1997-ben, és 1998-ban itt is a válaszok 21%-a tekintette állandónak. 1997-ben három (Nógrád, Zala, Fejér), 1998-ban 5 megyében volt magasabb a nemleges válaszok aránya az állandó választ adókénál, de gyakori fajnak csak Győr, Hajdú, Szabolcs és Szolnok megyében tekinthetjük. A hermelin megyénkénti helyzetét – a nyuszthoz hasonlóan – a 7. táblázat, elterjedését az egyes régiókban pedig a 8. táblázat mutatja.

Elterjedésére mind országosan, tájanként és megyénként is a foltszerűség, esetlegesség jellemző. Életfeltételeit legjobban az alföldi részekben találja meg.

Menyét (*Mustela nivalis*)

Míg a hermelin a legritkább, addig a menyét a leggyakoribb – sok esetben községes – a Mustelidae család tagjai közül. Mindkét évben a válaszadók több

6. táblázat. A hermelin előfordulása Magyarországon, 1997–1998-ban. (A válaszadók százalékában.)

Kategória	1997	1998
Nincs	22,5	26
Néha előfordul	33,6	31,3
Rendszeresen megjelenik	4,09	4,63
Állandó	39,8	38

7. táblázat. A hermelin helyzete az egyes megyékben az „állandó” és a „nincs” válaszok arányainak különbsége alapján (1997-es felmérés adatai szerint).

Megye	Összes válasz	Az állandó válaszok aránya	A nincs válaszok aránya	Státus
Nógrád	13	0,00	0,15	-0,15
Zala	13	0,23	0,31	-0,08
Fejér	21	0,19	0,24	-0,05
Heves	23	0,22	0,22	0,00
Komárom-Esztergom	10	0,20	0,20	0,00
Somogy	25	0,28	0,24	0,04
Baranya	18	0,11	0,06	0,06
Bács-Kiskun	35	0,29	0,23	0,06
Pest	44	0,25	0,18	0,07
BAZ	37	0,27	0,19	0,08
Csongrád	18	0,28	0,17	0,11
Békés	24	0,38	0,21	0,17
Tolna	24	0,29	0,13	0,17
Veszprém	16	0,44	0,25	0,19
Vas	20	0,30	0,10	0,20
Győr	30	0,43	0,20	0,23
Szabolcs-Szatmár-Bereg	21	0,43	0,10	0,33
Szolnok	23	0,39	0,04	0,35
Hajdú-Bihar	13	0,62	0,23	0,38

8. táblázat. A hermelin elterjedése az egyes régiókban (1997-es felmérés adatai szerint).

Régió	Összes válasz	Az állandó válaszok aránya	A nincs válaszok aránya	Státus
Középhegység	94	0,22	0,17	0,05
Dombvidék	82	0,28	0,18	0,1
Átmenet	174	0,29	0,19	0,1
Alföld	78	0,39	0,15	0,24

9. táblázat. A menyét előfordulása Magyarországon, 1997–1998-ban. (A válaszadók százalékában.)

Kategória	1997	1998
Nincs	0,24	0,94
Néha előfordul	11,4	9,98
Rendszeresen megjelenik	5,83	8,47
Állandó	82,5	80,6

mint 80%-a állandó fajnak tartotta (9. táblázat), és csak a Duna–Tisza közéről (Bács-Kiskun, Heves, Nógrád és Pest megye) érkeztek olyan visszajelzések, hogy a menyét egyáltalán nem fordul elő. Hajdú-Bihar, Szolnok, Vas és Veszprém megye területén a válaszadók nagy többsége jelezte állandó jelenlétét.

Megvitatás

A többi emlősfaj esetében hiányoznak azok az információk, amelyek elterjedésükről, aktuális helyzetükről szolgáltatnak adatokat. Ilyen jellegű adatok nélkül azonban pillanatnyi megítélésük – veszélyeztetettségükről, a védelem létrehozásának vagy feloldásának szükségességéről – komoly nehézségekbe ütközik. Külön problémát jelent ez az adathiány a ragadozó fajok esetében. A hazánkban őshonos emlős ragadozók közül csak a róka (*Vulpes vulpes*) és az aranysakál (*Canis aureus*) nem tekinthető védettnek (tilalmi idő csak a szukára van), a többi faj teljes vagy részleges (időben korlátozott vadászat) védettséget élvez. Ugyanakkor ezek a fajok számos ember–ragadozó konfliktust okoznak táplálkozásukkal, vagy lakott területeken történő élőhelyfoglalásukkal.

Adataink szerint a nyest és a menyét hazánkban általánosan elterjedt, közönséges fajnak számít. A nyest különösen jól alkalmazkodik az ember közelségéhez, számos helyen – így pl. Budapesten is – rendszeres lakója a padlásoknak, időszakosan használt épületeknek. Az ebből adódó esetleges létszámgyerítések állományát valószínűleg nem veszélyeztetnék, mint ahogy elterjedését nem befolyásolja az sem, hogy idényben (1993 óta) jelenleg is vadászható. A menyét esetében az 1/1982. (III.15.) OKTH rendelet szerint a baromfitartó és a szárnyas vad utónevelésére szolgáló telepek körzetében lehetőség van gyérítésre. A faj viselkedéséből és méretéből adódóan azonban a hagyományos vadászati – fegyveres – gyérítés nem tűnik hatékonynak, míg az élvező csapdázás nem elterjedt a hazai gazdálkodók körében.

Lényegesen kisebb területen fordul elő a másik két célzott faj, a nyuszt és a hermelin. Az előbbi elsősorban a dombvidéki és középhegységi erdők lakója, míg a hermelin jellemzően a Nagyalföld kisragadozója. Mivel e két faj nem tekinthető országosan elterjedtnek, előfordulásuk továbbra is jellemző élőhelyeikhez kötődik – ellentétben a nyesttel –, létszámukról vagy sűrűségükről releváns információkkal nem rendelkezünk és a rendelkezésre álló táplálkozásbiológiai vizsgálatuk jelentős kártételüket egyáltalán nem bizonyítják, védelmük feloldása nem tekinthető indokoltnak.

*

Köszönetnyilvánítás – Az adatgyűjtést a Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium Vadgazdálkodási és Halászati Főosztályának támogatása tette lehetővé, amelyet ezúton is köszönünk. Köszönettel tartozunk az Országos Vadgazdálkodási Adattárnak és Ritter Dávid térinformatikusnak munkánkhoz nyújtott segítségükért.

Irodalomjegyzék

- Dillman, D. A. (1983): Mail and other self-administered questionnaires. – In: Rossi, P. H., Wright, T. D. & Anderson, A. B. (eds): *Handbook of survey research*. Academic Press, New York, USA, pp. 359–377.
- Filion, F. L. (1980): *Human surveys in wildlife management techniques manual*. – The Wildlife Society, Washington, pp. 441–455.
- Kalotás, Zs. (1987): Adatok a menyéféle ragadozók fészkaljpusztító tevékenységéhez és károsításaik megelőzéséhez. – *Madártani Tájékoztató* **1987**(1–2): 13–16.
- Lanszky, J. & Körmendi, S. (1996): Négy ragadozó emlős faj táplálkozásökológiai vizsgálata a Fonói halastó (Somogy megye) körzetében. – *Állatt. Közlem.* **81**: 73–85.
- Mitchell-Jones, A. J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P. J. H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J. B. M., Vobralík, V. & Zima, J. (eds) (1999): *The Atlas of European Mammals*. – Academic Press, London, U.K., 484 pp.
- Sheatsley, P. B. (1983): Questionnaire construction and item writing. – In: Rossi, P. H., Wright, T. D. & Anderson, A. B. (eds): *Handbook of survey research*. Academic Press, New York, USA, pp. 195–230.
- Szemethy, L. & Heltai, M. (1996): Néhány védett emlős ragadozó faj helyzete Magyarországon, 1987–1994. – *Vadbiológia* **5**: 1–17.

Distribution and actual status of stone marten, pine marten, weasel and stoat in Hungary

M. Heltai, L. Szemethy & Zs. Bíró

Department of Wildlife Biology and Game Management, St. Stephen University
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1, Hungary, E-mail: hmiki@ns.vvt.gau.hu

Abstract: Country-wide data were collected about the occurrence of stone marten (*Martes foina*, Erxleben, 1777), pine marten (*Martes martes*, L., 1758), weasel (*Mustela nivalis*, L., 1766) and stoat (*Mustela erminea*, L., 1758) by mail questionnaire survey. The questionnaires were sent to the hunting clubs on the basis of the address list of the National Game Management Database. The answer rate was more than 40% in both years, and the covered areas were 40.91% in 1997 and 47.27% in 1998. The classification of the occurrences was the following: absent, occasional, regular, stable. We showed the distribution of pine marten and stoat at three different levels: i. country-wide; ii. geographical regions; iii. in every county. In case of the stone marten and weasel only the country-wide data are presented. Our results showed the following: i. the stone marten and the weasel can be found almost everywhere in the country and their protection is not necessary; ii. the ranges of pine marten and stoat populations are rather small; iii. the range of the pine marten population is situated mainly in the montane and the hilly region; iv. the range of stoat population is situated mainly in the Great Hungarian Plain; v. the results underline that strict protection of the pine marten and the stoat is necessary.

Key words: stone marten, pine marten, weasel, stoat, occurrence, mail questionnaire survey

Az északi pocok (*Microtus oeconomus*) újabb előfordulása, a Kis-Balaton területén végzett kisemlős ökológiai kutatások előzetes eredményei

Horváth Győző

PTE, Zootaxonómia és Szünzoológia Tanszék
7624 Pécs, Ifjúság útja 6

Összefoglaló: A Kis-Balaton területén 1999 őszén, két 5 napos periódusban fogás-jelölés-visszafogás módszerével kisemlősök csapdázásos felmérését végeztük, amely egy hosszabb távú populáció és közösség szintű monitorozás elővizsgálatának tekinthető. Szeptemberben az Almás-sziget, a Fenyős-sziget, a Hangyálos-szigetek, valamint a Zimányi-árkot keresztező töltés vízpartján 6 mintavételi vonaltranszektet, valamint a csapdák jelentős mennyiségét a 76-os műút két oldalán, egy-egy 11×11-es kvadrátként helyeztük el. A transzektet szeptemberben nagyon kevés eredményt hoztak, ezért októberben az előzőek mellett egy újabb kvadrátot jeleltünk ki. A két módszer, tehát valamennyi működő csapda alapján 13 kisemlősfajt fogtunk meg. A rovarvörök (Insectivora) rendjén belül a cickányfélék (Soricidae) családjának 4, míg a rágcsálók (Rodentia) rendjének 9 faja került elő a csapdázott területekről. A szigetek transzektjeiben nem, de mindhárom kvadrátban regisztráltuk a *Microtus oeconomus* jelenlétét. A kvadrátok fogási adatait összevetve kevés szignifikáns adatot kaptunk, az alkalmazott páros *t*-próba az egy periódus adatait tekintve nem mutatta ki a területek között fennálló esetleges különbségeket. A három kvadrát abundancia adatai szerint elvégzett diverzitási rendezés a legheterogénebb terület nagyobb kisemlős diverzitását mutatta ki. A kiválasztott területek, főként a 76-os műút déli oldalán található homogén, nagy kiterjedésű sásos alkalmas területnek bizonyult a *M. oeconomus* populációjának monitorozására, amely terület eredménye összehasonlítható lesz a Szigetközben és a Fertő–Hanság területén azonos módszerekkel végzett csapdázások adataival.

Kulcsszavak: *Microtus oeconomus*, kisemlős közösség, monitoring, elevenfogó csapdázás, Kis-Balaton

Bevezetés

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer projekt szerkezetében kiemelt, önálló VI. projektként szerepel „A Kis-Balaton II. ütem élővilága” című program. Itt alapvető cél annak vizsgálata, hogy a Kis-Balaton vízminőség-védelmi rendszer üzemeltetésének milyen hatása lesz a biológiai sokféleségre. Ez a probléma azt a null-hipotézist fogalmazta meg, hogy a Kis-Balaton Védőrendszer II. ütemén zajló vízügyi beavatkozások, a gyors vízszintváltozás kedvezőtlenül befolyásolja az élőhely diverzitását.

A Kis-Balatonon előforduló védett és veszélyeztetett kisemlősfajok, cickánnyok (Soricidae) és 2 rágcsálófaj, az északi pocok *Microtus oeconomus* (Pallas, 1776) és a csalitjáró pocok *Microtus agrestis* (Linnaeus, 1761) állományviszonyainak ismerete természetvédelmi szempontból is fontos, de az elterjedésük pontosítását végző feladatok mellett populációik több szünbiológiai karakterisztikáinak (denzitás és ennek időbeli változása, habitatpreferencia, mozgásmintázatok) vizsgálata is szükséges (Csorba & Pecsénye 1997). Ezek mellett az is fontos kérdés, hogy a védett fajok milyen egyéb fajokkal koegzisztálnak az adott élőhelyen, milyen közösségi struktúrák adottak és hosszabb távon, közösségi szinten regisztrálható-e változás a vízügyi beavatkozások következtében.

A *M. oeconomus* hazánk jégkorszaki reliktum kisemlősfaja, melynek a Szigetközben és a Kis-Balatonon van jelentősebb állománya (Csorba & Pecsénye 1997), valamint fontos adatok állnak rendelkezésünkre a Fertő–Hanság területről. A *M. oeconomus* kutatására megírt alprojekt általános célja, hogy ezekről a magyarországi populációkról több szünfenobiológiai kérdés alapján, mint a populációméret, mozgáskörzet, habitatpreferencia, a faj rágcsálóközösségben elfoglalt helye szempontjából pontosabb képet kapjunk. Másrészt a program kiegészíti a már korábban elkezdett, indirekt módszerként alkalmazott bagolyköpetek elemzését is. A faj elterjedési területein folyó vízrendezési munkálatok veszélyeztetik a populációk fennmaradását, a beavatkozások hatására fragmentálódhatnak az egyes populációk, valamint feltehető, hogy a korábban ismert előfordulási helyük a populációk túlélése szempontjából alkalmatlanná válnak, így fontos olyan optimális élőhelyek feltérképezése is, ahol a vízrendezési beavatkozásoknak nincs hatása, és a populációk fennmaradhatnak.

Annak ellenére, hogy a *M. oeconomus* elterjedési területein voltak már korábbi csapdázások, amelyek regisztrálták a faj jelenlétét (Topál 1963, Schmidt 1967, Lelkes 1994, Lelkes & Horváth 2000, MTM Állattára (nincs publikálva)), keveset tudunk a denzitásának időbeli változásáról, habitat használatáról. A közösségi ökológia szempontjából is kevés információnk van arról, hogy milyen közösségi struktúrában fordul elő, milyen más kisemlősfajokkal él együtt az adott habitatban (Farkas *et al.* 1998). Természetesen ezen kérdések alapján az eddigiekénél rendszeresebb csapdázásra van szükség, hosszabb csapdázási periódusokra (4–5 nap folyamatos mintavétel) és több csapda használatára, amelyek várhatóan több adat gyűjtését teszik lehetővé.

A másik probléma, hogy a korábban, csapdázással regisztrált *M. oeconomus* előfordulások a II. ütem területén lévő szigeteken, azok peremén voltak, így a „null-hipotézis” alapján a várható vízszintemelkedés ezeket az élőhelyeket meg fogja szüntetni. Ezért a megkezdett programban fontosnak tartjuk, hogy a II. ütem területén kívül is találjuk meg a *M. oeconomus* élőhelyét, ahol a vízügyi beavato-

zások nem hatnak a populációkra. 1999-ben olyan mintaterületeket jelöltünk ki, amelyek a faj számára optimálisak, valamint nagy kiterjedésűek. Ezek a II. ütem területén kívül esnek, tehát hosszú távon olyan potenciális habitatoknak tekinthetők, ahol a kisémlősközösségek a II. ütemben tervezett elárasztások után is zavar-talanul fennmaradhatnak. Jelen dolgozat a kisémlősök itt megkezdett csapdázásos vizsgálatának előzetes eredményeit mutatja be.

Anyag és módszer

A Kis-Balaton II. ütem területén az Almás-sziget, a Fenyős-sziget, a Hangyálos-szigetek, valamint a Zimányi-árkot keresztező töltés vízpartján helyeztünk el mintavételi vonaltranszekteket. A transzektek szeptemberben nagyon kevés eredményt hoztak, ezért úgy döntöttünk, hogy októberben nem ismétljük meg ezt a mintavételi módszert az adott szigeteken, inkább a szeptemberben működő 2 kvadrát mellett egy újabb kvadrátot jelöltünk ki. Ezek alapján a csapdák jelentős mennyiségét már szeptemberben a 76-os műút két oldalán, egy-egy kvadrátként helyeztük el. Az első a Középső-keresztcsatornától északi irányba raktuk ki (Q_A), míg a másodikat az út déli oldalán (Keleti-berek) helyeztük el (Q_B). Itt a továbbiakban tervezzük a vegetáció részletes leírását. Eddig első lépésben a növényzet összetétele és borítottsága alapján foltokat különítettünk el, amit természetesen botanikailag részletesebben meg kell vizsgálni. Ennek érdekében nagyon fontos a tavaszi és nyári vegetációs időszak elemzése. Az már az első feltérképezés alapján is jól látszik, hogy a két terület különböző, az A-kvadrát területe heterogénebb, légyszárúakban diverzebb, a kvadrát egy nagyobb kiterjedésű nádfoltot is érintett. A B-kvadrát területe homogén sásos (*Caricetum elatae*), ahol csak nagyon minimálisan jelenik meg, igen kicsi foltokat képezve a nád. Októberben tehát a fentiek alapján a transzektek helyett az újabb kvadrátot ugyancsak a 76-os műút déli oldalán (Keleti-berek) helyeztük el (Q_C), a B-kvadráttól kb. 500–600 m-re Keszthely irányában. E területrész vegetációja teljesen eltér mind az A-, mind a B-kvadráttól. A terület nagy részének jellegzetes faja az aranyvessző (*Solidago gigantea*), ami az előző két kvadráttól eltérően lényegesen magasabb vegetációs borítottságot biztosít és ugyancsak homogénebb, mint az A-kvadrát.

A vonaltranszekteket szeptember 2-án jelöltük ki. A hat transzekt mindegyikében 20 csapdát helyeztünk el, egymástól 5 m-re, így közel 100 m hosszúak voltak. A transzektek három napig működtek, amely során három esti és két reggeli ellenőrzésünk volt.

A 76-os műút két oldalán kijelölt mintaterületen 11×11-es csapdahálóval, kvadrát módszerrel csapdázunk. A C-kvadrátot is hasonlóan, azonos paraméterek

alapján működtettük októberben. A kvadrátok esetén az élvefogó dobozcsapdák egymástól 5 m-re helyezkedtek el. A hálóméret azonossága mellett mindkét hónapban a kvadrátokban 5 éjszakát csapdázunk, így a szeptemberi, első periódusban a két kvadrát csapdamennyiségét tekintve 1210 csapdaéjszaka adata állt rendelkezésünkre. Októberben a C-kvadrátot is számítva összesen 1815 csapdaéjszaka adatát dolgoztuk fel.

Csalétekként szalonnát és ánizskivonattal és növényi olajjal megkevert gabonamagvakat használtunk. Napközben a csapdák működképes állapotban voltak, így naponta három ellenőrzést végeztünk, reggel 7⁰⁰-tól, délután 14⁰⁰-tól és este 19⁰⁰-tól, így egy periódus alatt 13 csapdaellenőrzésünk volt.

A kvadrátokat tekintve egyrészt mindkét hónap adatait külön is elemeztük, valamint az A-, B-kvadrát két különböző időbeli eredményeit is összevetettük. A mintahelyek és mintavételi periódusok szerint megjelenítettük a kisemlősök %-os arányait, majd a napi fogási értékeket is elemeztük. A különböző összehasonlításokat három fogási paraméter (a fogások teljes száma, a visszafogások teljes száma, a fogott egyedek száma) alapján páros *t*-próbával végeztük el. A fogott közösségek további összehasonlításához diverzitási rendezést alkalmaztunk, amihez a NuCoSA 1.05 programcsomagot használtuk (Tóthmérész 1993, 1996, 1997).

Eredmények

Az összes mintavételi helyet tekintve eddig 13 kisemlősfajt fogtunk meg. A rovarévők (Insectivora) rendjén belül a cickányfélék (Soricidae) családjának 4, míg a rágcsálók (Rodentia) rendjének 9 faja került elő a csapdázott területről:

Soricidae

Sorex araneus Linnaeus, 1758 [SAR]

Sorex minutus Linnaeus, 1766 [SMI]

Neomys fodiens (Pennat, 1771) [NFO]

Neomys anomalus Cabrera, 1907 [NAN]

Rodentia

Muridae

Arvicolinae

Microtus oeconomus (Pallas, 1776) [MOC]

Microtus agrestis (Linnaeus, 1761) [MAG]

Microtus arvalis (Pallas, 1779) [MAR]

Microtus subterraneus (de Séllys Longchamps, 1836) [MSU]

Clethrionomys glareolus (Schreber, 1780) [CGL]

Murinae

Apodemus sylvaticus (Linnaeus, 1758) [ASY]

Apodemus flavicollis (Melchior, 1834) [AFL]

Apodemus agrarius (Pallas, 1771) [AAG]

Microtus minutus (Pallas, 1771) [MMI]

A fajlistában a faj neve után a latin nevek alapján használt rövidítések szerepelnek.

Az A-kvadrát területén szeptemberben három alkalommal fogtunk hermelint (*Mustela erminea* Linnaeus, 1766), amely jelenléte arra utal, hogy a csapdázott területen élő kisméltöket jelentős ragadozó hatás éri. Októberben csak egyszer került csapdába hermelin, ekkor egy kisebb méretű példányt fogtunk. A faj csak az A-kvadrát területén leírt nádfolt szélén került elő.

A II. ütem területén a vonal transzkekkel 10 kisméltösfajt mutattunk ki. Ezek közül 3 cickányfajt, regisztrálva a két *Neomys* faj előfordulását. A kijelölt területek közül háromban előkerült a *M. agrestis*, azonban a *M. oeconomus*-t egyik transzkekben sem fogtuk meg (1. táblázat).

1999. szeptemberében az A-kvadrátban az 5 éjszakás periódus alatt 8, valamint a B-kvadrátban 6 kisméltösfajt regisztráltunk. A kvadrátok két domináns faja az *A. agrarius* és a *S. araneus*, amely utóbbi a B-kvadrátban még nagyobb arányban fordult elő, ami a vegetáció és mikroklímatis különbségekkel hozható

1. táblázat. A transzkekben megfogott kisméltösfajok egyedszámái.

Fajok	Transzkek száma					
	T1	T2	T3	T4	T5	T6
<i>Sorex araneus</i>	1	–	–	–	1	–
<i>Neomys fodiens</i>	–	–	–	–	–	1
<i>N. anomalus</i>	–	–	–	–	1	–
<i>Microtus arvalis</i>	–	1	1	–	1	1
<i>M. agrestis</i>	–	–	1	–	1	1
<i>Clethrionomys glareolus</i>	–	–	–	3	–	2
<i>Apodemus agrarius</i>	12	11	2	3	–	11
<i>A. flavicollis</i>	–	–	–	1	–	–
<i>A. sylvaticus</i>	–	–	–	–	1	–
<i>Microtus minutus</i>	–	–	–	–	–	1

összefüggésbe. Kiemelkedő eredmény, hogy mindkét élőhelytípusban az első csapdázási periódusban a *M. oeconomus* 10% feletti arányban volt jelen (2. táblázat).

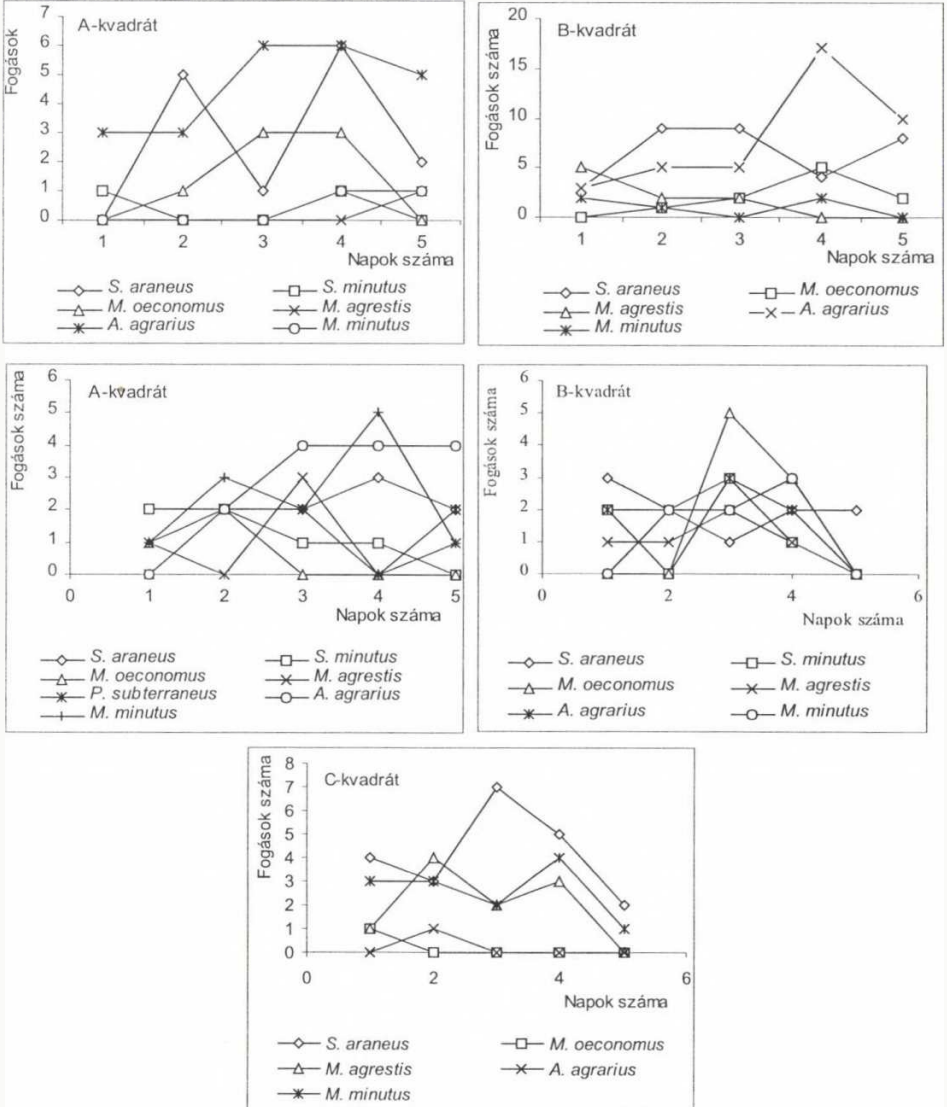
A két kvadrát szeptemberi napi fogási eredményességének összehasonlítása azt mutatja, hogy pl. az *A. agrarius*-nak az A-kvadrátban a harmadik-negyedik napon, míg a B-kvadrátban a negyedik napon volt a maximális fogásszáma (1. ábra). Ugyanez érvényes a *M. oeconomus*-ra is. A napi értékek jól mutatják, hogy még pusztán faunisztikai elemzéshez is fontos az, hogy 2–3 napnál tovább csapdázunk. Természetesen a napok értékelésénél figyelembe kell vennünk a fogás-jelölés okozta stressz hatását is, így a fogások száma az első befogás után visszaeshet, de látható, hogy az első éjszakán nem jelenik meg valamennyi később csapdázott faj.

Októberben az A-kvadrátban az 5 éjszakás periódus alatt 11, a B-kvadrátban 6, valamint a C-kvadrátban 7 kismérfajt fogtunk. A C-kvadrát területén is regisztráltuk a *M. oeconomus*-t, és már ezen ötnapos csapdázás alapján is valószínű, hogy a habitat tulajdonságai alapján a három kvadrát közül ebben fordul elő legkisebb denzitással. A B-kvadrátban októberben viszont a faj az összfogás 26%-a, ami jelentős eredmény. A C-kvadrátban a *M. minutus* volt a domináns faj, de 10% feletti volt a *M. agrestis* jelenléte, ami a másik két kvadrátnál jobb eredmény. Az A-kvadrátban októberben megjelent egy új faj, a földi pocok (*M. subterraneus*), és sokkal kevesebb *A. agrarius* fogásunk volt. Ez egy érdekes jelenség, mert október-

2. táblázat. Az egyes kvadrátokban fogott kismérfajok %-os aránya 1999. szeptemberi és októberi adatok alapján.

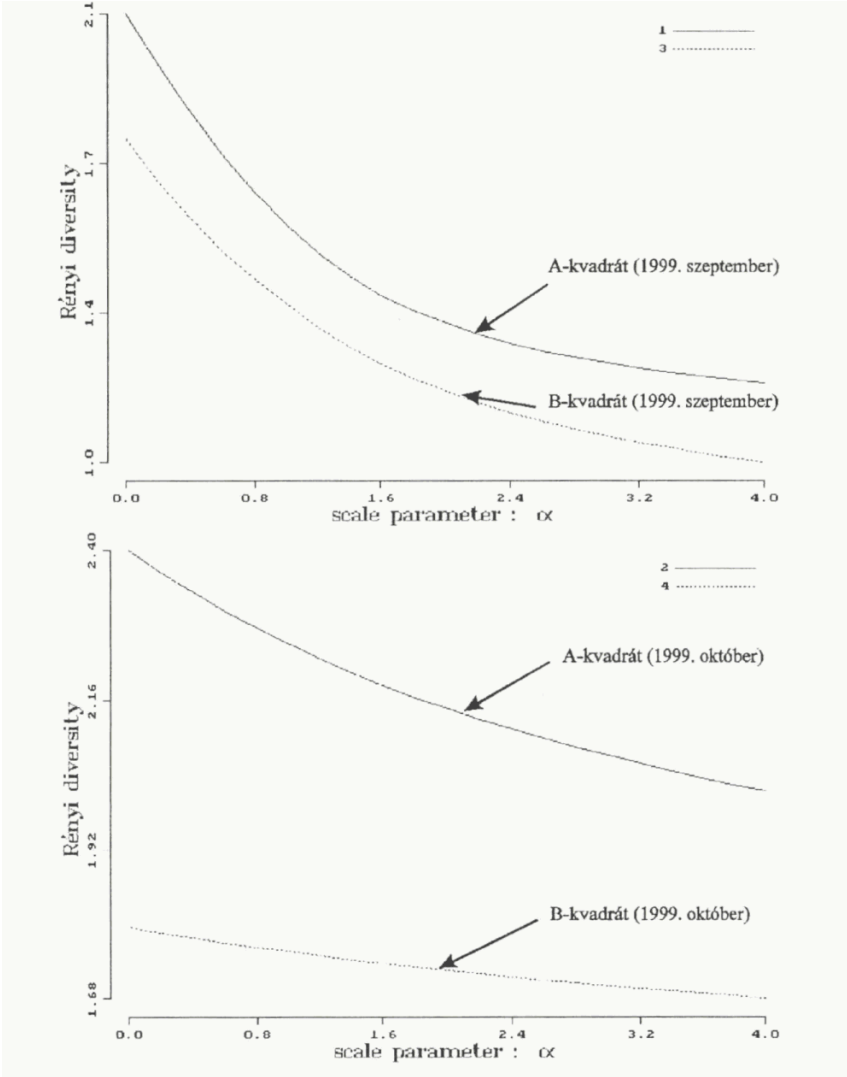
	szeptember		október		
	A	B	A	B	C
<i>Sorex araneus</i>	33	42	8	13	23
<i>S. minutus</i>	5	–	8	7	–
<i>Neomys anomalus</i>	–	1	6	–	–
<i>N. fodiens</i>	2	–	6	–	8
<i>Microtus agrestis</i>	2	9	8	7	19
<i>M. oeconomus</i>	17	11	8	27	4
<i>M. minutus</i>	5	7	22	27	35
<i>M. subterraneus</i>	–	–	6	–	–
<i>Apodemus agrarius</i>	33	30	11	20	4
<i>A. flavicollis</i>	2	–	14	–	8
<i>A. sylvaticus</i>	3	–	–	–	–

ben az eddigi tapasztalataink alapján az *A. agrarius* további létszámnövekedését vártuk. Feltételezhető, hogy egyedei elvándoroltak a területről, hiszen még a populáció egyedszámának visszaeséséről nem beszélhetünk (2. táblázat).



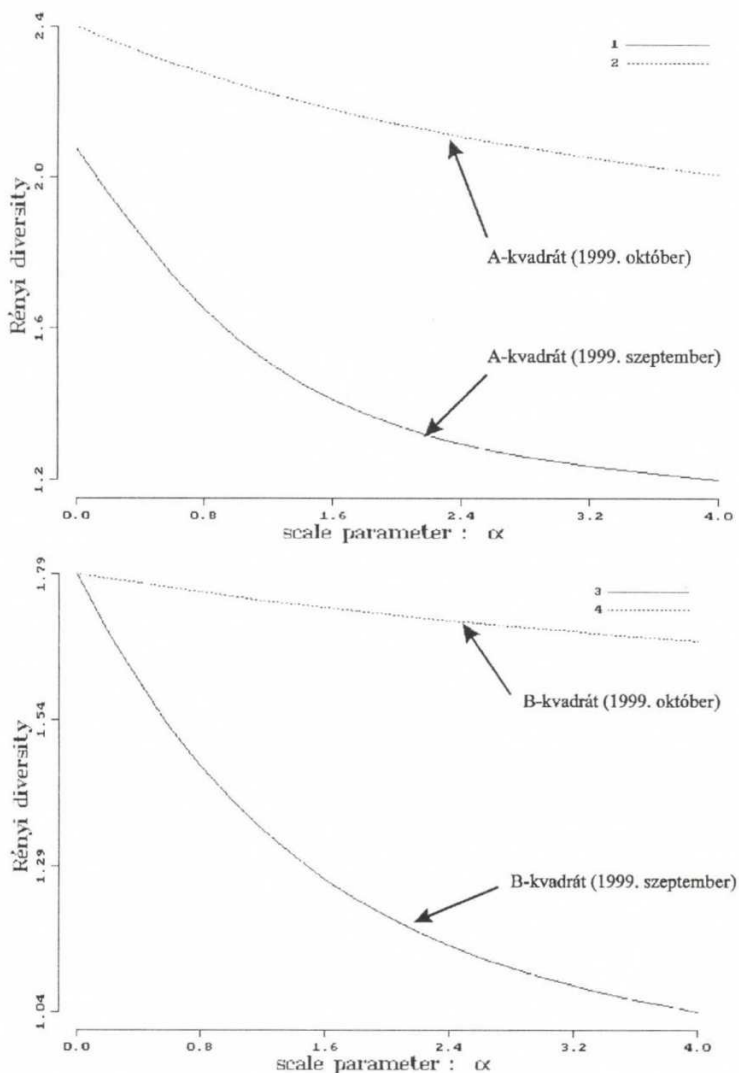
1. ábra. A fogások napi száma az A és B kvadrátokban 1999 szeptemberében (felső két ábra), valamint az A és B kvadrátokban 1999 októberében (alsó három ábra).

A napi fogásokot tekintve októberben az A-kvadrátban a harmadik napra emelkedett meg az *A. agrarius* száma, majd tovább nem nőtt, ami utal az előbbi, vártakkal ellentétes eredményre. A B-kvadrátban a *M. oeconomus* is a harmadik napon érte el a fogási maximumot. Mindhárom kvadrátban kiemelkedő a *S. araneus* fogásszáma, ami azt jelzi, hogy a csapdázásra kiválasztott élőhelyek optimális habitatok e faj számára (1. ábra).



2. ábra. Az A és B-kvadrát diverzitásának összehasonlítása a Rényi-féle diverzitás rendezéssel az 1999. szeptemberi és októberi eredmények alapján.

A kvadrátokat először a három fogási paraméter alapján hasonlítottuk össze. A szeptemberben működő két kvadrát közül a B-kvadrátban voltak magasabbak a fogási értékek, de egyik paraméter alapján sem kaptunk szignifikáns különbséget a fogási eredményességben ($t = 1,68-1,88$, *NS*) (3. táblázat). Az októberi adatokat tekintve az A-kvadrátban szignifikánsan több fogásunk volt, mint a B-ben ($t = 2,53$, $p < 0,05$), valamint a fogott egyedek száma is az A-ban volt szignifikánsan

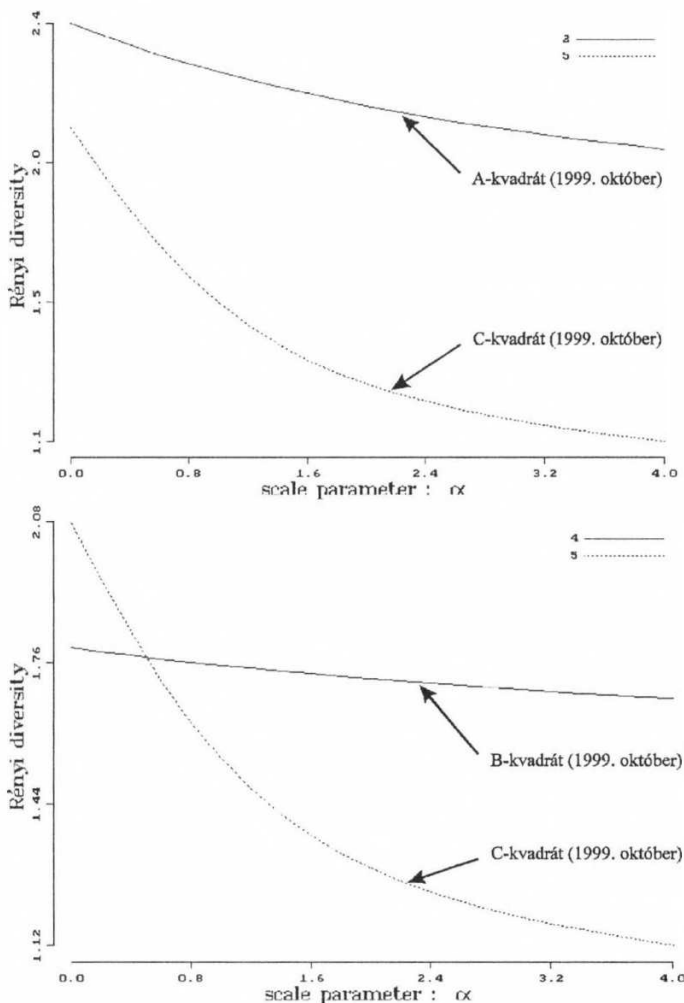


3. ábra. Az A és B-kvadrát diverzitásának összehasonlítása a Rényi-féle diverzitás rendezéssel az 1999. szeptemberi és októberi eredmények alapján.

3. táblázat. Az A- B- és C-kvadrát fogási paramétereinek összehasonlítása (kvadrátonként 11 csapda; 5 nap)

A-kvadrát			B-kvadrát			C-kvadrát		
1999. szeptember								
Fogás-szám	Átlag (N=11)	Napi átlagos fogásszám	Fogás-szám	Átlag (N=11)	Napi átlagos fogásszám	Fogás-szám	Átlag (N=11)	Napi átlagos fogásszám
51	4.63	10.2	96	8.72	19.2	–	–	–
Vissza-fogá- sok száma	Átlag (N=11)	Napi átlagos visszafogás	Visszafogá- sok száma	Átlag (N=11)	Napi átlagos visszafogás	Visszafogá- sok száma	Átlag (N=11)	Napi átlagos visszafogás
9	0.81	1.8	22	2	4.4	–	–	–
Fogott egyede- k száma	Átlag (N=11)	Napi átlagos egyedszám	Fogott egye- dek száma	Átlag (N=11)	Napi átlagos egyedszám	Fogott egye- dek száma	Átlag (N=11)	Napi átlagos egyedszám
42	3.81	8.4	78	7.09	15.6	–	–	–
1999. október								
Fogásszám	Átlag (N=11)	Napi átlagos fogásszám	Fogásszám	Átlag (N=11)	Napi átlagos fogásszám	Fogásszám	Átlag (N=11)	Napi átlagos fogásszám
74	6.72	14.8	43	3.9	8.6	55	5	11
Visszafogások száma	Átlag	Napi átlagos visszafogás	Visszafogások száma	Átlag	Napi átlagos visszafogás	Visszafogás- ok száma	Átlag	Napi átlagos visszafogás
17	1.54	3.4	7	0.63	1.4	9	0.81	1.8
Fogott egyede- k száma	Átlag	Napi átlagos egyedszám	Fogott egye- dek száma	Átlag	Napi átlagos egyedszám	Fogott egye- dek száma	Átlag	Napi átlagos egyedszám
57	5.18	11.4	35	3.18	7	46	4.18	9.2

nagyobb, mint a B-kvadrátban ($t = 2.75, p < 0,05$). E két mintavételi hely visszafogásait összevetve statisztikailag nem kaptunk szignifikáns különbséget ($t = 1,61, NS$) (3. táblázat). Az októberi eredmények alapján a további kvadrátpárosításoknál egyik fogási paramétert tekintve sem kaptunk szignifikáns különbséget ($t = 0,31-0,95, NS$) (3. táblázat). Az A- és B-kvadrát két különböző időpontú adatait összevetve októberben az első mintaterületnél nőttek, míg a másik kvadrátnál csökkentek a fogási értékek, de egyik mintapár esetén sem kaptunk statisztikailag szignifikáns különbséget ($t = 0,93-1,78, NS$).



4. ábra. Az A és B-kvadrát diverzitásának összehasonlítása a Rényi-féle diverzitás rendezéssel az 1999. szeptemberi és októberi eredmények alapján.

A kvadrátok adataiból mindkét csapdázási periódus alapján diverzitásértéket is számítottunk. A diverzitásokat Rényi-féle diverzitási rendezéssel hasonlítottuk össze, ami sokkal inkább kifejezte a mintahelyek kisémlősközösségei között meglévő különbséget, mint a fogási paraméterek közötti statisztikai teszt. Az A- és a B-kvadrát esetén látjuk, hogy mindkét hónapban az A-kvadrát volt a diverzebb, ez a különbség októberben még kifejezettebb, ami egyrészt a már említett új faj megjelenésének, másrészt a gyakorisági viszonyok megváltozásának köszönhető (2. ábra).

Amennyiben az A- és B-kvadrát szeptemberi és októberi eredményét hasonlítjuk össze, látható, hogy mindkét területnél az októberi eredmény volt a jobb, ebben az intervallumban regisztrált kisémlősközösség volt a diverzebb (3. ábra).

Az októberi adatok alapján az A- és B-kvadrát diverzitását a C-kvadratéval is összevetettük, amely alapján látható, hogy az A- és C-mintaterület diverzitási profiljai nem metszik egymást, tehát az A-kvadrát diverzebb volt (4. ábra). A B- és C-terület görbéi viszont metszik egymást, tehát a e két terület diverzitás szerint nem rendezhető.

Következtetések

A korábbi adatok már sok információt hordoznak a Kis-Balaton kisémlősfaunájáról. Schmidt (1967) köpetelemzése a hároméves vizsgálat alapján átfogó faunisztikai képet adtak a területről. Kimutatták a két reliktum pocokfaj együttes jelenlétét, valamint mintáiban nagy egyedszámban kerültek elő a *Sorex* fajok is. Több mint harminc év múlva Lelkes András faunisztikai felmérései is megismételték ezeket az eredményeket. A két felmérés eredményeit statisztikailag összevetettük, ami a két, nagy időkülönbséggel vett minta jelentős homogenitását igazolta (Lelkes & Horváth 2000). Az elemzések alapján a fauna összképe nem változott a 30 év alatt. Azonban egy adott terület, egy-egy élőhelyegyüttes kisémlősközösségében, populációik dinamikájában bekövetkező finomabb időbeli változások kimutatásához gyakoribb mintavételezésre van szükségünk, amit mind a köpetgyűjtéseknél, mind a csapdázásoknál meg kell valósítanunk.

A legtöbb korábbi csapdázás elsősorban faunisztikai megközelítésben hozott eredményt. Kimutatták a gyakori védett cickányokat és a két védett pocokfajt, de az egy-két napos csapdázási idő, a kis csapdaszám kevés fogási adatot eredményezett, így az egyes élőhelyek esetleges különbségei statisztikailag nem kimutathatók (Lelkes & Horváth 2000).

Az 1999-es csapdázásokat tekintve csak két őszi hónap eredményét tudtuk értékelni, amely vizsgálatban a csapdázás két mintavételi módszerét végeztük. A

transzsektek alkalmazása nem hozta a várt eredményt, ami magyarázható azzal, hogy a szigeteknek csak a száraz, vegetációt tekintve kisebb borítottságú részein lehetett kihelyezni a csapdákat, így csak nagyrészt *A. agrarius* került a csapdába. A sásosok, amelyek a *M. oeconomus* és a *M. agrestis* élőhelyei, a sok esőzés következtében víz alatt álltak, így itt nem tudtunk csapdázni. A korábbi évek eredményessége és a II. ütem problémája miatt azonban fontos folytatni ezeken a helyeken is a csapdázást, mert kérdés, hogy a nagyobb kiterjedésű szigeteken milyen kisémlősfauna marad. Ha a sásosok, mint a *M. oeconomus* és a *M. agrestis* legfontosabb élőhelyei tartósan és folyamatosan magasabb vízborításúakká válnak, fennmarad-e ez a két faj ezeken a szigeteken, mennyiben képesek más jellegű növényzetben túlélni, vagy a vízszint növekedése miatt eltűnnek ezekről a szigetekről. A habitat fragmentáltsága és a kisémlősközösségek összetétele közötti viszony elemzésére folytak már kutatások, amelyek a fogási adatok alapján statisztikailag elemezték a különböző habitatok közötti különbségeket (Puky & Farkas 1998, Farkas *et al.* 1998). Természetesen itt az is kérdés, hogy a partmenti növényzet hogyan változik, hogyan hat rá majd a megnövekedett vízszint, mint a terület legfontosabb limitáló tényezője.

A két kijelölt kvadrátunk (A, B) viszont fontos eredményeket hozott már az első alkalommal, mert olyan élőhelyét találtuk meg a *M. oeconomus*-nak, amelyet nem fog érinteni a II. ütem vízügyi beavatkozása, ami a kis-balatoni állomány fennmaradása szempontjából nagy jelentőségű. Ezt az eredményt az októberi csapdázás is megerősítette, valamint a harmadik kvadrát működtetése is ezeket az eredményeket hozta.

A populációk egyedszámának éves változásához ez a két hónap nem ad sok adatot, azonban a két 5 napos csapdázás már így is több kérdést vet fel a populációk dinamikájával kapcsolatban. Az A-kvadrát területén pl. érzékelhetően kisebb lett az *A. agrarius* egyedszáma októberben, ami elgondolkodtató, hiszen a tapasztalatok alapján tudjuk, hogy a faj sajátos éves létszámdinamikával rendelkezik, a tavaszi-nyári minimális egyedszámról egy nagyon gyors, hirtelen létszámnövekedést képes produkálni, és ez nemcsak a gradációs évekre igaz. Itt azt láttuk, hogy a populáció egyedszáma csökkent, mintha elvándoroltak volna az egyedek. Ugyanakkor októberben megjelent egy másik faj, a *M. subterraneus*. Ez összefügg-e az *A. agrarius* létszámcsökkenésével? Az *A. agrarius*-nak ez a terület öszre már nem megfelelő? Természetesen ezen kérdések megválaszolásához egy hosszabb vizsgálati sorozat szükséges.

A rágcsálóközösségek egyedszámának alakulását több tényező befolyásolhatja, mint pl. a betegségek, a predáció, az abiotikus tényezők – időjárás, habitatstruktúra – a denzitásfüggés, a populációk közötti interakciók. Ezen tényezők rész-

letes vizsgálata eredményezheti az állatközösségek működésének jobb megértését, amihez természetes a monitorozási munkát tovább kell folytatnunk.

*

Köszönetnyilvánítás – A csapdázások támogatásáért köszönetet mondunk a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóságának, valamint köszönet illeti Bérces Sándor monitoring koordinátor kutatásszervezési munkáját és Trócsányi Balázs, Kalmár Sándor, Hamburger Krisztina, Baksza Ildikó, Molnár Dániel és Schäffer Dávid csapdázásban nyújtott segítségét.

Irodalomjegyzék

- Csorba, G. & Pecsénye, K. (1997): *A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer X. Emlőssök és a genetikai sokféleség monitorozása*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 47 pp.
- Farkas, J. Czirák, Z. & Forczek, S. (1998): Effect of the habitat fragmentation on the structure of small mammal (Rodentia, Insectivora) communities in Kis-Balaton Natural Conservation Area, Hungary. – *Opusc. Zool. Budapest* **31**: 43–48.
- Lelkes, A. (1994): *A Kis-Balaton Tájvédelmi Körzet Soricidae, Muridae és Microtidae faunája. Bagolyköpetvizsgálatok alapján*. – Szakdolgozat, EFE Erdőmérnöki Kar, Környezetvédelmi Tanszék, Sopron, 42 pp.
- Lelkes, A. & Horváth, Gy. (2001): Adatok a Kis-Balaton kisemlős faunájához, különös tekintettel az északi pocok (*Microtus oeconomus*) előfordulására. – *Somogyi Múz. Közl.* [in press]
- Puky, M. & Farkas, J. (1998): Small mammal (Insectivora, Rodentia) and amphibian communities in the drainage area of Lake Balaton. – *Opusc. Zool. Budapest* **31**: 89–96.
- Schmidt, E. (1967): Néhány adat a gyöngybagoly táplálkozásbiológiájához. – *Aquila* **73–74**: 109–119.
- Topál, Gy. (1963): Újabb adat a *Microtus oeconomus* méhelyi Éhik, magyarországi előfordulásához, és a Tisza menti (Sasér) előfordulás cáfolata. – *Vertebr. Hung.* **5**: 159–164.
- Tóthmérés, B. (1993): NuCoSa 1.0: Number Cruncher for Community Studies and other Ecological Applications. – *Abstracta Botanica* **17**: 283–287.
- Tóthmérés, B. (1996): *NuCoSa: Programcsomag közösségi szintű botanikai, zoológiai és ökológiai vizsgálatokhoz*. – Scientia Kiadó, Budapest, 84 pp.
- Tóthmérés, B. (1997): *Diverzitási rendezések*. – Scientia Kiadó, Budapest, 98 pp.

New occurrence of the Root vole (*Microtus oeconomus*): preliminary results of the small mammal ecological investigations at Kis-Balaton

Gy. Horváth

Department of Zootaxonomy and Synzoology, University of Pécs
H-7624 Pécs, Ifjúság útja 6, Hungary

Small mammal surveying with capture-mark-recapture method was done in two 5-day periods in autumn 1999 in the area of Kis-Balaton. This project is viewed as a pilot study prior to a long-term

monitoring programme on population and community levels. In September 1999 6 sampling line transects were laid and another 242 traps were placed in the form of two 11×11 trap quadrats. The transects yielded very few data in September, therefore yet another quadrat was set up in October. Based on the captures with these trap grids, data from a total of 1210 (September) plus 1815 trap nights (October) were analysed. Based on the results of the entire set of working traps, and including both methods, altogether 13 small mammal species were captured and thus shown to exist in the area. Within the order of Insectivora 4 species belonging to the family of shrews (Soricidae) were found, and 9 species of the rodent (Rodentia) order were shown to be present in the trapped areas. The presence of *Microtus oeconomus* was recorded in each of the three quadrats. This species had not been shown to exist in this area, and trapping studies had not been performed in either of these quadrats. When the capture data of the quadrats were compared, there were few statistically significant data; the paired *t*-test used in the analysis did not reveal possible significant differences between the various sampling areas within one period. Diversity ordering which was carried out with the abundance data of the three quadrats indicated that the highest diversity occurred in the most heterogeneous area.

Key words: *Microtus oeconomus*, small mammal community, monitoring, live trapping, Kis-Balaton, Hungary

Szakosztályi krónika

2000. január – 2001 január

2000. február 24.

Bakó Botond és Dr. Tóth Tibor: A hazai herpetofauna elterjedésének élőhely-modelljezése és ennek természetvédelmi jelentősége

Dr. Jordán Ferenc: Közösségi szabályozás és stressz

Trócsányi Balázs és Dr. Korsós Zoltán: Tartásbiológiai vizsgálatok a Günthergekkón a Jersey szigeti természetvédelmi központban

Dr. Korsós Zoltán és Trócsányi Balázs: Természetvédelmi expedíció Mauritiuson és a Kerek-szigeten

2000. április 20.

Heltai Miklós: Új fajok a hazai faunában. A nyestkutya, a mosómedve és az aranyakál megtelepedése, a természetvédelmi és vadgazdálkodási kezelések problémái

Szemethy László: Rádióadóval jelölt gímszarvasok területhasználatának jellemzése

Dr. Augusztin Béla: Magánszafarin Kelet-Afrikában

2000. december 13.

(Az MBT Pedagógus Csoportja és az MTA Természetvédelmi és Konzervációbiológiai Bizottságával közös rendezvény.)

Magyarország sokszínű erdeiről sokszínűen

I. A jelenlegi állapot

I.1. A magyar erdők főbb adatai és egészségi állapota – Csóka Péter főigazgató, Állami Erdészeti Szolgálat

I.2. Az elmúlt századok erdőkielésének és erdőhasználatának hatásai az erdők jelenlegi állapotára. – Frank Norbert adjunktus, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Erdőművelés Tanszék

I.3. A magyarországi erdők természetességének, illetve leromlottságának kérdései – Dr. Bartha Dénes tanszékvezető egyetemi tanár, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növényzeti Tanszék

I.4. Az erdők természetességéről egy biológus szemével – Dr. Standovár Tibor docens, ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék

II. Az erdei biodiverzitás megőrzésében fontos erdőszerkezeti elemek

II.1. A holtfa szerepe a fajmegőrzésben – Dr. Csóka György tudományos főmunkatárs, Erdészeti Tudományos Intézet

II.2. Idős és odvas fák szerepe a fajmegőrzésben – Frank Tamás, Állami Erdészeti Szolgálat / Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület

II.3. Természetes élőhelymozaikok szerepe a fajmegőrzésben – Czajlik Péter, Vásárhelyi István Természetvédelmi Kör

III. A jövő?

- III.1. Egy természetszerűbb erdőgazdálkodás esélyei – Varga Béla c. egyetemi docens, a Pro Silva Hungaria elnöke
- III.2. A vad helye az erdőben egy vadbiológus szemével – Szemethy László, Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék
- III.3. A természetvédelmi oltalom alatt álló erdők jobb megőrzésének lehetőségei – Dr. Kovács Mátyás főosztályvezető, KöM Természetvédelmi Hivatal
- III.4. A védett erdők kezeléséről egy biológus szemével – Dr. Standovár Tibor docens, ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék

Összeállította: *dr. Báldi András* (titkár)

Útmutató a Természetvédelmi Közlemények szerzői részére

A kiadvány a környezet- és természetvédelemmel kapcsolatos, tudományos igényességgel megírt eredeti, magyar nyelvű cikkeket közöl, évente egy kötetben. Szigorúan műszaki, ipari, jogi vagy filozófiai fejtegetések nem kerülnek közlésre. A nyelvezet helyességét, a tudományos színvonalat a szerkesztőbizottság mellett felkért referensek, lektorok bírálják el.

Egy-egy kézirat terjedelme lehetőleg ne haladja meg a 40 000 leütést (kb. 20 hagyományos kézirati oldal).

Állat- és növénynevek esetében kérjük az első említés alkalmával a faj latin nevét, leíróját és a leírás évét is megadni.

A táblázatok esetében is vegyük figyelembe az oldaltükör ($12,6 \times 18$ cm) méretét, kerüljük a túl széles (túl sok oszlopból álló) táblázatokat! Szóközöket ne használjanak a táblázatok kialakításához.

Közlésre csak jó minőségű, kontrasztos, fekete-fehér, olvasható méretű jelekkel ellátott, világosan értelmezhető vonalas ábrák (dendrogramok, diagramok, képletek, térképek stb.), illetve fényképek fogadhatók el. Az ábrákon kerüljük a raszteres kitöltő minták alkalmazását, ehelyett inkább különböző sraffozásokat alkalmazzunk, ha szükséges! Kerüljük az egyszerű torta-, kör- és oszlopdiaagramok alkalmazását is, melyeket lényegében azonos, táblázatos formával helyettesíthetünk! Kétdimenzióban ábrázolható diagramokat nem fogadunk el háromdimenziós ábraként. Kerüljük az ábrákba beillesztett szövegek, magyarázatok használatát, ezek helyett használjunk jeleket, és ezek kifejtését helyezzük el az ábraalírásban. Az ábrák, fényképek mérete vagy aránya igazodjon az oldaltükörhöz ($12,6 \times 18$ cm). Az ábraalírásokat, feliratokat, jelmagyarázatokat a közlemények végén külön listázva is kérjük elhelyezni!

Az illusztrációk összterjedelme lehetőleg ne haladja meg a közlemény terjedelmének 50%-át.

Az egyes közleményekben a következő alapszerkezet követését javasoljuk: cím, szerzők, szerzők címe (külön megjelölve a kapcsolattartó szerző pontos postai, fax és e-mail címét), élőfej javasolt szövege (nem lehet hosszabb 50 karakternél, beleértve a szóközöket is), összefoglaló (max. 10 sor, irodalmi hivatkozások nélkül), kulcsszavak (max. 8), bevezetés (témakijelölés, témaindoklás, előzmények stb.), anyag és módszer, eredmények, megvitatás, köszönetnyilvánítás, irodalomjegyzék, valamint angol nyelvű cím, összefoglaló és kulcsszavak.

Használjunk SI mértékegységeket.

A szövegközi hivatkozásokat (a cikkben nem idézett forrásokat töröljük az irodalomjegyzékből) az alábbi példák szerint használjuk: Bridson & Forman (1992) ... vagy ... (Bridson & Forman 1992), kettőnél több szerző, illetve szer-

kesztő esetén pedig Pécsi *et al.* (1958) ... Több, egymást követő hivatkozást az alábbi módon adjunk meg: (Bridson & Forman 1992, Pécsi *et al.* 1958).

Példák a hivatkozások irodalomjegyzékbeli formázására.

Könyvek esetén – Bridson, D. & Forman, L. (eds) (1992): *The herbarium handbook*. – Royal Botanic Gardens, Kew, 303 pp.

Könyvrészek esetén – Zólyomi, B. (1958): Budapest környékének természetes növénytakarója. – In: Pécsi, M., Marosi, S. & Szilárd, J. (szerk.): *Budapest természeti képe*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 511–642.

Folyóiratok esetén – Norrbom, A. L. & Kim, K. C. (1985): Taxonomy and phylogenetic relationships of *Copromyza Fallén* (s. s.) (Diptera: Sphaeroceridae). – *Ann. Entomol. Soc. Am.* **78**: 331–347.

A fentiekén túl az irodalomjegyzékben más formázást ne használjunk!

A folyóirat tematikájához illeszkedő könyvismertetések szívesen látunk. Itt az összes bibliográfiai adatot kérjük feltüntetni (szerző, szerkesztő, teljes cím, kiadás éve, kiadó neve, ISBN ill. ISSN szám, terjedelem, (ha az adathordozó nem papír, akkor kérjük megadni annak típusát, pl. CD, hanglemez, video stb.), hozzáférhető árát. Amennyiben egy kiadvány nem nyilvános terjesztésű, akkor a beszerezhetőség forrását is kérjük megadni.

A kéziratok leadása és elbírálása folyamatos. A kéziratokat 2 példányban, dupla sorközzel kinyomtatva kérjük benyújtani. A cikket és ábrákat, ha számítógéppel készültek (TIF, CDR, HPGL, JPG, GIF stb. formátumban) kérjük számítógépes formában is kérjük eljuttatni a szerkesztőség címére mágneslemezen, vagy e-mailen (attachmentként) az alábbi címre:

Magyar Természettudományi Múzeum

1088 Budapest, Baross utca 13.

E-mail: perego@zoo.zoo.nhmus.hu vagy acta@bot.nhmus.hu).

A kísérőlapon adja meg a használt programok nevét és verziószámát. Szövegfájlokat, ha lehet, Winword 2.0-s vagy 6.0-s verzióban küldje be.

A bekezdések előtt semmiképpen se használjunk szóközöket vagy tabulátorokat, behúzáshoz (beütés) használja a szövegszerkesztő indent utasítását. Formázó utasításokat ne használjon, kivéve a latin fajnevek esetében (dőlt betű). Gondolatjelek helyett és számok között használjon két kötőjelet.

Felhívjuk figyelmüket, hogy csak formai és tartalmi szempontból megfelelő cikkeket van módja a szerkesztőbizottságnak elfogadnia.

Az elfogadott, esetleges javításokon átesett kéziratok hasábkorrektúrára visszakérülnek a szerzőkhöz.

További útmutatásért, illetve tájékoztatásért, valamint a szerkesztéssel kapcsolatos egyéb problémákkal forduljanak közvetlenül a technikai szerkesztőkhöz (Peregovits László és Lőkös László).