

56980

(56980)

56980

Természet- védelmi közlemények

Magyar
Biológiai Társaság
Budapest

7

1998

TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK

7. ÉVFOLYAM

A Magyar Biológiai Társaság
Környezet- és Természetvédelmi
Szakosztályának közleményei



Budapest, 1998

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 Bankovics Attila
Csutorné Bereczky Magdolna
Kecskés Ferenc
Lőkös László (szerkesztő)
Peregovits László (szerkesztő)
Simay Endre István

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

Készült a *mondAt Kft.* nyomdájában
Felelős vezető: Nagy László. Telefon: 06-30-944-93-32

© Magyar Biológiai Társaság
1027 Budapest, Fő u. 68

Tartalomjegyzék

<i>Báldi András: A konzervációbiológia meghatározása publikált cikkek elemzése alapján és javaslatok hazai kutatásokra</i>	5
<i>Lengyel Szabolcs: Kitekintés a vízlépcsők biológiai szakirodalmára</i>	19
<i>Moskovits Pál és Tímár Gábor: Ökológiai hálózatok kialakításának lehetőségei Magyarországon, Sopron környéki ökológiai hálózat-tervezet</i>	33
<i>Újvári Beáta: A GIS-technika néhány alkalmazási lehetősége a biodiverzitás-monitorozás során</i>	55
<i>Botta-Dukát Zoltán, Dancza István és Szabó István: A kaszálás és az avar eltávolításának hatása a <i>Solidago gigantea</i> Ait. növekedésére</i>	65
<i>Szabó István, Botta-Dukát Zoltán és Szeglet Péter: A vegetáció kis léptékű, korai változásainak jelentősége a Kis-Balaton természetvédelmi biológiai monitorozásában</i>	75
<i>Erős Tibor: A Visegrádi-hegység patakjainak halfaunája és természetvédelmi szempontú értékelése</i>	89
<i>Horváth Győző és Jeney Katalin: Adatok a kisemlősfauna indirekt monitorozó vizsgálatához egy gyöngybagolypár (<i>Tyto alba</i>) három éves köpetvizsgálata alapján</i>	97
<i>Kis János, Váczi Olivér, Katona Krisztián és Altbäcker Vilmos: A növényzet magasságának hatása a cinegési ürgék élőhelyválasztására</i>	117
<i>Korsós Zoltán és Mészáros Ferenc: Az állatvilág sokfélesége Magyarországon</i>	125
<i>Purger J. Jenő és Reider Mónika: Celldömölk környékének kisemlősfaunája, gyöngybagoly-köpetek vizsgálata alapján</i>	135
<i>Szásziné Horváth Henrietta: Adatok a Balaton-felvidéki Nemzeti Park holyva (Coleoptera: Staphylinidae) faunájához I. (Micropeplinae–Paederinae)</i>	141
<i>Újvári Beáta, Korsós Zoltán és Kisbenedek Tibor: A tűz mint veszélyeztető tényező a rákosréti vipera élőhelyén</i>	151
Krónika (Összeállította: Báldi András)	167

Contents

<i>Báldi, A.</i> : What is conservation biology? An analysis of papers and recommendation of future research tasks in Hungary	5
<i>Lengyel, Sz.</i> : An overview of the literature on the biological effects of dams	19
<i>Moskovits, P. & Tímár, G.</i> : Ecological network in Hungary, plan for the Sopron region	33
<i>Újvári, B.</i> : Applications of the GIS during biodiversity monitoring	55
<i>Botta-Dukát, Z., Dancza, I. & Szabó, I.</i> : Effect of cutting and litter removing on the production of <i>Solidago gigantea</i> Ait.	65
<i>Szabó, I., Botta-Dukát, Z. & Szeglet, P.</i> : Small-scale early changes of the vegetation used for nature-protection biomonitoring of Kis-Balaton	75
<i>Erős, T.</i> : The fish fauna of the streams of the Visegrád mountains and their evaluation from a nature conservational point of view	89
<i>Horváth, Gy. & Jeney, K.</i> : Additional data on the indirect monitoring of small mammal fauna based on a three-year pellet analytical study of a barn owl pair	97
<i>Kis, J., Váczi, O., Katona, K. & Altbäcker, V.</i> : The effect of vegetation height on the density of European susliks (<i>Spermophilus citellus</i>) in a Hungarian reintroduced population	117
<i>Mészáros, F. & Korsós, Z.</i> : Diversity of the Hungarian fauna	125
<i>Purger, J. J. & Reider, M.</i> : Small mammal fauna of the Celldömölk surroundings obtained by barn owl pellet analysis	135
<i>Szásziné Horváth, H.</i> : Contributions to the Staphylinidae (Coleoptera) fauna of the Balaton-felvidék National Park I. Micropeplinae–Paederinae	141
<i>Újvári, B., Korsós, Z. & Kisbenedek, T.</i> : Fire hazard in the habitat of the endangered Hungarian meadow viper	151
Chronicle (compiled by <i>Báldi, A.</i>)	167

A konzervációbiológia meghatározása publikált cikkek elemzése alapján és javaslatok hazai kutatásokra

Báldi András

MTA–MTM Állatökológiai Kutatócsoport
1088 Budapest, Baross u. 13
E-mail: baldi@zoo.zoo.nhmus.hu

Összefoglaló: A konzervációbiológia az utóbbi évtizedek legdinamikusabban fejlődő biológiai diszciplínája. A szót sokan sokféleképpen használják, sok esetben csak mint „eladható” kulcsszót. Célom e cikkben hármas: (1) a konzervációbiológia definícióit áttekinteni a szakirodalom alapján, (2) megnézni, hogy 3 konzervációbiológiai lapban milyen cikkek jelentek meg az utóbbi években, azaz az elméleti definíciókkal szembeállítani a tényleges, gyakorlati stúdiumokat, (3) elemezni a *Természetvédelmi Közlemények*-ben megjelent cikkeket, és ezek alapján a hazai kutatások fehér foltjaira rámutatni. A konzervációbiológia egy olyan diszciplína, amely a biológiai tudományokat szintetizálja a biodiverzitás fenntartásának érdekében. Három referált folyóirat alapján vizsgáltam, hogy mi az, amivel ténylegesen foglalkoznak a konzervációbiológusok. E folyóiratok a *Biodiversity and Conservation*, *Biological Conservation* és a *Conservation Biology*. Az elemzés során kilenc szempont (pl. szerveződési szint, objektum, térszála, alkalmazott módszer, elemzés mélysége stb.) szerint csoportosítottam a cikkeket. A nemzetközi irodalom alapján a konzervációbiológia nagy, zavart szárazföldi területek populációinak statisztikai leírása és valamilyen (általában csak az általánosság síkján maradó) kezelési útmutató adása. Jelentősebb hiányok a hazai konzervációbiológiai kutatásokban a következő témákban mutatkoztak: egyedszintű vizsgálatok, a természetvédelem társadalmi vonatkozásainak értékelése, fragmentációs-metapopulációs vizsgálatok és genetikai elemzések.

Kulcsszavak: természetvédelem, publikációk, hazai kutatási irányok

Bevezetés

A konzervációbiológia viszonylag új tudomány. Kialakulása legjobban 1978-hoz köthető, amikor Michael E. Soulé megszervezte a First International Conference on Conservation Biology-t (San Diego). Ez a konferencia elsősorban abban különbözött a korábbi természetvédelmi konferenciáktól, hogy a résztvevők között egyaránt voltak gyakorlati és elméleti szakemberek, valamint természetvédők. A következő jelentősebb dátum 1985, amikor megalakult a Society for Conservation Biology. A társaság folyóirata, a *Conservation Biology* 1987-ben indult. Mind a társaság, mind a lapja mostanra az Ecological Society of America jelentőségét közelíti: a Society for Conservation Biology-nak 5000 tagja van szemben a több mint 70 évvel korábban alakított Ecological Society of America 6500 tagjával. Hasonló a helyzet a folyóiratok esetében, a *Conservation Biology*

visszaütasítási rátája (69%) (Noss & Main 1996) mára elérte az *Ecology* visszaütasítási rátáját (67%) (Peet 1997).

Jelen tanulmány célja, kisebb részben a konzervációbiológia definícióinak rövid áttekintése, nagyobb részben a szakirodalom alapján vizsgálni, mivel is foglalkoznak a konzervációbiológusok nemzetközi, illetve hazai szinten. Összevetem (1) az elméleti definíciót és a gyakorlat által kapott képet, (2) a nemzetközi és a hazai konzervációbiológiai cikkeket, illetve (3) a konzervációbiológiai és a tájökológiai cikkeket. Végül javaslatokat teszek a hazai konzervációbiológia fejlesztési irányaira.

A konzervációbiológia elméleti definíciója

Az alábbiakban néhány tankönyv, illetve más alapvető forrásokból idézem a konzervációbiológia definícióját:

A konzervációbiológia alap- és alkalmazott tudományokat szintetizál a fajkihalás, genetikai változatosság eltűnése és a közösségek szétesésének megakadályozására (Primack 1993).

A konzervációbiológia célja a biodiverzitás védelme és kezelése, ennek érdekében a megfelelő biológiai (genetika, ökológia), agrár- (erdő-, hal- és vadgazdálkodás) és társadalom- (közgazdaság, szociológia) tudományokat integrálja (Meffe & Carroll 1994).

A konzervációbiológia integráló, alkalmazott tudomány, célja útmutatót és eszközöket biztosítani a biodiverzitás megőrzése érdekében. A konzervációbiológia krízis diszciplína (Soulé 1985).

Mint látható, a közös mindhárom meghatározásban a biodiverzitás védelmének deklarálása, illetve a tudományágak integrálásának hangsúlyozása. Lényeges ismérve a konzervációbiológiának az, hogy krízis diszciplína. Ez azt jelenti, hogy gyakran „vészhelyzetben” kell döntenie, amikor nincs lehetőség alaposabb vizsgálatokkal megalapozni a döntést. Egy példának rögtön adódik az 1992-es nemzeti park állapotfelmérések esete, amikor lényegében a meglévő ismeretek, és térképek alapján, „intuitíve” kellett a nemzeti parkok zonációját megtervezni.

Egy másik példa a szárazföldi gerincesek rangsorának az elkészítése (Báldi *et al.* 1995). Ebben meg kellett becsülni, többek között, az adott faj „világpopulációjának” egyedszámát. Ez önmagában olyan módszertani nehézségeket vet fel, hogy be kell vallani, sok faj esetén meglehetősen bizonytalanok az adatok. De vajon érdemes-e emiatt feleslegessé nyilvánítani egy ilyen rangsorolás elkészítését? Nem, mégpedig azért nem, mert a tudásunk akkori állapotának megfelelő eredményt prezentáltuk, mégha az nem is tökéletes. Azonban a végső rangsor ilyen formában is biztosíthat támpontot a természetvédelmi döntések meghozása során (Báldi & Csorba 1997).

Olyan ez, mint a harctéri sebészet. Vagy hagyom elvérezni a sebesültet, mondván, hogy nem tudom milyen gyerekkori oltásokat kapott, mire allergiás, nincs meg a TAJ-száma, vagy kissé látatlanban, de megpróbálom megmenteni.

A konzervációbiológia viszonylag új tudománya még messze nem kiforrott. Az elmúlt években például nagy vihart kavart Caughley (1994) cikke: szerinte két nagyobb irányzat van a konzervációbiológiában: a kis-populáció paradigma, amikor a kis egyedszám hatásait vizsgálják a populáció fennmaradására, illetve a pusztuló-populáció paradigma, ami a populáció csökkenésének okaival foglalkozik. (Természetesen ez már önmagában egy leegyszerűsített megközelítés, amikor a konzervációbiológiai problémákat populációs szintre redukálta Caughley, a közösségi és további szinteket figyelmen kívül hagyta). Míg az előbbinek az elméleti háttere jól kidolgozott, elég például a populációgenetikai vagy demográfiai modellekre és szimulációkra gondolni, Caughley szerint a gyakorlati értéke csekély, részben azért, mert csak egy faktorral, a sztochaszticitással foglalkozik. Konkrét esetek megoldásában így nem sokat segít ennek a megközelítésnek az alkalmazása. A pusztuló-populáció paradigma viszont igen sok munkát igényel, sok faktort vesz tekintetbe, nem is lehet szép, általános elméleteket sem alkalmazni, sem alkotni, de a konkrét populáció megmentését elősegíti. Míg az előbbi esetben könnyű publikálni, az utóbbi esetében nem, ami magyarázza a kis-populáció paradigma „felfutását”. Caughley kritikája megalapozottnak tűnik, amit az is jelez, hogy a válasz csak évekkel később jelent meg (Hedrick *et al.* 1996). Hedrickék cikkére viszont a kritika már számos forrásból, és igen rövid időn belül megjelent, az időközben elhunyt Caughley gondolatait elfogadók köréből (pl. Clinchy & Krebs 1997, Young & Harcourt 1997).

A cikkelemzés módszere

Az utóbbi időben egyre több folyóiratot szentelnek a természetvédelemnek, illetve az ökológia gyakorlati alkalmazásának, például a *Journal of Applied Ecology*-t, az *Ecological Applications*-t, az *Environment*-et, az *Environmental Conservation*-t, a *Restoration Ecology*-t, az *Ecological Economics*-ot, a csak elektronikus formában megjelenő *Conservation Ecology*-t, vagy az 1998-ban indult *Animal Conservation*-t. Számos régóta meglévő, nagy múltú folyóiratnál a kiemelt szerkesztői célok közé került a konzervációbiológia, például az *Ecography*-nál, vagy az *Acta Zoologica Hungarica*-nál. Én három folyóiratot választottam ki a sok lehetőség közül, amelyek már címükben is hordják a „conservation” kifejezést, és amelyek a legcélirányosabban vállalják fel a konzervációbiológiai cikkek közlését. Ezek a *Biodiversity & Conservation*, *Biological Conservation* és a *Conservation Biology*, amelyek igen „erős” lapoknak számítanak (1. táblázat). Az elemzésből kihagytam a „special issue”-ként, vagy különszámként megjelent kö-

1. táblázat. Az elemzésbe vont három külföldi folyóirat impaktfaktora.

	1994	1995	1996
<i>Biodiversity & Conservation</i>	0,822	0,731	1,014
<i>Biological Conservation</i>	0,745	1,175	1,258
<i>Conservation Biology</i>	1,643	2,004	2,189

teteket, hogy egy-egy téma ne kapjon túlzott hangsúlyt, valamint kihagytam a rövid cikkeket, kommentárokat, szerkesztőségi leveleket stb. Hazai lapok közül csak egy bizonyult alkalmasnak az elemzésre, ez a *Természetvédelmi Közlemények*. A *Természetvédelmi Közlemények* esetében minden cikket bevontam az elemzésbe.

Mivel a három nemzetközi folyóirat gyakran és nagy terjedelemben jelenik meg, kiválasztottam az elmúlt évekből mintaköteteket, amelyeket azután elemeztem. A kiválasztásnál a fő szempont volt, hogy az adott kötet (volume) összes füzet (issue) meglegyen a Norwegian Institute for Nature Research (Trondheim) könyvtárában rövid tanulmányutam alatt. A *Természetvédelmi Közlemények* mind a négy eddig megjelent számát áttekintettem (2. és 3. táblázat).

2. táblázat. A négy folyóirat áttekintett számainak a felsorolása.

Folyóirat	kötet (év)
<i>Biodiversity & Conservation</i>	3 (1994), 5 (1996)
<i>Biological Conservation</i>	60 (1992), 69 (1994), 75 (1996), 77 (1996), 78 (1996)
<i>Conservation Biology</i>	4 (1990), 7 (1993), 10 (1996)
<i>Természetvédelmi Közlemények</i>	1 (1991), 2 (1992), 3-4 (1996), 5-6 (1997)

3. táblázat. Az elemzésbe vont cikkek száma és terjedeleme.

	angol cikkek	magyar cikkek
cikk (darab)	435	44
oldal	5423	461

Minden áttekintett cikket igyekeztem a 4. táblázatban felsorolt 9 szempont alapján besorolni, vagy értékelni úgy, hogy minden szempontnál szerepeljen az adott cikk. Az egyes cikkek egy szemponton belül több helyen is szerepelhettek, például ha több objektumot vizsgált, stb. A szempontok lényegében arra kerestek választ, hogy milyen szerveződési szinten, mit, milyen térskálán vizsgáltak a szerzők, milyen alapos volt az elemzés, vizsgáltak-e kiemelt témaköröket, illetve voltak-e le gyakorlatban alkalmazható konklúziókat.

Eredmények és értékelésük

A vizsgált 435 nemzetközi folyóiratban megjelent cikk alapján történt besorolásokat az 1. ábra mutatja. Amennyiben a gyakorlati oldal felől szeretnénk a konzervációbiológiát meghatározni, azt úgy lehet elérni, hogy például megnézzük, mivel foglalkozott a cikkek egy adott hányada. Először 60%-nál húztam meg a határt, ekkor a konzervációbiológia szárazföldi rendszerek számára természetvédelmi kezelési útmutatót adó, tudományágként definiálható. A második, immár mélyebb tartalommal telt definíciót a 30%-nál húzott határ révén kaptam, ekkor nagy, zavart szárazföldi területek populációinak statisztikai leírása és kezelési útmutatójaként határozhatjuk meg a konzervációbiológiát.

A 435 cikket 58 országhoz tartozó szerzők írták (2. ábra). A tágabb értelemben vett ökológia irodalmában jártasabb olvasóknak nem meglepő, hogy az angolszász szerzők részesedése összesen majd 75%! A további országok között számos egzotikus ország is szerepel, például Amerikai-Szamoá, Madagaszkár vagy Indonézia.

A nemzetközi konzervációbiológiai cikkek besorolásai alapján kapott képet érdekes lehet más tudományágakkal összevetni, mennyire tekinthető a kapott mintázat egyedinek, a konzervációbiológia sajátosságának. E célból a tájökológiával vettem össze a kapott mintázatot, mivel a két tudomány számos ponton kapcsolódik egymáshoz. A tájökológiai cikkek besorolását Wiens (1992) hasonló besorolása nyomán ismertetem (3. ábra). Látható, hogy igen jelentős az eltérés a tájökológiai és konzervációbiológiai cikkek között a szerveződési szint és az objektum tekintetében (táj vs. populáció, földhasználat vs. élőlény), ám hasonlóan nagy térskálán, elsősorban leíró jellegű publikációk születtek. Figyelemre méltó, hogy a tájökológiai cikkekben nagy százalékban szerepelnek „futó” ökológiai témák, mint a skálaprobléma, vagy a términtázat-elemzés.

A *Természetvédelmi Közlemények*-ben megjelent 44 cikk alapján hasonlóan jártam el, mint a három nemzetközi lapban megjelent cikkek esetében (4. ábra). A 60%-nál meghúzott határ esetében a konzervációbiológia szárazföldi közösségek nem kvantitatív leírása. Az angol munkákhoz viszonyítva, a szárazföldi rendszerek tanulmányozása közös ezen a szinten. A 30%-nál meghúzott határ esetében a konzervációbiológia mint szárazföldi növény és gerinces supraindividuális objektumok nem kvantitatív leírása kis és nagy térskálákon és útmutató adása. Ez a meghatározás már túl bonyolult ahhoz, hogy egyszerűen összevegyük a hazai és nemzetközi konzervációbiológiát, ezért készült a 5. ábra. Miben van tehát a hazai konzervációbiológia elmaradva a külföldi vizsgálatoktól? Akkor tekintettem egy kategóriában elmaradottnak a hazai vizsgálatokat, ha 75%-nál kisebb volt a reprezentáltságuk. Számos vonatkozásban találtam hiányokat a hazai konzervációbiológiai kutatások palettáján:

4. táblázat. A cikkelemzés szempontjai. Minden cikket az adott szemponton belül a neki legjobban megfelelő kategóriá(k)ba soroltam.

1) A vizsgált szerveződési szint	<ul style="list-style-type: none"> – egyed – populáció/faj – közösség – táj – ökoszisztéma
2) A vizsgált objektum	<ul style="list-style-type: none"> – növény – gerinctelen – gerinces – társadalom – földhasználat – klíma – nincs
3) A kutatás térskálája	<ul style="list-style-type: none"> – kicsi (ha nagyságrendig) – közepes (ha – km²) – nagy (> km²)
4) A vizsgálat módszere, megközelítési módja	<ul style="list-style-type: none"> – leíró – oknyomozó – fogalmi – módszertani – modellező – kísérletes – GIS
5) A kvantifikáció és elemzés mélysége	<ul style="list-style-type: none"> – statisztika – matematika – nem statisztikai kvant. – szimuláció – nem kvantitatív
6) Szárazföldi, vízi vagy más rendszert vizsgál (más rendszer = wetland, vagy nem köthető egyikhez sem)	
7) Vizsgálja-e a kutatás az alábbi „hot” ökológiai témákat?	<ul style="list-style-type: none"> – skálaprobléma – témintázatelemzés – interakciók (predáció, mutualizmus stb.)

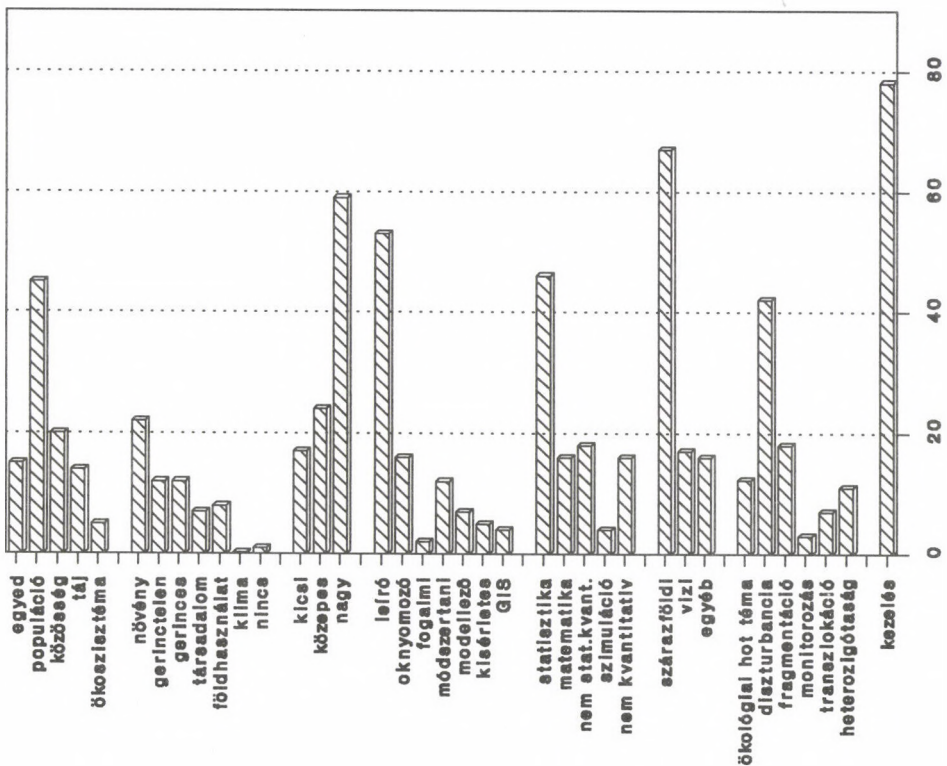
8) Vizsgálja-e a kutatás az alábbi „hot” konzervációbiológiai problémákat?

- humán diszturbancia
- fragmentáció, metapopuláció, PVA
- monitorozás
- visszaváltás, transzlokáció, mesterséges szap.
- genetikai variancia, heterozigótaság, beltenyésztés stb.

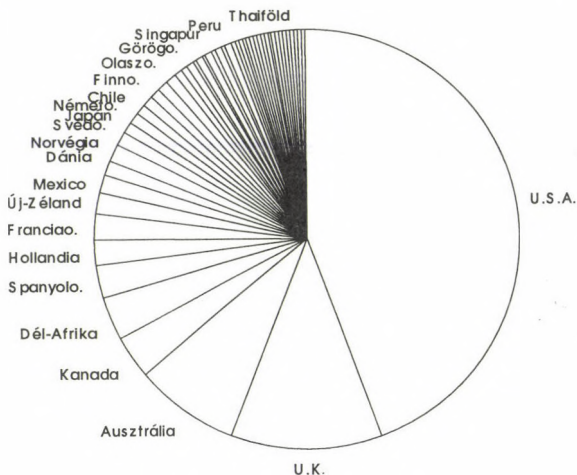
9) Ad-e kezelési útmutatót, van-e természetvédelmi konklúziója a vizsgálatnak? Azaz tényleg alkalmazott tudományról van-e szó.

(1) Kevés az egyedszintű vizsgálat, például a viselkedés változása emberi zavarásra, élőhely-rekonstrukció során, a zavarás okozta stressz hatása, szociális struktúra átrendeződése stb.

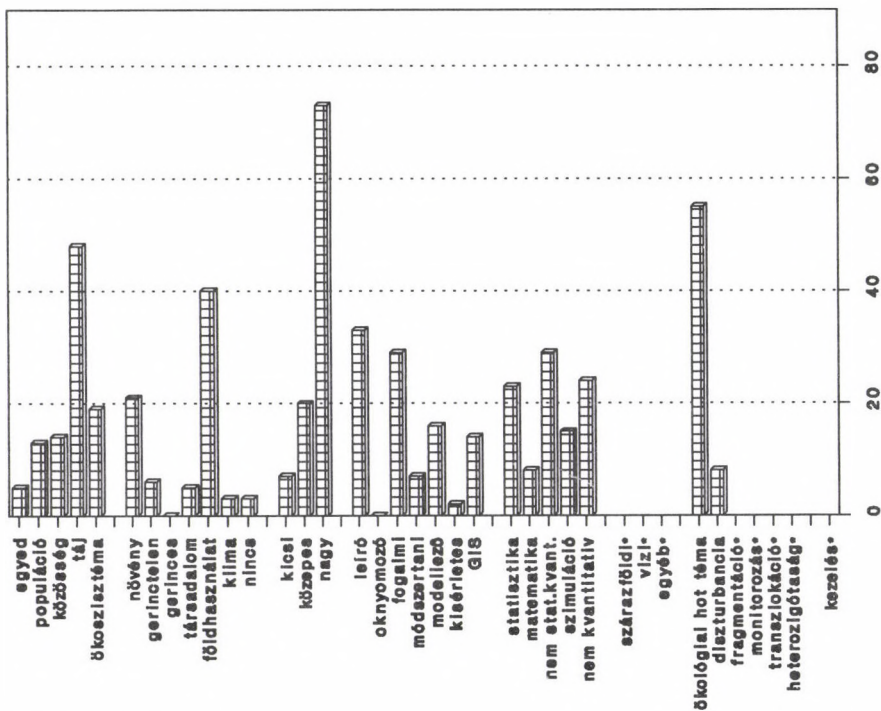
1. ábra. A három nemzetközi folyóiratban megjelent cikkek %-os besorolása a 4. táblázatban leírt kategóriákba.



2. ábra. A három nemzetközi folyóiratban megjelent cikkek szerzőinek ország szerinti besorolása. Amennyiben egy cikket több szerző készített, akik különböző országokban dolgoztak, akkor csak az első szerző adatait vontam be ebbe az ábrázolásba. A grafikonon helyhiány miatt nem lett mind az 58 ország feltüntetve.



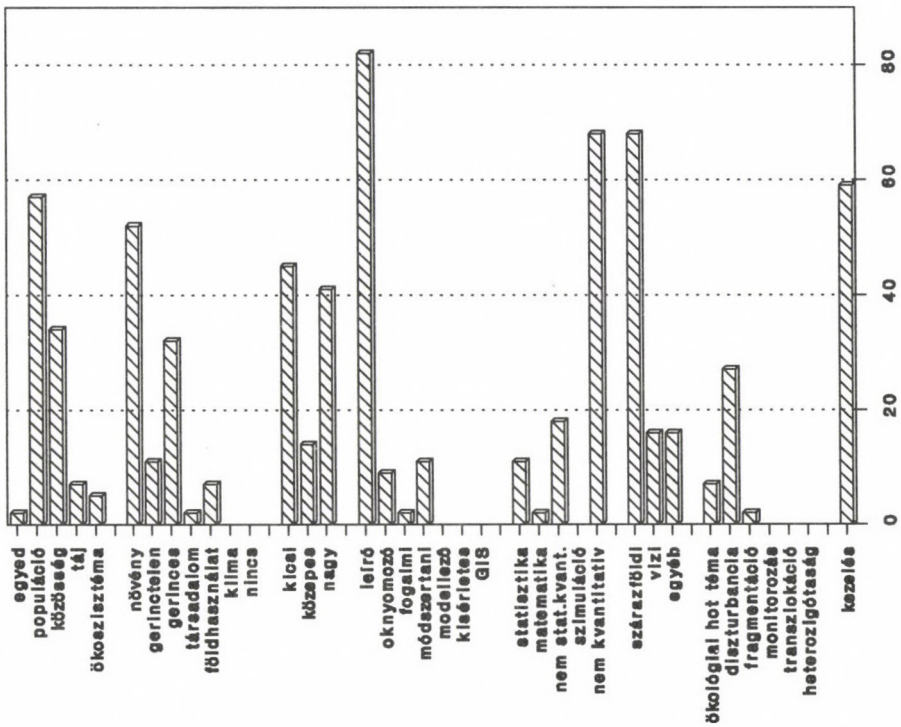
3. ábra. A tájökológiai cikkek (N = 99) besorolása a 4. táblázat szempontjai alapján. Néhány szempont nem szerepelt az eredeti felmérésben, így ezek nem lettek vizsgálva (*-gal jelölve). Wiens (1992) nyomán.



(2) Feltétlenül több vizsgálatra lenne szükség a konzervációbiológia társadalmi vonatkozásainak a kutatására. Mennyire elfogadott egyáltalán a természetvédelem, mennyit hajlandó egy átlagpolgár áldozni mondjuk erdővédelemre? Ilyen ismeretek szerintem kiváló „fegyvert” jelentenének a döntéshozókkal szemben, hiszen az őket közvetlenül vagy közvetve megválasztó állampolgárok véleményét kérnénk számon! Ide tartozik sok olyan kérdés is, amelyek közvetlenül érintik a természetvédelmet, például a turizmus, vadászat, horgászat stb. hatásainak az elemzése.

(3) A hazai konzervációbiológusok jelentősen elmaradottnak tűnnek az adatok kiértékelése, feldolgozása terén. Kevés akár a hagyományos adatfeldolgozás, például egyszerű hasonlósági vagy diverzitási indexek számolása, kevés az adatok statisztikai tesztelése, ami pedig igen jelentős követelmény biológiai adatok feldolgozásakor. Enélkül ugyanis a következtetések megbízhatósága kérdéses. A viszonylag újnak számító eljárások és technikák hiánya is jellemző, például a számítógépet igénylő modellezés, szimulálás, térinformatika. Ennek jelentős hátránya, hogy számos ismeretanyag „bennragad” az adatokban, vagy olyan problé-

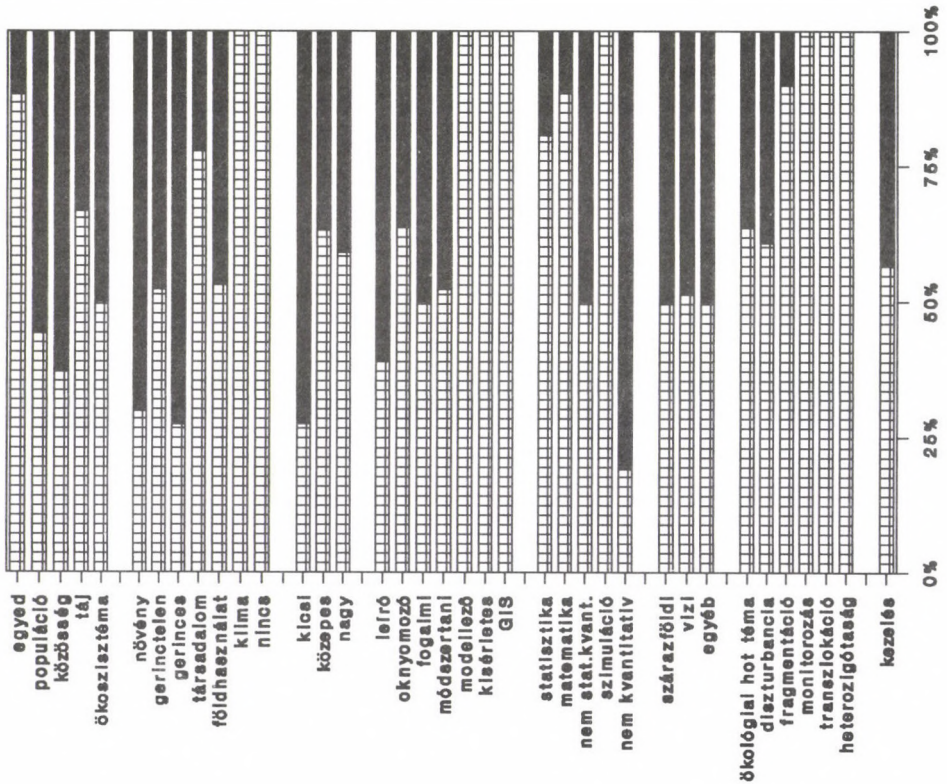
4. ábra. A Természetvédelmi Közleményekben megjelent cikkek %-os besorolása a 4. táblázatban leírt kategóriákba.



mák vizsgálata marad el, amelyeket terepi megfigyelésekkel csak nehezen vagy drágán lehet megoldani.

(4) A legfontosabb problémának a konzervációbiológiai kulcsproblémák alacsony reprezentáltsága tűnik. Ismert például, hogy az élőhelyek fragmentációja (pl. Báldi 1996) az egyik legjelentősebb konzervációbiológiai probléma (Soulé & Kohm 1989, Margóczy *et al.* 1997). Ennek ellenére igen kevés az ilyen vizsgálat. Még ennél is elhanyagoltabb a genetikai vizsgálatok helyzete, pedig a ritka, éppen ezért a természetvédelem számára értékes fajok, populációk fennmaradására genetikai vizsgálatok (heterozigótáság, beltenyésztettség stb.) nélkül végezni erőfeszítéseket felelőtlenység (Frankel & Soulé 1981). Más védelmi stratégiát igényelhet ugyanis egy még jelentős genetikai változatosságot mutató populáció, mint egy homozigóta populáció. Ez utóbbit lehet, hogy érdemes fogságban, mesterségesen védett körülmények között fenntartani, mert a genetikai változatosság

5. ábra. A nemzetközi és hazai cikkek %-os aránya kategóriákon belül az 1. és 4. ábra alapján. Ha egy adott kategóriában az két oszlop nagyjából 50%-os megoszlást mutat, akkor a kategória azonos arányban szerepelt a nemzetközi és hazai szakirodalomban (pl. nagy térszála) (sötét: hazai, világos: nemzetközi cikkek).



eltűnésekor eltűnhettek például a rezisztenciát biztosító gének, így egy kisebb fertőzés esetén is kipusztulhat a populáció.

A transzlokáció vizsgálata szintén jelentős hiányosság, hiszen számos populáció megőrzése, illetve pusztulása múlhat az egyedek megfelelő áthelyezésén. Hazánk viszonylag kis mérete részben magyarázza ezt az elmaradást, hiszen a természetvédelem számára kiemelten fontos madarak és nagyobb emlősök diszperziós képessége részben szükségtelenné teszi e módszert.

Az elemzés kritikája

A fenti elemzést és kutatási irányadást több hiányosság is jellemzi: (1) A hazai és nemzetközi irodalom összevetése természetesen relatív, nem szabad az utóbbit abszolút mérőszámnak, feltétlenül követendőnek tekinteni. Ugyanakkor a nagyobb trendek figyelmen kívül hagyása hátrányos helyzetbe hozhatja mind a hazai természetvédelmet, például új módszerek, technikák kiaknázatlansága miatt, mind a hazai kutatót, mivel csökkennek a publikációs esélyei. (2) A kategorizálás során elkerülhetetlenül csökkent a cikkek diverzitása. Emiatt nincs kiemelve számos fontos tényező, például a populációk „source-sink” tulajdonságai, a folyosók jelentősége, biodiverzitás-felmérések, bioindikáció (pl. Varga 1990) stb., illetve összemosódnak az országos, kontinentális és globális vizsgálatok stb. (3) A hazai minta, a *Természetvédelmi Közlemények* eddigi 4 száma, nem reprezentálja a teljes hazai konzervációbiológiát. Számos más hazai fórum is lehetőséget biztosít ugyanis a közlésre, például az *Aquila*, *WWF-Füzetek*, *Botanikai és Állattani Közlemények*, *Ornis Hungarica*, *Acta Zoologica Hungarica*, *Tiscia*, *Kitabelia*, egyedi kiadványok. Ennek ékes példája a monitorozás látszólagos hiánya, holott 1997-ben jelent meg a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer tíz kötetes kézikönyve, igaz, ez még nem a megvalósulást jelenti. (4) A hazai konzervációbiológiai munkák adatfeldolgozási hiányosságának részben oka lehet, hogy az igényesen elemzett anyagokat a szerző referált külföldi lapokban publikálja, amelyek a természetvédelemben érintett hazai közönség csak elenyésző részének hozzáférhető. Ez részben érthető, hiszen az „impaktfaktor-vadászat” már a magyar kutatóknak is kényszerű tevékenysége. Ugyanakkor minimális ráfordítással, magyarul is ismertethetjük és ismertessük is kutatásunkat, esetleg csak főbb eredményeit, ha az hozzájárul egy-egy faj, vagy terület megőrzéséhez. (5) Számos, elsősorban a konzervációbiológia gyakorlati oldalát művelő szakember egyáltalán nem publikál. Ez sajnos az ismereteit és tapasztalatait időlegessé teszi, továbbá az esetleges sikeresség megsokszorozását, azaz alkalmazását más területeken/fajokon is nehezíti.

Következtetések

Az előző fejezetből talán nyilvánvaló lett, de ki szeretném hangsúlyozni, hogy eredményes természetvédelmi tevékenységet csak akkor lehet folytatni, ha lehetőleg minden konzervációbiológiai megfigyelést, kutatást, eredményt, sőt eredménytelenséget publikálunk, így hozzáférhetővé teszünk másoknak.

A jelen cikkelemzés előző fejezetében vázolt hiányosságok ellenére e cikk, együtt a korábban megjelent természetvédelmi ökológiai prioritásokat tárgyaló cikkel (Margóczy *et al.* 1997), már több útmutatót is ad a hazai konzervációbiológiai kutatások fejlesztésére. A fejlődésnek legjobban az segítene, ha megfelelő, teljesítmény-orientált támogatási rendszer jönne létre.

* * *

Köszönetnyilvánítás – Köszönöm Margóczy Katalin konstruktív kritikáját. A külföldi cikkek nagy részéhez a Norwegian Institute for Nature Research könyvtárában fértem hozzá Trondheimben, ahová akadémiai tanulmányút keretében volt módom eljutni.

Irodalomjegyzék

- Báldi, A. (1996): Élőhelyek fragmentálódásának hatása állatközösségekre. – *Természetvédelmi Közlemények* **3–4**: 103–112.
- Báldi, A. & Csorba, G. (1997): Mennyire megalapozott ökológiailag a hazai szárazföldi gerincesek természetvédelmének jogi státusa? – *Természetvédelmi Közlemények* **5–6**: 79–86.
- Báldi, A., Csorba, G. & Korsós, Z. (1995): *Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 59 pp.
- Caughley, G. (1994): Directions in conservation biology. – *J. Anim. Ecol.* **63**: 215–244.
- Clinchy, M. & Krebs, C. J. (1997): Letter to the editor. – *Conserv. Biol.* **11**: 832–833.
- Frankel, O. H. & Soulé, M. E. (1981): *Conservation and evolution*. – Cambridge University Press, Cambridge, 327 pp.
- Hedrick, P. W., Lacy, R. C., Allendorf, F. W. & Soulé, M. E. (1996): Directions in conservation biology: comments on Caughley. – *Conserv. Biol.* **10**: 1312–1320.
- Margóczy, K., Báldi, A., Dévai, Gy. & Horváth, F. (1997): A természetvédelmi ökológia kutatási prioritásai. – *Természetvédelmi Közlemények* **5–6**: 5–16.
- Meffe, G. K. & Carroll, C. R. (1994): *Principles of conservation biology*. – Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Ma., USA, 600 pp.
- Noss, R. F. & Main, E. (1996): Conservation Biology editors report. – *Society for Conservation Biology Newsletter* **3**: 6–9.
- Peet, R. K. (1997): Ecology and Ecological Monographs editor-in-chief's report. – *Bulletin of the Ecological Society of America* **78**: 40–42.
- Primack, R. B. (1993): *Essentials of conservation biology*. – Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Ma., USA, 564 pp.
- Soulé, M. E. (1985): What is conservation biology? – *BioScience* **35**: 727–734.

- Soulé, M. E. & Kohm, K. A. (1989): *Research priorities for conservation biology*. – Island Press, Washington DC.
- Varga, Z. (1990): Élőlény-közösségek és élőhelyeik természetvédelmi célú állapotfelmérése és értékelése bioindikációs alapon. – *Környezet és fejlődés* **1990/6**: 33–38.
- Wiens, J. A. (1992): What is landscape ecology, really? – *Landscape Ecol.* **7**: 149–150.
- Young, T. & Harcourt, A. H. (1997): Viva Caughley! – *Conserv. Biol.* **11**: 831–832.

What is conservation biology? An analysis of papers and recommendation of future research tasks in Hungary

Báldi, A.

Animal Ecology Research Group, HAS, Hungarian Natural History Museum
H-1088 Budapest, Baross u. 13, Hungary

Abstract: Conservation biology became a key discipline of biology in the last few decades. My aims are: (1) to give a definition of conservation biology based on literature, (2) to review 3 international journals, and analyse the published papers, and (3) to analyse papers in *Természetvédelmi Közlemények*, the Hungarian journal of conservation biology, and give future research directions for Hungarian researchers based on the differences between national and international trends. Conservation biology synthesizes biological disciplines for the preservation of biodiversity. But what is the real scope of papers? I categorized the papers into nine categories (organisation level, subject, spatial scale, methodology, analysis, terrestrial vs. aquatic, are there hot ecological and/or conservation biological issues in the paper, is there management guide). Based on the international researcher community, conservation biology focuses on the statistical description of large, disturbed, terrestrial assemblages, and the provision of (usually not specific) management guide. The main required researches in Hungary are: to study the behavioural aspects of conservation, to investigate the relation between conservation actions and the society, to conduct fragmentation and metapopulation studies, and to include genetical approach to conservation problems.

Key words: conservation, publications, Hungarian research direction

Kitekintés a vízlépcsők biológiai szakirodalmára

Lengyel Szabolcs

*KLTE, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék
4010 Debrecen, Egyetem tér 1.*

Mottó: „Az a víz, melyet engedünk a tengerbe folyni, haszontalan.” (J. V. Sztalin 1929)

Összefoglaló: A vízlépcsők élővilágra gyakorolt hatásának megvilágítása érdekében keresést végeztem a legjelentősebb referált folyóiratokban megjelent, a vízlépcsők biológiai hatásaival foglalkozó tudományos cikkek körében. A fellelt tanulmányok a vízlépcsőknek a folyóvízi és folyómenti élővilágra gyakorolt közvetett és közvetlen hatásairól számolnak be. A vízi élőhelyek fizikai-kémiai módosulásai a vízkémiai paraméterek változását, az üledékfelhalmozódás felerősödését, a víz elemösszetételének változását ölelik fel, mely utóbbi akár a tengerek eutrofizációjával is kapcsolatban lehet. A vízlépcsők egyéb közvetett hatásaként említik az üvegházhatást okozó gázok kibocsátását. A folyóvízi közösségek a vízlépcsők építésére általában diverzitás-csökkenéssel válaszolnak. Ezt eddig a fito- és zooplanktonról valamint makroszkopikus állatközösségekről mutatták ki. A kagylók és halak számára a vízlépcsők fizikai barriert jelentenek. A halakra gyakorolt egyéb hatások a vándorlási és más életmenet-stratégiák megváltozásában, a vándorlás alatt megnövekedett mortalitásában, illetve a fajok eltűnésében jelentkeznek. A folyómenti élővilágra gyakorolt egyik legszembetűnőbb hatás a szárazodás, mely a növényzet diverzitásának csökkenéséhez és egyes fajok végleges eltűnéséhez vezet. E folyamatot az állatvilág passzív módon, a kétéltűek és a hullók csoportja például élőhelyeik megszűnése miatt követi. A vízlépcsőknek azonban talaj- és árvízvédelmi funkciójuk révén az élőhelyek fenntartásában, adott esetben pedig, például száraz, sivatagos területeken új élőhelyek létesítésében is szerepe lehet. A cikkek közül néhány a vízlépcsők geológiai kockázatairól és biztonsági kérdéseiről szól. Más tanulmányok a biológiai problémákra javasolt áthidaló megoldások (pl. a természetes vízhozam ingadozásának utánzása, elkerülő utak építése vándorló halak számára, stb.) szerepét hangsúlyozzák. Hasonlóképpen foglalkoznak cikkek a vízlépcsők lebontása után bekövetkezett kedvező hatásokról, például halközösségek megerősödéséről és a folyómenti élőhelyek látványos javulásáról. Összességében a fellelt cikkek többsége (95,2%) a vízlépcsőknek az élővilág vizsgált részére gyakorolt hátrányos hatásáról számol be, mely arány szignifikánsan eltér a véletlen megoszlástól ($p < 0,0001$). A cikkek között nem volt magyar első szerző által írt munka és egy cikk sem foglalkozott a bős–nagygyarosi építkezések következményeivel.

Kulcsszavak: vízlépcső, vízlépcsők biológiai hatásai, ökológia, áttekintés, Bős–Nagygyaros

Bevezetés

Napjainkban ismét fellángolt a bős–nagygyarosi vízlépcső építése körüli vita. Az építési tervek értékeléséhez érdemes a hatástanulmányokon kívül a témában külföldön, referált folyóiratokban megjelent biológiai szakcikkek konklúzióit megvizsgálni. Jelen munkám rövid összefoglalással karöltve közli a fontosabb tudományos folyóiratokban megjelent ilyen témájú cikkek referenciáit, azzal a nem

titkolt reménnyel, hogy a hivatkozott anyag az ökológusok és természetvédők számára a véleményformálásban és a döntéshozókkal való tárgyalásban használható lesz.

Módszerek

1998. március elején a számítógépes világhálózat, az Internet segítségével keresést végeztem az 1980-as évek óta a vízlépcsőkkel kapcsolatban a biológiai folyóiratokban megjelent tudományos cikkek körében. A keresés a FirstSearch nevű Internetes szolgáltatással történt, és két adatbázist ölelt fel. A BasicBIOSIS a 350 legalapvetőbb, a könyvtárakban leggyakrabban előforduló referált tudományos folyóiratban megjelent cikkek adatbázisa, a Biological Abstracts része, mely 1994 elejétől tartalmaz cikkeket és kivonatokat. A másik adatbázis, a Biol-AgrIndex 250, az élettudományokat és mezőgazdasági tudományokat képviselő referált folyóirat cikkeit katalogizálja 1983. júliusától kezdve. A keresőszavak a lehető legáltalánosabbak voltak, úgymint „dam(s)” azaz „vízlépcső(k)”. A keresés az 1990-es évek tudományos cikkeire vonatkozóan teljesnek mondható, míg a nyolcvanas évek elején, illetve azelőtt megjelent cikkeket viszont nem ölelte fel.

Áttekintés

A vízlépcsők élővilágra gyakorolt általános hatásai

Közvetett hatások. A fellelt szakirodalom alapján a vízlépcsők mind közvetett, mind pedig közvetlen módon hatnak környezetük élővilágára. Az egyik legfontosabb közvetett hatásnak a vízkémiai paraméterek változásait tartják (McCully 1996). A duzzasztók feletti lassúbb folyószakaszok és víztározók felületének párolgása miatt nagymértékben megnő a folyóvíz sótartalma (Richter *et al.* 1997). Egy másik vizsgálat szignifikánsan nagyobb oldott szervetlen foszfortartalmat mutatott ki a vízlépcső alatti folyószakaszon (Wehr & Thorp 1997).

A másik legjelentősebb közvetett hatásként a duzzasztott részben megnövekedett üledékfelhalmozódást, illetve a duzzasztás alatti parti eróziót említik (White 1988, McCully 1996). A vízlépcső alatt a megnövekedett sebességű folyó megbontja a part addigi fizikai szerkezetét, és gyakran az alapkövetig vájja ki medrét, mint azt pl. a Colorado folyónak vízlépcsőket (Glen Canyon dam és Hoover dam) követő szakaszain tapasztalták. A hordalékától a vízlépcsők által megszabadított folyó azonban nemcsak saját folyása mentén, hanem a tengerek partján is jelentős eróziót okozhat (White 1988, Aubrey 1993).

A hordalékmentes folyók vizének elemösszetétele oly mértékben változik, hogy az nemcsak magukban a folyókban, hanem végső állomásukban, a tenge-

rekben is jelentős változásokat okoz. E hatás fontosságára és aktualitására utal egy tavaly, a *Nature*-ben német szerzők (Humborg *et al.* 1997) tollából megjelent cikk. E szerzők a tájképileg és fekvésileg a tervezett nagymarosi vízlépcsőhöz hasonló vaskapui duzzasztónak a Fekete-tenger élővilágára gyakorolt hatását hosszú távú adatsorokkal vizsgálták. Kimutatták, hogy a vaskapui erőműnél a folyóból kivont szilikátok hiánya a Fekete-tengerben nitrogénfeldúsuláshoz, így fokozott primer produkcióhoz vezetett, és ily módon nagymértékben felelős a tenger egészének eutrofizációjáért. E munka volt az első, amely a vízerőművek-vízlépcsők ilyen nagyléptékű hatását kimutatta.

Viszonylag új keletű az az eredmény, amely szerint a vízlépcsőkkel duzzasztott víztározók fontos forrásai az üvegházhatást okozó gázoknak (Fearnside 1995, 1996a, 1996b, Pearce 1996). Néhány tudós vitatja ezt a nézetet (Rosa *et al.* 1996). Mindazonáltal konkrét adatsorokkal bizonyított tény, hogy a hatalmas felületű víztározók létesítésével a légkör vízgőztartalma olyannyira megnőhet, hogy az üvegházhatást okozó gázok emissziója a megtermelt energia mennyiségére vonatkoztatva felülmúlhatja a hagyományos, fosszilis tüzelőanyagokat alkalmazó erőművek kibocsátását (Fearnside 1997). A vízlépcsők azonban nemcsak vízgőzt juttatnak a légkörbe, hanem jelentős mennyiségű metánt is. Ennek oka, hogy a duzzasztott, lassúbb folyású szakaszokon a vízben beinduló reduktív folyamatok jelentős mennyiségű metánt termelnek (Pearce 1996).

Az élővilágra gyakorolt közvetlen hatások

A folyóvízi közösségek változásai. A biotikus hatások a legtöbb szerző szerint a vízlépcső által érintett folyószakaszok és part menti területek biodiverzitásának csökkenésében nyilvánulnak meg. A hajózási célú duzzasztások megváltoztatják a folyó fitoplankton közösségeit. A vízlépcsők alatti szakaszokon lecsökkent sebességű folyásban csökken a bentikus formák gyakorisága (Wehr & Thorp 1997). A zooplankton közösségek összetétele ezzel szemben nem mutatott korrelációt a vízerőművektől való távolsággal, viszont a denzitás és a folyó sebessége között negatív korrelációt tapasztaltak (Thorp *et al.* 1994).

A folyóvizek makroszkopikus állatközösségeire gyakorolt negatív hatásról nagyszámú cikk szól. Több taxonnal, nevezetesen észak-amerikai rákokkal, szita-kötőkkel, kagylókkal, halakkal és kétéltűekkel foglalkozik Richter és mtsai. (1997) összefoglaló munkája. E szerzők a fenti taxonok szakértőinek megkérdezésével azonosították 135, fogyatkozóban lévő faj fenyegetettségének mértékét és annak okait. Felmérésük szerint a fogyatkozás három legfőbb okának egyike a vízlépcsők által megváltoztatott vízhozam-ingadozás volt. E hatás legkifejezettebben Észak-Amerika szárazabb nyugati harmadán érvényesült. A szerzők kifejezik reményüket, hogy sok vízlépcső közeljövőben esedékes újrarendélyeztetési eljárásánál maximálisan figyelembe veszik a lehetőséget a természetes vízhozam-ingadozások visszaállítására.

Több vízi gerinctelen taxonnak a Colorado folyó egyik vízlépcső alatti szakaszán történt változását vizsgálta Voelz és Ward munkája (1991). A makroszkopikus gerinctelenek denzitása a vízlépcsőhöz közeli szakaszokon mutatott maximumot, míg faji diverzitásuk nőtt a vízlépcsőtől mért távolsággal. E fauna-gradiens a vízlépcső alatti három kilométeren változott leggyorsabban, majd egyre lassabban, ami jelzi a folyó közösségeinek regenerációs képességét (Voelz & Ward 1991). Ugyanez a szerzőpáros néhány évvel később a Colorado államban folyó Blue River kérészeinek longitudinális eloszlását vizsgálta. Tanulmányuk (Voelz & Ward 1996) szerint a kérészek eloszlásának világos határt szabnak a vízlépcső által okozott környezetátalakító hatások, mivel azok a faktorok, melyek a víztározó felett hatóképesnek bizonyultak, csak a vízlépcsőtől folyásirányban jókora távolságra hatnak ismét a kérészek eloszlására. Egy másik, vízlépcső alatti folyószakaszon néhány faj kivételével a kérészek teljesen eltűntek azután, hogy a víztározóból a felszíni, 4–5 °C-kal melegebb vizet a folyóba engedték (Voelz *et al.* 1994).

Még a viszonylag kisméretű vízerőművek is teljes fizikai barriert jelentenek több állatcsoportnak, így például egyes kagylóknak és halaknak (Watters 1996). A vízlépcsők halakra gyakorolt hatásai igen változatosak (Winston *et al.* 1991, Nestler *et al.* 1992, Lutz 1995).

A fizikai paraméterek közül a vízben oldott gázok nyomásviszonyait (Lutz 1995), és a zaj (Nestler *et al.* 1992) hatását vizsgálták. A vízlépcső után az alacsonyabb vízszintű folyóban a hidrosztatikai nyomás csökkenésével az oldott gázok túltelített állapotba kerülnek (Lutz (1995) a mérések mintegy háromnegyedében talált ilyen állapotot), és letális szintű gázbuborék-traumát okoznak a halakban. A következmény: halpusztulás (Lutz 1995).

Bizonyos halfajok érzékenyek egyes frekvenciatartományokra (Nestler *et al.* 1992). E tény lehetőséget ad arra, hogy az adott frekvenciájú hang kibocsátásával a halakat a vízerőművektől távol tartsák (Nestler *et al.* 1992). Ez azért fontos felfedezés, mert a turbinákon való átkelés jelentős mortalitással jár a vándorló fajokban. Ez a közvetlen mortalitás az *Alosa sapidissima* nevű heringfaj ivadéka-inál a kisebb vízlépcsőknél 2,7%-nak adódott, az érzékenyebb *Oncorhynchus tshawytscha* nevű lazacfajnál és nagyobb vízlépcsőknél pedig 7–8%-nak (Mathur & Heisey 1994, Mathur *et al.* 1996). A mortalitásra vonatkozó egyéb becslések a turbina típusától függően akár a 82%-os értéket is elérhetik (Mathur *et al.* 1996).

A vízlépcsők nem egy esetben megváltoztatják a folyóvíz kémiai paramétereit. Egyes vízerőműveknél a megnövekedett fluor-koncentráció okozott halpusztulást (Damkaer & Dey 1989). Enyhébb esetekben a fluor-feldúsulás megnöveli a vízerőművek területén való áthaladáshoz szükséges időt a vándorló halfajok számára. A halak későbbi túlélését és reprodukcióját ez a késlekedés hátrányosan érinti (Damkaer & Dey 1989).

A folyókba ékelt betonszerkezetek befolyásolják a halak vándorlási és egyéb életmenet-stratégiáit (Barthem *et al.* 1991). A súlyosabb esetekben azonban a vízlépcső építése az érzékenyebb halfajok kipusztulásával végződik. Az Oklahoma állambeli Red River északi ágában épített vízerőmű például négy csel-lefaj helyi eltűnését okozta (Winston *et al.* 1991). Ponton & Copp (1997) eredményei szerint pedig a vízerőművek működése következtében a halközösségek összetétele megváltozik, mégpedig úgy, hogy az érzékenyebb fajok kipusztulnak a vízlépcsőtől folyásirányban lévő területeken. A közösségszerkezet azonban a kisebb léptékű beavatkozások hatására is változhat, például a nem őshonos fajok térhódítása révén. Martinez és mtsai. (1994) a Colorado állambeli White River folyón épített víztározó halközösségekre gyakorolt hatását követték nyomon. Adataik szerint az építkezés előtt az őshonos fajok aránya magasan meghaladta a nem őshonos fajok gyakoriságát, mind a leendő víztározó felett és alatt. A víztározó megépítése után viszont a duzzasztás felett a fajok 90%-a nem őshonos faj volt, míg ugyanez az arány 80% volt a vízlépcső alatti szakaszon.

A halakhoz hasonlóan folyóvizek magasabb rendű gerincesei, így pl. kajmánok (Mourao & Campos 1995) és édesvízi delfinek (Reeves & Leatherwood 1994) is érzékenyek a vízlépcsők okozta élőhely-változásra, így lokális kipusztulásuk szinte bizonyosra vehető a vízlépcsőépítés után.

A vízlépcsők hatásai a folyó menti élővilágra

Általános vélemény a felkutatott cikkek körében, hogy a vízlépcsők hátrányosan befolyásolják környezetük biodiverzitását (Nemecek 1997). E hatások jó-része közvetlen, és azonnal kimutatható, pl. a halak esetében, ám gyakran csak hosszabb távon értelmezhető, ilyenek például a növényzet változásai (Ligon *et al.* 1995).

Több szerző is hangsúlyozza a vízlépcsőépítéssel és folyószabályozással együtt járó szárazodást (Luoma 1996, Nilsson *et al.* 1997, Williams 1997). Hosszú évtizedek óta megfigyelt tény, hogy a duzzasztott víztározók környékén a természetes vegetáció visszaszorul (Nemecek 1997, Williams 1997). Mindennek ellenére egészen a közelmúltig semmiféle tudományos bizonyíték nem létezett, mely e vélt ok-okozati összefüggést alátámasztotta volna. Éppen ezért nagy jelentőségű Nilssonnak és munkatársainak a *Science*-ben tavaly megjelent cikke. A svéd szerzők hosszú távú adatsorokkal vizsgálták a duzzasztott víztározók növényzetre gyakorolt hatását. Az adataikat Svédország északi és keleti részének folyóit kísérő növényzetéről gyűjtötték, mely folyók egyik része duzzasztott, azaz szabályozott vízhozamú, másik része pedig a természetes állapotot képviseli. Ez a körülmény nagyszerű lehetőséget nyújtott a vízlépcsők által okozott hatások megfelelő kontrollal, azaz a természetes folyókkal történő összehasonlítására. Nilsson és mtsai. (1997) cikkéből kiderül, hogy a duzzasztott-szabályozott folyók partján több mint 40%-kal kevesebb növényfaj találja meg életfeltételeit, mint a

hasonló földrajzi helyzetű, geológiai adottságú és vízhozamú természetes folyók partján. Hosszú távú (az 1920-as évektől kezdődő) adatsorokkal bizonyították azt is, hogy a vízlépcsők megépítése után a partmenti növényzet diverzitása ugyan két-három évtizedig emelkedik, viszont ezt követően folyamatosan csökken, és még a maximum diverzitási értékénél sem éri el a természetes, soha nem szabályozott folyók mentén kialakult vegetáció diverzitását. Egyszerűbben szólva: a növényzet soha nem heveri ki a duzzasztás következményeit (Williams 1997).

A folyó menti vegetáció diverzitásának csökkenése bizonyos növényfajok kipusztulásával jár. A kanadai St. Mary folyón az 1951-ben épült víztározó például jelentős mértékben felelőssé tehető a vízgyűjtő terület nyár- (*Populus balsamifera*, *P. angustifolia*, *P. deltoides*) állományainak hirtelen csökkenéséért (Rood *et al.* 1995). Légifotók elemzése alapján az 1951 és 1985 között eltelt 34 év alatt a nyárállományok területi csökkenését 68%-ra teszik. Egy másik vízerőműnél 48%-os területi csökkenést regisztráltak húsz év alatt, mialatt egy szomszédos, szabályozatlan folyó mellett a csökkenés mindössze 1%-os (és statisztikailag nem-szignifikáns) volt (Rood & Heinze-Milne 1989). A csökkenést mindkét fenti tanulmány a szárazodás magoncok mortalitását növelő hatásának tulajdonítja. Egy még hosszabb időintervallumot felölelő vizsgálat szerint a folyópartoknak a szabályozott vízjárás miatt megnőtt stabilitása csökkentette az árterek élőhelymozaikosságát, és egy faj dominánssá válásával a diverzitás nagyfokú csökkenéséhez vezetett (Barnes 1997).

A vízlépcsőépítés gyakran jár a globális biodiverzitás szempontjából értékes területek elárasztásával. Példa erre Tanzánia néhány különleges erdőtársulása, melyek a Kihansi folyón épített vízlépcső miatti árasztásnak esnek áldozatul (Lovett *et al.* 1997).

Az állatvilág a természetes vagy természetközeli vegetáció visszaszorulását szükségszerűen és kényszerűen követi (McCully 1996). A vizekhez kötődő kételtűek és hüüllők vagy a duzzasztás, vagy élőhelyeik egyéb okból történő eltűnése miatt pusztulnak ki (Richter *et al.* 1997). A Kalifornia északnyugati részén élő sárgalábú béka (*Rana boylei*) állományának csökkenésében például nagy szerepet játszott peterakóhelyeinek eltűnése. A Lewiston folyón épített vízlépcső másik hatása a peték csökkent túlélése volt (Lind *et al.* 1996).

A vízlépcsők nem egy esetben veszélyeztetett gerincesfajok populációit fenyegetik (Mourao & Campos 1995). A vízlépcsőépítés hatásainak felméréséhez többen javasolnak a lehető legtöbb taxonnal folytatott előzetes állományfelméréseket (Mourao & Campos 1995, Luoma 1996). Példának lehetne említeni Copp és mtsai. (1994) halakkal folytatott állományfelmérő vizsgálatát, melynek aktualitását éppen a bősi vízlépcső 1992-es szlovákiai üzembe helyezése adta.

A vízlépcsők pozitív hatásai

A fellelt cikkek közül néhány a vízlépcsőknek és duzzasztásoknak az élővilágra gyakorolt pozitív hatásáról számol be. Így például száraz, sivatagos területeken a víztározók új élőhelyeket létesíthetnek. Északnyugat-Indiában az 1960-as években épített Pong Dam víztározón a területen addig ismeretlen fajok, réce-, sirály- és partimadár-fajok telepedtek meg, és a terület madarainak fajdiverzitása nagymértékben nőtt (Pandey 1993).

A kisebb gátak közvetett módon hasznosak lehetnek a növényzet számára, például talaj-, és árvízvédelmi szempontból (Betts 1984). A vízlépcsők léptékénél jóval kisebb duzzasztások hatásaival több cikk is foglalkozik. Kedvező hatást jelentenek a duzzasztott tavak például a vadállomány számára (Bleich & Weaver 1983). Dél-Afrikában ritka szitakötőfajokat sikerült megtelepíteni, és általában a szitakötők diverzitását növelni kisebb, mezőgazdasági jellegű duzzasztásokkal (Samways 1989).

Vízlépcsők: kockázatok

Habár csak érintőlegesen kapcsolódik a biológia tárgyköréhez, a vízlépcsőkben rejlő kockázati tényezőkkel több, biológiai irányultságú lap is foglalkozik. A vízlépcsők régiójának geológiai szerkezetéből fakadó veszélyekre figyelmeztet Cherry (1996) cikke. A Lesothoban épített Katse vízlépcső a kelet-afrikai Nagy Hasadék-völgy folytatásában lévő medencében tart vissza mintegy kétmilliárd tonna vizet. Ez az óriási tömegű víz egyes geológusok véleménye szerint mintegy 3 cm-rel „behorpasztja” a Föld felszínét a gáttól felfelé eső 6 km átmérőjű medencében, és így befolyásolhatja a szeizmológiailag amúgy is aktív terület rétegeinek és törésvonalainak helyzetét. Két esetben okozott már ilyen „indukált” földrengés katasztrófát a vízlépcsőben okozott károk és árvizek révén. Mindkét esemény Indiában történt; az első, 1967-ben bekövetkezett szerencsétlenségnek 177 halálos áldozata volt, a második pedig közel 10 ezer ember halálát okozta 1993-ban (Cherry 1997).

Egy hasonló katasztrófa veszélye az asszuáni Nagy-gátnál is fennáll (Werner 1997). A különbség az, hogy a veszély itt nagyobb a csapadékosabb években, amikor az 500 km hosszú tározóban akkora tömegű víz gyűlik össze, mely szeizmikus értelemben destabilizálja a területet. Ez a hatás a mélyebben fekvő törésvonalak elcsúszását, földrengést, illetve a gát átszakadását eredményezheti (White 1988, Werner 1997).

A vízlépcsők biztonsága a fentiek alapján kulcskérdés az ilyen beruházásnál. Az Egyesült Államokban kivitelezett nem állami beruházásoknál, azaz koncessziós és magánépítkezéseknél felmerülő biztonsági és felelősségi kérdésekre figyelmeztet Haugh (1984) cikke. Az imént említett, vízlépcsők által okozott károkat a tulajdonos vagy üzemeltető az esetek nagy részében nem képes saját forrásból rendezni, így valamilyen szinten szükség van az állami felelősségvállalásra.

lásra. Haugh (1984) szerint az állami felelősség az emberi élet és tulajdon védelmét kell, hogy felölelje, míg a tulajdonos-üzemeltető felelősségi körébe kell, hogy tartozzanak a környezeti károk.

Lehetséges áthidaló megoldások

A vízlépcsők negatív hatásai némely esetben enyhíthetők. A legfontosabb környezet-átalakító hatást, a szabályozott vízjárás okozta változásokat például jó eséllyel mérsékelni lehet a folyó természetes vízjárásának utánzásával (Travnichuk *et al.* 1995). Ehhez két fő tényező szükséges. Az egyik, hogy egy előzetes vizsgálatok alapján kijelölt minimum vízmennyiségnek mindenkor a folyó vízlépcsőt követő szakaszába kell jutnia. A másik fontos kritérium az, hogy a vízlépcsőn átengedett víz mennyisége kisebb időbeli ingadozást mutasson, illetve az ingadozás megközelítse a természetes vízjárás szezonális ingadozását (Travnichuk *et al.* 1993). Az Egyesült Államokban, Alabama államban levő Tallapoosa folyónál például a minimum-átfolyás biztosítását követően a vízlépcső alatti 3 km-es folyószakaszon előforduló halfajok száma megduplázódott, és az addigi tágtűrűsű fajok mellett a specialista fajok aránya 40%-ról 80%-ra nőtt.

A fajösszetétel és diverzitás kedvező változásai mellett a halak fiziológiai értelemben is kedvezően reagálnak a minimum átfolyás bevezetését követően. Weisberg és Burton (1993) három gyakori halfaj táplálékfogyasztását, kondícióját és növekedési rátáját vizsgálta. Eredményeik szerint a minimum átfolyás biztosítását követően a bentikus gerinctelenek abundanciája szignifikánsan megnőtt, mely bővebb táplálékínálatot jelentett a halaknak, és ez a halak kondíciójának (testtömeg/testhossz hányados) és növekedési rátájának (testhossz/életkor) növekedését eredményezte (Weisberg & Burton 1993).

A vízlépcsők a vándorló halak számára jelentős akadályokat jelentenek (l. fentebb). E probléma megoldására az Egyesült Államokban a harmincas évek óta építenek a vízlépcsőket elkerülő utakat halak számára (Kynard & O'Leary 1993). Az elkerülő utak sikere azonban kétséges, és függ a folyótól és a vándorló halfajoktól is. Néhány esetben, például a Columbia folyón levő Bonneville vízlépcsőnél az elkerülő utak sikeresnek mondhatók, mivel 70–75%-kal több lazacivadék jutott át a vízlépcsőn, mint az elkerülő út megépítése előtt (Gessel *et al.* 1991). Más esetekben azonban, mint például a Massachusetts állambeli Holyoke vízlépcsőnél ennek ellenkezőjét tapasztalták (Kynard & O'Leary 1993). E vízlépcsőnél ugyanis a rádióadókkal jelölt *Alosa sapidissima* nevű heringfaj egyedeinek mindössze 21%-a jutott át az elkerülő utakon. A sikertelenség okát abban látják, hogy a halak nem szívesen használják a megépített terelőjáratokat, így a várakozás és táplálékhiány miatt nagymértékű mortalitást szenvednek (Kynard & O'Leary 1993).

A vízlépcsők lebontása

A vízlépcsők folyóvízi élőhelyekre gyakorolt negatív hatásait felderítve több helyen felismerték a folyók természetes, szabályozatlan folyásának jelentőségét, és indítottak vízlépcső-, illetve vízerőmű-lebontási programokat. Habár e programok viszonylag újkeletűek, van arra példa a szakirodalomban, hogy a vízi gátak lebontása milyen hatásokkal jár a folyók életközösségeire. Az Egyesült Államok Wisconsin államában levő Milwaukee folyón épített Woolen Mills vízlépcső lebontását követően például látványos javulás következett be a folyómenti élőhelyek állapotában és a természetes, szabályozatlan folyókhoz hasonló karakterű halközösségek jöttek létre (Kanehl *et al.* 1997). E folyamat sikerén és más kedvező tapasztalatokon felbuzdulva az amerikai környezetvédő mozgalmak több helyen a vízlépcsők lebontásáért kezdtek nyomást gyakorolni a döntéshozókra (Elfring 1990, Chatterjee 1997). E nyomás következtében például olyan eset is előfordult, hogy konkrét tudományos vizsgálatokat követően maga a Szövetségi Energiaszabályozási Hivatal (Federal Energy Regulatory Commission) javasolta vízlépcső lebontását, mint például a Maine állambeli Kennebec folyón levő Edwards vízlépcső esetében (Malakoff 1997). A legfőbb biológiai érv ebben az esetben a kipusztulással fenyegetett vándorló halfajok megmentése volt (Malakoff 1997).

A vízlépcsők lebontása azonban nemcsak az élővilág számára kedvező, hanem árvízvédelmi szempontból is előnyös. Az Egyesült Államok központi mérnöki testülete (US Army Corps of Engineers) például ötvenéves működés után jutott arra a felismerésre, hogy a folyók által biztosított korridorok kiszélesítése, azaz az árterületek növelése és restaurációja hatékonyabb, és a folyóvízi élőhelyek szempontjából kedvezőbb megoldás, mint a gátak és tározók építése (Christensen 1997). A megnövelt árterületeken mezőgazdasági művelést terveznek, illetve természetvédelmi területeket alakítanak ki az egykori mocsaras-vizenyős élőhelyek restaurációjával (Christensen 1997). E felismerés nagyban hozzájárult ahhoz, hogy Kaliforniában 1997-ben összesen nyolc kisebb vízlépcsőt bontottak le, és 1998-ban tizenötöt terveznek „eltüntetni” (Chatterjee 1997). A vízlépcsők lebontásának jelentőséget mutatja, hogy a közvélemény érdeklődésének megfelelően a probléma gyakran szerepel a médiában (pl. Anonymous 1997a).

Mindezen kedvező tapasztalatok és fejlemények természetesen csak olyan közegben nyilvánulhatnak meg, amelyben a környezeti-ökológiai szempontok jobban érvényesülnek a döntéshozási folyamatban. E folyamatnak több komponense van. Egyik, hogy a tudományos közvélemény hivatalos állásfoglalásai nagy súllyal vesznek részt a problémák megítélésében. A vízlépcsőkkel kapcsolatosan például az Amerikai Halászattudományi Társaság (American Fisheries Society) hivatalos állásfoglalását lehetne említeni (Tyus & Winter 1992), mely részletesen bemutatja a vízlépcsőknek a halakra gyakorolt hatásait és megoldási mó-

dokat is javasol. Hasonló megközelítésű Laitin (1995) cikke, mely erdészeti szempontból tekinti át a problémát.

Az általános problémafelvetésben és a megoldások megismertetésében a médiának óriási szerepe van. Ennek alátámasztására az elektronikus média mellett az ismeretterjesztő folyóiratok szerepét lehetne kiemelni. A vízlépcső-problematika kapcsán itt Luecke (1990), Anonymous (1997b) és Reisner (1997) cikkét érdemes példaként felhozni. Tanulságos példának a vízlépcsők engedélyeztetési eljárását lehetne említeni. Az amerikai vízierőművek-vízlépcsők mostanában esedékes újraengedélyeztetésénél például nagy nyomás nehezedett a civil szféra felől a kormányzatra, hogy az engedélyek kiadásánál jobban érvényesítse a környezeti-ökológiai szempontokat. E nyomás eredményeképpen a Clinton-kormány a Szövetségi Energiaszabályozási Hivatal engedélyeket kiadó bizottságának élére a környezetvédelmi kérdésekben járatos és eziránt elkötelezett hivatalnokokat jelölt (Baker 1994), mely lépés nagyobb teret biztosít a környezeti-ökológiai szempontok érvényesülésének.

Végezetül pedig a konkrét „ügyek” kapcsán felmerülő, eseti állásfoglalások és ismertetőik szerepét lehetne kiemelni. A fellelt cikkek közül néhány a vízlépcsők körüli vita és a lebontásukért folytatott kampány kapcsán mutatja be ennek jelentőségét. A Grand Canyon megmentése érdekében például a Colorado folyó egyik legnagyobb erőműve, a Glen Canyon Dam ellen az egyik legbefolyásosabb környezetvédő szervezet, a Sierra Club emelt szót (Elfring 1990). A kibontakozó vitában több ügynökség részvételével folytattak egyeztetéseket, melynek során mindenki számára elfogadható kezelési tervet dolgoztak ki (Elfring 1990). Hasonló probléma érintette a Colorado folyó egy másik vízlépcsőjét, a Two Forks vízlépcsőt; itt is az erőmű által átengedett vízmennyiség volt a vita tárgya (Luecke 1990).

Összegzés

A vízlépcsők összegzett biológiai hatásának objektív elemzésére összevettem az élővilágra kedvező, illetve a hátrányos hatásokról beszámoló tudományos cikkek számát. A Hivatkozott irodalom c. részben szereplő és a vízlépcsőket megemlítő 63 cikk közül 42 (66,7%) foglalkozik a vízlépcsők valamilyen biológiai hatásával. Ezek közül 40 (95,2%) a vízlépcsőknek az élővilág vizsgált részére gyakorolt hátrányos hatásáról számol be, és 2 (4,8%) cikk említ pozitív hatásokat. Ha nullhipotézisünk az, hogy a vízlépcsők nem károsak az élővilágra, akkor a 42 cikk fele, azaz 21 kerülne a negatív, és 21 a pozitív konklúziójú cikkek közé. A talált arány (40 negatív és 2 pozitív cikk) ettől szignifikánsan eltér (feltételes binomiális egzakt teszt [conditional binomial exact test, Rice 1988], $p < 0,0001$), így jogos a megállapítás, hogy a vízlépcsők károsan hatnak az élővilágra. Ez az

állítás még akkor is érvényes, ha a két cikket, mely ugyan sokkal kisebb léptékben, de a duzzasztások előnyeiről szól (Bleich & Weaver 1983, Samways 1989) a pozitív cikkek közé számítjuk (40 negatív és 4 pozitív cikk, feltételes binomiális egzakt teszt, $p < 0,0001$).

A vízlépcsőkkel foglalkozó 63 cikk első szerzőinek országonkénti megoszlása a következő volt: Egyesült Államok: 37 (59,7%), Egyesült Királyság: 12 (19,0%), Kanada: 6 (9,7%), Brazília: 2 (3,2%), Németország: 1 (1,6%), Francia Guyana: 1 (1,6%), ismeretlen: 4 (6,5%). Annak ellenére, hogy a bős–nagyvarosi vízlépcsőrendszer terve több mint 20 éve, a bős–gabcikováti „C-variáns” pedig több mint öt éve valóság Magyarországon, mindössze egy cikk szerepel a referált folyóiratokban (Copp *et al.* 1994), melynek aktualitását e vízlépcső adta. E cikk azonban inkább előzetes állományfelméréssel, mint a hatás vizsgálatával foglalkozik. A referált folyóiratokban sem a dunai vízlépcső(k) hatásával, sem magyar első szerző tollából származó, vízlépcsőkkel kapcsolatos cikket nem lehetett felteni.

Irodalomjegyzék

- Anonymous (1997a): New plan for rescuing the salmon: Breaching of dams would let endangered fish swim to sea. – *New York Times* **146**: B8.
- Anonymous (1997b): A dammed shame. – *Amicus Journal* **19**: 7.
- Aubrey, D. G. (1993): Coastal erosion's influencing factors include development, dams, wells, and climate change. – *Oceanus* **36**: 5–9.
- Baker, B. (1994): Aquatic systems a concern as the government relicenses dams. – *BioScience* **44**: 433.
- Barnes, W. J. (1997): Vegetation dynamics on the floodplain of the lower Chippewa River in Wisconsin. – *Journal of the Torrey Botanical Society* **124**: 189–197.
- Barthem, R. B., de Brito Ribeiro, M. C. L. & Petrere, M. (1991): Life strategies of some long-distance migratory catfish in relation to hydroelectric dams in the Amazon basin. – *Biological Conservation* **55**: 339–345.
- Betts, L. A. (1984): Against heavy odds, Iowa watershed dams do their job. – *Soil and Water Conservation News* **5**: 5.
- Bleich, V. C. & Weaver, R. A. (1983): "Improved" sand dams for wildlife habitat management. – *Journal of Range Management* **36**: 133.
- Chatterjee, P. (1997): Dam busting. – *New Scientist* **154**: 34–37.
- Cherry, M. (1996): Tectonic rift 'may threaten' Lesotho dam. – *Nature* **380**: 193.
- Christensen, J. (1997): California floods change thinking on need to tame rivers. – *New York Times* **146**: C4.
- Copp, G. H., Guti, G., Rovny, B. & Cerny, J. (1994): Hierarchical analysis of habitat use by 0+ juvenile fish in Hungarian/Slovak flood plain of the Danube River. – *Environmental Biology of Fishes* **40**: 329–348.
- Damkaer, D. M. & Dey, D. B. (1989): Evidence for fluoride effects on salmon passage at John Day Dam, Columbia River, 1982–1986. – *North American Journal of Fisheries Management* **9**: 154–162.

- Elfring, C. (1990): Conflict in the Grand Canyon: how should Glen Canyon dam be operated? – *BioScience* **40**: 709–711.
- Fearnside, P. M. (1995): Hydroelectric dams in the Brazilian Amazon as sources of 'Greenhouse' gases. – *Environmental Conservation* **22**: 7–19.
- Fearnside, P. M. (1996a): Hydroelectric dams in Brazilian Amazonia: response to Rosa, Schaeffer & dos Santos. – *Environmental Conservation* **23**: 105–108.
- Fearnside, P. M. (1996b): Montreal meeting on 'greenhouse' gas impact of hydroelectric dams. – *Environmental Conservation* **23**: 272–273.
- Fearnside, P. M. (1997): Greenhouse-gas emissions for Amazonian hydroelectric reservoirs: the example of Brazil's Tucuruí Dam as compared to fossil fuel alternatives. – *Environmental Conservation* **24**: 64–75.
- Gessel, M. H., Williams, J. G. & Brege, D. A. (1991): Juvenile salmonid guidance at the Bonneville Dam second powerhouse, Columbia River, 1983–1989. – *North American Journal of Fisheries Management* **11**: 400–412.
- Haugh, J. S. (1984): Safety of non-federal dams: who's responsible? – *Agricultural Engineering* **65**: 18–20.
- Humborg, C., Ittekkot, V., Cociasu, A. & V. Bodungen, B. (1997): Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. – *Nature* **386**: 385–388.
- Jukofsky, D. (1992): Rainforest at risk: dam construction effects on rainforest ecosystem. – *American Forests* **98**: 36–38.
- Kanehl, P. D., Lyons, J. & Nelson, J. E. (1997): Changes in the habitat and fish community of Milwaukee River, Wisconsin, following removal of the Woolen Mills Dam. – *North American Journal of Fisheries Management* **17**: 387–400.
- Kynard, B. & O'Leary, J. (1993): Evaluation of a bypass system for spent American shad at Holyoke Dam, Massachusetts. – *North American Journal of Fisheries Management* **13**: 782–789.
- Laitin, J. (1985): The Big A affair. – *American Forests* **91**: 46–49.
- Ligon, F. K., Dietrich, W. E. & Trush, W. J. (1995): Downstream ecological effects of dams. – *BioScience* **45**: 183–192.
- Lind, A. J., Welsh, H. H., Jr. & Wilson, R. A. (1996): The effects of a dam on breeding habitat and egg survival of the foothill yellow-legged frog (*Rana boylei*) in northwestern California. – *Herpetological Review* **27**: 62–67.
- Lovett, J. C., Hatton, J., Mwasumbi, L. B. & Gerstle, J. H. (1997): Assessment of the impact of the Lower Kihansi Hydropower Project on the forests of Kihansi Gorge, Tanzania. – *Biodiversity and Conservation* **6**: 915–933.
- Luecke, D. F. (1990): Controversy over Two Forks Dam. – *Environment* **32**: 42–45.
- Luoma, J. R. (1996): The drying of the rivers. – *Audubon* **98**: 26–28.
- Lutz, D. S. (1995): Gas supersaturation and gas bubble trauma in fish downstream from a midwestern reservoir. – *Transactions of the American Fisheries Society* **124**: 423–436.
- Malakoff, D. A. (1997): Agency says dam should come down. – *Science* **277**: 762.
- Martinez, P. J., Chart, T. E., Trammell, M. A., Wullschleger, J. G. & Bergersen, E. P. (1994): Fish species composition before and after construction of a main stem reservoir on the White River, Colorado. – *Environmental Biology of Fishes* **40**: 227–239.
- Mathur, D. & Heisey, P. G. (1994): Turbine-passage mortality of juvenile American shad at a low-head hydroelectric dam. – *Transactions of the American Fisheries Society* **123**: 108–111.
- Mathur, D., Heisey, P. G. & Euston, E. T. (1996): Turbine passage survival estimation for chinook salmon smolts (*Oncorhynchus tshawytscha*) at a large dam on the Columbia River. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**: 542–549.
- McCully, P. (1996): *Silenced rivers: the ecology and politics of large dams*. – Zed Books, NJ, USA.
- Milliman, J. D. (1997): Blessed dams or damned dams?. – *Nature* **386**: 325.

- Mourao, G. & Campos, Z. (1995): Survey of broad-snouted caiman *Caiman latirostris*, marsh deer *Blastocerus dichotomus* and capybara *Hydrochaeris hydrochaeris* in the area to be inundated by Porto Primavera Dam, Brazil. – *Biological Conservation* **73**: 27–31.
- Nemecek, S. (1997): Frankly, my dear, I don't want a dam. How dams affect biodiversity. – *Scientific American* **277**: 20.
- Nestler, J. M., Ploskey, G. R. & Pickens, J. (1992): Responses of blueback herring to high-frequency sound and implications for reducing entrainment at hydropower dams. – *North American Journal of Fisheries Management* **12**: 667–683.
- Nilsson, C., Jansson, R. & Zinko, U. (1997): Long-term responses of river-margin vegetation to water-level regulation. – *Science* **276**: 798–800.
- Pandey, S. (1993): Changes in waterbird diversity due to the construction of Pong Dam reservoir, Himachal Pradesh, India. – *Biological Conservation* **66**: 125–130.
- Pearce, F. (1996): Trouble bubbles for hydropower. – *New Scientist* **150**: 28–31.
- Ponton, D. & Copp, G. H. (1997): Early dry-season community structure and habitat use of young fish in tributaries of the River Sinnamary (French Guiana, South America) before and after hydrodam operation. – *Environmental Biology of Fishes* **50**: 235–256.
- Reeves, R. R. & Leatherwood, S. (1994): Dams and river dolphins: can they co-exist? – *Ambio* **23**: 172–175.
- Reisner, M. (1997): The beautiful and the dammed. – *Amicus Journal* **19**: 40–42.
- Rice, W. R. (1988): A new probability model for determining exact P-values for 2 ± 2 contingency tables when comparing binomial proportions. – *Biometrics* **44**: 1–22.
- Richter, B. D., Braun, D. P., Mendelson, M. A. & Master, L. L. (1997): Threats to imperiled freshwater fauna. – *Conservation Biology* **11**: 1081–1093.
- Rood, S. B. & Heinze-Milne, S. (1989): Abrupt downstream forest decline following river damming in southern Alberta. – *Canadian Journal of Botany* **67**: 1744–1749.
- Rood, S. B., Mahoney, J. M. & Reid, D. E. (1995): Instream flows and the decline of riparian cottonwoods along the St. Mary River, Alberta. – *Canadian Journal of Botany* **73**: 1250–1260.
- Rosa, L. P., Schaeffer, R. & Santos, M. A. D. (1996): Are hydroelectric dams in the Brazilian Amazon significant sources of 'greenhouse' gases? – *Environmental Conservation* **23**: 2–6.
- Samways, M. J. (1989): Farm dams as nature reserves for dragonflies (Odonata) at various altitudes in the Natal Drakensberg Mountains, South Africa. – *Biological Conservation* **48**: 181–187.
- Thorp, J. H., Black, A. R. & Haag, K. H. (1994): Zooplankton assemblages in the Ohio River: seasonal, tributary, and navigation dam effects. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **51**: 1634–1643.
- Travnicek, V. H., Bain, M. B. & Maceina, M. J. (1995): Recovery of a warmwater fish assemblage after the initiation of a minimum-flow release downstream from a hydroelectric dam. – *Transactions of the American Fisheries Society* **124**: 836–844.
- Tyus, H. M. & Winter, B. D. (1992): Hydropower development: American Fisheries Society policy statement. – *Fisheries* **17**: 30–32.
- Voelz, N. J., Poff, N. L. & Ward, J. V. (1994): Differential effects of a brief thermal disturbance on caddisflies (Trichoptera) in a regulated river. – *American Midland Naturalist* **132**: 173–182.
- Voelz, N. J. & Ward, J. V. (1991): Biotic responses along the recovery gradient of a regulated stream. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **48**: 2477–2490.
- Voelz, N. J. & Ward, J. V. (1996): Microdistributions of filter-feeding caddisflies (Insecta: Trichoptera) in a regulated Rocky Mountain river. – *Canadian Journal of Zoology* **74**: 654–666.
- Watters, G. T. (1996): Small dams as barriers to freshwater mussels, (Bivalvia, Unionoida) and their hosts. – *Biological Conservation* **75**: 79–85.

- Wehr, J. D. & Thorp, J. H. (1997): Effects of navigation dams, tributaries, and littoral zones on phytoplankton communities in the Ohio River. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **54**: 378–395.
- Weisberg, S. B. & Burton, W. H. (1993): Enhancement of fish feeding and growth after an increase in minimum flow below the Conowingo Dam. – *North American Journal of Fisheries Management* **13**: 103–109.
- Werner, L. (1997): Dam safety: does record flooding threaten the Aswan High Dam? – *Scientific American* **277**: 31–32.
- White, G. F. (1988): The environmental effects of the High Dam at Aswan. – *Environment* **30**: 4–11.
- Williams, N. (1997): Dams drain the life out of riverbanks. – *Science* **276**: 683.
- Winston, M. R., Taylor, C. M. & Pigg, J. (1991): Upstream extirpation of four minnow species due to damming of a prairie stream. – *Transactions of the American Fisheries Society* **120**: 98–105.

An overview of the literature on the biological effects of dams

Lengyel, Sz.

*Department of Evolutionary Zoology and Human Biology, Kossuth L. University
H-4010 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary*

Abstract: The most important refereed journals was searched for scientific papers published about the biological effects of dams in order to evaluate the influence dams exert on living systems. The articles found report on both direct and indirect effects of dams on the riverine and riparian biota. The physical and chemical modifications of waterbed habitats encompass the alteration of water chemistry parameters, enhanced sedimentation and change in the element composition of the river water, the latter of which can even be connected to the eutrophication of seas. The emission of greenhouse gases is also mentioned as an indirect effect of dams. In general, riverbed communities react with a decrease in diversity to the building of dams. This effect has been demonstrated in phyto- and zooplankton as well as macroscopic animal communities. For mussels and fish dams represent physical barriers. Other effects of dams on fish include the alteration of migration and other life history strategies, increased mortality during migration and the extinction of species. One of the most significant effects on the riparian biota of dams is drought, which leads to a decrease in plant diversity and the final disappearance of some species. Dams may, however, function to maintain habitats due to their role in soil and flood protection, and in some cases, for example in arid desert areas, they may play a part in creating new habitats. Some of the articles concern the geological risks and security issues of dams. Other papers emphasize the role of solutions suggested to alleviate the biological problems (e.g., imitation of the variability of the natural flow of water, construction of passages for migratory fishes, etc.). Similarly, articles deal with the positive effects of the removal of dams, for example, the stabilization of fish communities and the spectacular improvement of riparian habitats. In summary, the majority (95.2%) of the articles found inform about negative effects on the investigated part of the biota, which ratio is significantly different from a random distribution ($p < 0.0001$). None of the articles found was written by a Hungarian first author and none has dealt with the consequences of the Bős-Nagymaros construction projects.

Keywords: dam, biological effects of dams, ecology, review, Bős-Nagymaros

Ökológiai hálózatok kialakításának lehetőségei Magyarországon, Sopron környéki ökológiai hálózat-tervezet

Moskovits Pál¹ & Tímár Gábor²

¹ERDÉRT RT, 1037 Budapest, Góbé u. 13

²ÁESZ Váci ETI, 2600 Vác, Rádi u. 4

Összefoglaló: Ökológiai hálózatok kialakításának elméleti indoklása után a helyi léptékű tervezés Sopron környéki példáján keresztül a célokat, a tervezés lehetséges módszereit és a különböző területek ökológiai hálózat szempontjából kialakítandó szerepét kívánjuk bemutatni. A hálózat tervezésének alapját a terület természetvédelmi szempontú értékelése jelentette, amit többek között terepi bejárások és az Erdészeti Adattár térinformatikai jellegű kiértékelése is segített. A munka végeredménye egy 1 : 50 000 léptékű ökológiai hálózattérkép, az elkülönített területegységek állapotleírásával, és a javasolt intézkedésekkel.

Kulcsszavak: természetvédelem, ökológiai hálózat, Sopron, GIS, Erdészeti Adattár

Bevezetés

A természetvédelem eddigi tevékenysége nem tudta megállítani a természet állapotának romlását. Az élőhelyek feldarabolódását és elszigetelődését igyekszik megakadályozni az ökológiai hálózatok tervezése és megvalósítása, illetve ennek a megközelítésnek a gyakorlati alkalmazása, melyet a többi természetvédelmi tevékenységgel egy időben, és nem helyette célszerű alkalmazni.

Jelen tanulmányunkban az ökológiai hálózatok általános értelmezését, elméleti vonatkozású vizsgálatokat, az európai törekvéseket, a magyarországi eseményeket, és egy konkrét esettanulmányon keresztül a tervezés lépéseit szeretnénk ismertetni, a térinformatikai lehetőségeket is bemutatva.

Ökológiai hálózatok alkalmazása

A következőkben az ökológiai hálózatok általános felépítését, és az eddigi tudományos vizsgálatok eredményeit szeretnénk ismertetni.

Ökológiai hálózatok részei, elemei

Az ökológiai hálózatok elemei általában a következők:

- magterületek (core areas)
- puffer területek (buffer areas)

- ökológiai folyosók (ecological corridors), „lépőkövek” (stepping stones)
- természetfejlesztési, rehabilitációs területek (nature development areas)

A természetvédelmi törvényben (1996. LIII. tv.) a következő meghatározást találjuk: „*ökológiai hálózat a természeti, természetközeli területek valamint védett természeti területek és védőövezetük ökológiai folyosókkal biztosított biológiai kapcsolatainak egységes elnevezését jelenti*”.

Magterületek. Ebbe a kategóriába sorolják azokat a területeket, amelyek regisztráltan jelentős környezeti-, természetvédelmi értéket képviselnek; jelenleg is védelem alatt állnak, vagy arra érdemesek. A védettség lehet országos vagy nemzetközi szintű (Ramsari területek, UNESCO bioszféra rezervátumok, világörökség természetvédelmi területei, EU diploma területei stb.). A magterületek természetes vagy természetközeli vegetációval, élővilággal rendelkeznek, így forrásai lehetnek minden szempontból a többi területnek (pl. mag, migráció stb.). A magterületeken – céljukból következően – a szociális funkciókat csökkenteni kell (turizmus, rekreáció, sport).

Puffer területek (védőzónák). Ezek védik a magterületeket a külső – közvetlen és közvetett emberi – hatásoktól. Ez a hatás lehet pl. a talajvízszint mélységének és minőségének változása, eutrofizáció, tápanyag-bemosódás a mezőgazdasági területekről, vagy a pihenés, kikapcsolódás funkciójának átvétele a magterületektől. Nem a terület természeti értéke az elsődleges meghatározó tényező, hanem a magterületre gyakorolt környezeti hatása.

A törvényben a védett területek körül kialakítandó védőövezetéről a következőket olvashatjuk: „*A védőövezet rendeltetése, hogy megakadályozza vagy mérsékelje azoknak a tevékenységeknek a hatását, amelyek a védett természeti terület állapotát vagy rendeltetését kedvezőtlenül befolyásolnák*”.

Ökológiai és zöld folyosók, „lépőkövek”. Az ökológiai folyosó olyan zónák, tájszerkezeti elemek összessége, amelyek lehetővé teszik a természetes területek között a flóra és a fauna mozgását többé-kevésbé természetes környezetben. Sok formája lehet, nem feltétlenül folyamatos lineáris terület, mint pl. egy csatorna partja vagy egy zárt erdősáv. Lehet lépőkövek láncolata, ahol az élőlények nyugalmat, biztonságot, táplálékot találhatnak két magterület közötti mozgásuk alkalmával. Az ökológiai folyosók kialakításához azonban elengedhetetlen a fajok szükségleteinek, viselkedési jellemzőinek ismerete. Többek között a magterületek közötti minimális távolság is jelentős mértékben függ a vizsgált fajcsoporttól. Akadályok viszont nem megengedhetők a folyosó területén, azokat át kell hidalni (pl. autópálya).

Egyes szerzők az ökológiai és a zöld folyosó fogalmakat szinonimaként értelmezik, mások viszont jelentős különbségeket tesznek (Gyulai 1996). A különbség az, hogy a zöld folyosó is növényzettel borított, de az nem természetes eredetű (pl. egy út vagy csatorna menti füves sáv).

A törvényi megfogalmazás szerint: „*ökológiai (zöld) folyosó a természeti és természetközeli területek között, a biológiai kapcsolatot biztosító vagy azt elősegítő területek, sávok és mozaikok láncolata*”.

Természetfejlesztési (rehabilitációs) területek. Ez a fogalom Nyugat-Európából származik, ahol a gazdasági fejlődés (ipar, urbanizáció) és az intenzív mezőgazdaság mára nagymértékben lecsökkentette a természetszerű területek számát és méretét. Néhány véletlen példa megmutatta, hogy a természet képes visszafoglalni a magára hagyott területeket, és ott újra a természetes folyamatok lesznek a jellemzőek. Ilyen példa Hollandiában az Oostvaardersplassen a Flavoland-polder nyugati részének esete.

1968-ban megépítették a tengertől az új poldert elválasztó gátat. Az új szárazföld a végleges csatornázás előtt állt, továbbra is nedves körülmények között. Néhány év alatt egy magas természeti értékű, önszabályozó vizes biotóp alakult ki, ami ma a Ramsari területek közé tartozik, és az EU Madárvédelmi Határozatának védelme alatt áll. Ez volt az egyik első megvalósulása a természet rehabilitációjának ilyen módon (Zadelhof 1995). Azóta az Oostvaardersplassen a holland ökológiai hálózat magterületei közé tartozik, és hasonló sikeres példakkal találkozhatunk máshol Hollandiában, Németországban, Franciaországban vagy Magyarországon.

A fejlesztés lehetőségét az abiotikus környezeti jellemzők (talaj, klíma) és a terület minimálisan szükséges nagysága határozza meg.

Sziget- és metapopuláció-elmélet, élőhely-elszigetelődés, vizsgálatok zöld folyosók működéséről, kialakításáról

A sziget-biogeográfiai kutatások egyik első alapműve McArthur és Wilson New Jerseyben megjelent munkája volt (McArthur & Wilson 1967). Tényleges szigetek élővilágának változását vizsgálták időben és térben, és általános matematikai összefüggések feltáráására törekedtek. Ennek főbb megállapításai a következők voltak:

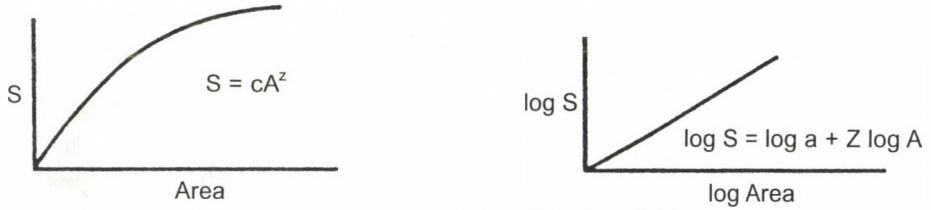
1. Egy szigeten a megtalálható fajok száma a sziget területének függvényében az $S = C \times A^z$ összefüggés szerint változik (1. ábra), ahol S a fajok száma, A a terület nagysága, C a fajtól, a terület mértékegységétől függő állandó, z szintén egy állandó. Tehát nagyobb szigeten több faj található meg az egyensúlyi állapotban.

2. Többszörös regresszió-analízisek szerint a terület nagysága (A) alapvetően önmagában határozza meg a szigeteken kialakuló fajszámot. A terület nagysága (A) összefüggésben van a környezet változatosságával, ami a fajszámra közvetlenebbül hat, azonban minőségi jellemző, nehéz számszerűsíteni.

A szigetek biológiai egyensúlyának ismerete vezethet minket a bevándorlás, kipusztulás megismeréséhez. Ez a biológiai egyensúly akkor következik be egy adott szigeten, ha a bevándorlás és a kipusztulás azonos mértékű lesz (faj/idő egységben). A szerzők levezetett modellje szerint a fajszám logaritmus a terület nagyságának növekedésével párhuzamosan gyorsabban nő a kontinenstől távoli szigeteken, mint a közeliéknél, és a szárazföldtől való távolság növekedésével a kis szigeteken gyorsabban csökken, mint a nagyobbakon. A modell paramétereit és a faj-terület görbe jellegét változtatják meg, ha szigetcsoport vagy közbenső lépőkövek találhatóak a konkrét esetekben.

3. Az élőhelyszigetek (más, azoktól radikálisan nem különböző élőhelyekkel körülvéve) fajösszetételüket illetően abban biztosan jelentősen különböznek az eddig tárgyalt óceáni szigetektől,

1. ábra. A sziget területének és a fajok számának logaritmikus összefüggése



hogy a már jelenlévő fajok sokkal nagyobb, állandó nyomás alatt vannak a környező élőhelyekről érkező kevésbé adaptálódott fajok bevándorlása miatt. A másik oldalról egy élőhelyszigetet meghódító faj nehezebb helyzetben van a vetélytársak állandó nagyobb változatossága miatt.

4. A lépőkövek szerepét a megnövekvő szétterjedésben vélik felfedezni a mű szerzői. Eszerint akármilyen kis lépőkősziget is jelentősen megnöveli az élőlények cseréjének mértékét, annak elhelyezkedésétől függetlenül.

Főnti munka megjelenése után pezsgő tudományos vita bontakozott ki az alapelvek és azok alkalmazhatóságát illetően a szigetelmélettel (island theory) kapcsolatban. Számos óceáni szigeten végeztek felméréseket, és vizsgálták az elméletek helyességét, pl. görög vulkáni szigeteken, többszöri kitérés mellett vizsgálták az edényes flóra kialakulását, változását (Raus 1988), míg más esetekben szigetek madárvilágát tanulmányozták (Diamond 1969). Áttekintést Connor & McCoy (1979), McGuinness (1984) és Báldi (1997) készített.

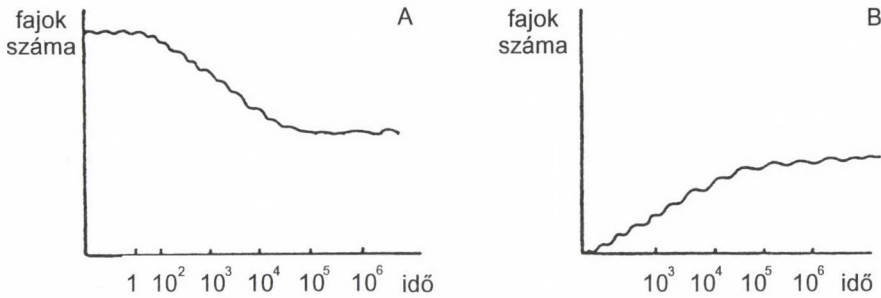
A metapopuláció-elmélet (metapopulation theory) az élőhely-elszigetelődés hatásának vizsgálatát teszi lehetővé (Opdam 1991). Metapopulációnak nevezik azt a populációt, amely egymástól elhatárolt egységekből (szubpopulációkból) épül fel, amelyek között a génáramlás lehetősége folyosókon keresztül adott (lásd 3. ábra). A szubpopulációkra jellemző a kipusztulás és újra betelepülés ciklikussága (turnover).

Élőhelyek határaitól, lineáris jellegű szegélyek, bokrosok, erdősávok élőhelyteremtő (edge effects) vagy folyosó jellegű szerepéről (Harris 1988), a fent említett biológiai egyensúly jellegéről (Gilbert 1980) számos elméleti okfejtés és gyakorlati kutatási eredmény látott napvilágot.

Egyes fajok vagy fajcsoportok igényeinek vizsgálatára is sor került, illetve hogy ezek használják-e a számukra létesített folyosót, átjárót (Hunt *et al.* 1989, Naiman *et al.* 1993), pl. annak fajtája, szélessége (Baur & Baur 1992) függvényében.

Jelentős vita bontakozott ki az SLOSS (Single Large Or Several Small = Kevés nagy vagy sok kis védett terület szükséges a természetvédelemben?) kérdéssel kapcsolatban (Burkey 1989).

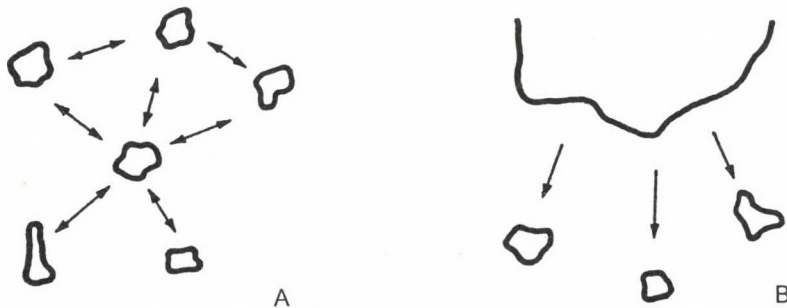
2. ábra. Az egyensúlyi fajszám elérése eredetileg fajban gazdagabb és szegényebb szigetek esetében.



Különbséget lehet tenni az óceáni szigetek és a szárazföldi fragmentumok között abban is, hogy míg az első alulról, addig a második felülről közelíti meg az egyensúlyt (Peterken 1981). Az egyensúly elérése egy eredetileg fajban gazdagabb és egy szegényebb szigeten (pl. tenger szintjének emelkedése (A) és vulkáni eredet (B)) különböző lesz, a vulkáni sziget soha nem fogja elérni azonos körülmények között a másik fajszámát (Harris 1984) (2. ábra).

Az erdőkre vonatkozatható általános szigetelméleti megállapításokat Peterken (1981) a következőkben foglalja össze (Angliára vonatkozóan):

- azok az elsődleges erdőterületek (az erdőtakaró még egyszer sem volt eltávolítva), amelyek minimális izolációt szenvedtek el és a kipusztulást elhanyagolhatóan kicsinek tekintjük „kontinensként” működhetnek és a szétterjedés forrásai lehetnek – B eset –, míg az A-ban a helyi kipusztulás (local extinction) esélye ennek hiányában sokkal nagyobb (3. ábra),
- az utóbbi időben az elsődleges erdők területének csökkenése a fauna csökkenését okozhatja az új egyensúly beállásáig, stabil kezelés esetében is,
- az új másodlagos erdők nem valószínű, hogy tartalmazni fogják az összes fajt, ami megtalálható ott az életfeltételeit,
- azok a másodlagos erdők, amelyek közelebb vannak – különösen a nagy területű – elsődleges erdőkhez gazdagabbak lesznek, mint a többi.



3. ábra. Élőhelyszigetek két fajtája.

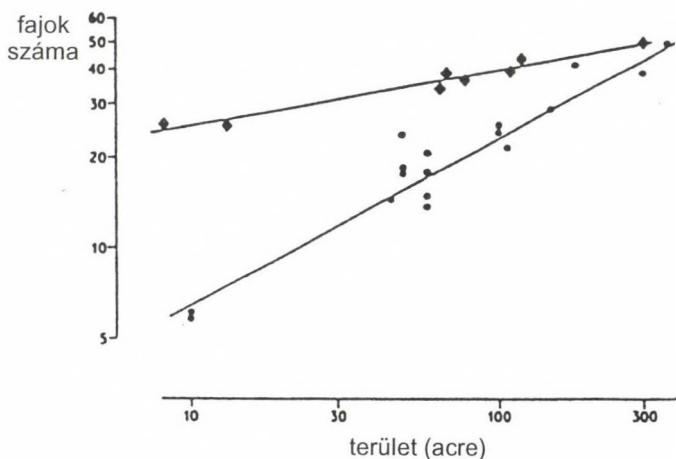
Ezeket az elveket alkalmazva elkészítették Skócia erdei élőhelyhálózatának tervét (forest habitat network for Scotland) (Peterken *et al.* 1995).

Izolált erdőfoltok (kultúrtájban és vízzel körülvéve) növény- és állatvilágát vizsgálva egyes eredmények alátámasztják a terület-faj feltételezett összefüggést (területnagyság és a fajszám logaritmusos szoros kapcsolatban van) (Zacharias & Brandes 1990, Nilsson & Nilsson 1982).

Helliwell (1976) vizsgálata szerint Délkelet-Anglia erdeje esetében a madár- és növényvilág természetvédelmi értéke nincs összefüggésben a terület nagyságával, ami arra figyelmeztet, hogy konkrét esetekben a terület gazdálkodási múltját is figyelembe kell venni, ez is meghatározó lehet. Dzwonko & Loster (1988) 66 erdőfoltot vizsgált a Kárpátok nyugati lábainál, amik korábban jó részt összefüggő erdőt alkottak. A megtalálható fajok számát az élőhely változatosságától, a folt területétől, alakjától, izolációjától és a lombkorona- és cserjeszint fedettségétől találta függőnek. A régen izolálódott, bolygatott foltokat összehasonlítva a napjainkban izolálódott, nem annyira bolygatottakkal az elsőkből kevesebb cserje- és fafajt (a Quercus-Fagetea sorozatból), illetve növény és állatvektort, viszont több nem erdei és szélel terjedő fajt talált. Peterken (1981) vizsgálatai bizonyították, hogy kis szigeteken az utánpótlás hiánya miatt gyorsabb a kipusztulás sebessége, mint a nagyobbakon. Ez azt jelenti, hogy a logaritmusos skálán ábrázolt területnagyság-fajszám egyenes kis szigetek esetében laposabb. Ugyanezt támasztja alá többek között Harris (1984) is. Erdőfoltok fajszám-terület viszonyait vizsgálta Peterken (1981) (4. ábra) Rockingham (◆) és Cambridgeshire (●) körzetében (minden jel egy erdőfoltot jelez). Ugyanolyan termőhelyi viszonyok között a második sorozat sokkal izoláltabb volt, és hosszabb ideje szűnt meg az összefüggő erdőtakaró. Hooper értelmezése szerint a relaxációval állunk szemben, vagyis a rockinghami erdők csak néhány fajt vesztek el, amióta izolálódtak, míg a cambridgeshire-iek közül a 300 acre (kb. 121 ha) alatti területek az elmúlt közel 1000 évben 25-öt.

Ellenérvek és vélemények az ökológiai hálózattal kapcsolatban

Az ökológiai hálózatokkal szemben támasztott legfontosabb kritikának kell tekintenünk a kellő ismeret hiányát. Ez a fajok igényeinek, viselkedésük ismeretének hiányát jelenti az élővilág minden szintjén. Ettől függ ugyanis az, hogy



4. ábra. Fajszám és területnagyság kapcsolata, eltérő időpontokban izolálódott erdőfoltok esetében

fognak-e működni a folyosók, hogy mely élőlények fogják használni, és képes-e hatni az elszigetelődés ellen.

Másik fontos szempont véleményünk szerint, hogy mely esetekben lehet létjogosultsága egy folyosónak vagy az élőhelyek összekötésének, és az milyen jellegű legyen. Pl. vonuló madarak esetében vizes élőhely-rekonstrukcióval látványos eredményeket lehet elérni, mint azt pl. a kislilik és a daru esetében tapasztalhatjuk az Alföldön. Nem lehet azonban minden azonos élőhelytípust összekötni közvetlenül (pl. törmelékletjőket, sziklagyepeket vagy forráslápokat). Ezek között a többi természetes élőhely teremti meg a kapcsolatot. Természetes endemizmusok kialakulásának is elszigetelődés az alapja, de ez természetes folyamat.

Agresszív gyomfajok, járványok terjedése a tervezett hálózaton keresztül felgyorsulhat, esetlegesen megnyithatjuk az utat ezeknek a fajoknak is. Véleményünk szerint ez ellen nem tudunk tenni az elsődleges célrendszer miatt. Ilyen jellegű inváziók a vizes élőhelyeken a legdinamikusabbak, mint ahogyan azt néhány növényfaj esetében is láthatjuk (pl. *Solidago gigantea*, *Amorpha fruticosa*, *Acer negundo*). Ezek tömeges elszaporodása és terjedése napjainkban általános jelenség.

A folyosók legkeskenyebb pontjain a predátorok esélyei jobbak, és így ez egy új zsákmányszerzési stratégia lehet. Ez a feltételezés a folyosók lineáris, nagyon kötött elképzeléséből fakad, bár néhol előfordulhat ez a jelenség.

A folyosók mellett szóló egyértelmű érv az, hogy a természetben mindig is voltak ilyen jellegű, és sokkal hatékonyabb folyosók is.

Különböző megvalósulási szintek (európai, országos, területi, helyi)

Ökológiai hálózatot különböző szinteken lehet értelmezni és tervezni. Az európai kontinensen a nagy népsűrűség, az intenzív mezőgazdaság, és a jelentős természet- és környezet-átalakító tevékenység miatt talán a leginkább érzékelhető és fenyegető a természetes élőhelyek eltűnése és fragmentációja. Pl. a vizes élőhelyek területe egyes országokban az elmúlt negyven évben kevesebb mint a felére csökkent; a mediterrán természetes erdők eredeti területük 10%-án található meg; az alpin és tengerparti élőhelyek a legveszélyeztetettebbek a kontinensen; a mezőgazdasági tevékenység számos helyen veszélyezteti a természetes és féltermészetes gyepterületeket (Bischoff & Jongman 1993).

Európára természeti változatossága és viszonylag kis méretű országai miatt a több ország területére is kiterjedő veszélyeztetések is jellemzőek. Ezért nemzeti vagy regionális szintű intézkedések nem mindig megfelelőek ezeknek a negatív folyamatoknak a kezelésére, a feladatok megoldására. Egy kontinentális perspektíva hatékonyabb intézkedéseket tesz lehetővé egy közös, biológiai sokféleséget megőrző szemlélet kialakításával és egyeztetett, közösen koordinált tevékenységgel.

Összefoglaló az európai eseményekről

Európai szintű kezdeményezés az EECONET az EU területén, melynek bővítése a többi ország felé várható, bár a támogatási rendszer már különbözni fog. Ez egy kontinentális léptékű tervezet, amiben országonként néhány magterület és nagy léptékű folyosó található (Bennett 1994). Emellett az Európai Tanács diplomaterületek (diploma sites, 44 db) és a védett területek (biogenetic reserves, 330 db 15 országban) hálózatát hozta létre, amelyek csak védett területeket foglalnak magukba (Ribaut 1995). Hollandiának központi szerepe van az ökológiai hálózatok történetében, saját országukban és Európa többi országában is igyekszenek ezt a jellegű megközelítést megismertetni és elfogadtatni.

Országonként az eltérő természetvédelmi hagyományok, gazdasági fejlettség és természeti állapot miatt különbözőek az ökológiai hálózatok tervezésével és kialakításával kapcsolatos események. Pl. Szlovákiában, Észtországban, Dániában nagy múltra tekint vissza a tájszemléletű tervezési gyakorlat és a természetvédelem kapcsolata. Görögország, Portugália jelentős természeti értékekkel rendelkezik, nagyméretű védett területeken. Hollandiában és Németországban komoly erőfeszítéseket tesznek a még meglévő, jelentősen degradált természet szerű területeik védelméért. Részletes helyzetelemzést találunk a Landschap című folyóirat 1995. 3. számában és az ECNC 1996-os kiadványában.

Megközelítésbeli különbséget tapasztalhatunk egyes országok között. Egyes országok az emberi (település, intenzív mezőgazdálkodás) és a természetes táj szétválasztását, míg mások ezek integrációját tűzték ki célul. Tehát kisarkítva pl. „szigorúan védett természetes erdők” és „fagyarak”, vagy általánosan természetközeli erdőgazdálkodás. Ehhez kapcsolódik az eddig csak a védett területekre koncentráló természetvédelem törekvése a nem védett területekre való kilépéssel, és aktív tevékenységekkel.

A gazdaságilag fejlettebb országok gazdasági segítséggel és szankciókkal jelentős nyomást igyekeznek gyakorolni a többi európai országra, hogy azok őrizzék meg a még meglévő természeti értékeiket. Ez gyakran konfliktusforrást jelenthet.

Az Európai Unión belül várhatóan egységes agrár- és természetvédelmi finanszírozás fog kialakulni (Bischoff & Jongman 1993, Baldock *et al.* 1993), ami ezen a nemzetközi együttműködésen keresztül egységesebb természetvédelmi politikát és gyakorlatot fog eredményezni. A csatlakozni szándékozó országoknak is igazodniuk kell majd ezekhez az elvekhez és feltételekhez. Az országok közötti különbségeket azonban ez véleményünk szerint csak hosszú távon fogja megszüntetni.

Magyarországi események, helyzetkép

Magyarországon is megjelent ez a fajta megközelítési mód, részben holland–magyar együttműködésekben, részben nemzetközi konferenciákon és szerződésekben. Magyarországnak jelentős szerepe volt a maastrichti összeurópai konferencia szervezésében, ahol ökológiai hálózatok kialakítását sürgették.

Eddigi munkák

Átfogó országos tervet az IUCN hazai irodája dolgoz ki, mely első fázisában egy általános helyzetfelmérésből, és egy 1 : 1 000 000 léptékű térképtervezetből áll (IUCN 1995). Ez a tervezet a nagyobb tájegységekre tér ki, amiknek helyet kell kapnia az ökológiai hálózatban.

Ezután következett a részletesebb ágazati elemzések elkészítése és 1 : 100 000 térképi javaslattervezet kidolgozása. Itt lehetőség nyílt a különböző ágazatok (mező-, erdőgazdálkodás, turisztika, rekreáció, területfejlesztés stb.) helyzetének, közép és hosszú távú ágazati céljainak és elképzeléseinek elemzésére ebből a szempontból.

Emellett helyi kezdeményezésekre regionális léptékű tervezetekkel találkozhatunk az Duna–Ipoly NP tervezetében (Göncöl Foundation 1996), a Balatonfelvidéki NP tervezetében (IUCN 1995) és a Bükk hegység és környékének területén.

A térinformatika, mint segédeszköz

A térinformatika segítheti a tervezőmunkát, és megkönnyítheti a döntéshozatalt. Először az alapadatokat kell összegyűjteni, majd ezek együttes szintézise adja az ökológiai hálózat tervét. Ebben a szintézisben (kiértékelésben) és az eredmények megjelenítésében, szemléltetésében alkalmazhatunk térinformatikai megoldásokat. Természetesen elképzelhető a GIS alkalmazása nélkül is a feladat megoldása. A térinformatika alkalmazását mégis a következő okok indokolják egy regionális vagy lokális ökológiai hálózat tervezésénél:

- Szemléletesen ábrázolhatjuk és jeleníthetjük meg a problémát és a megoldási lehetőségeket a laikusoknak és a döntéshozóknak; tematikus térképekkel.
- Az érintett „egységek” köre könnyebben meghatározható (Mely tulajdonosok, milyen földhasználatok, az úthálózat melyik részei stb.).
- A különböző szakterületekre vonatkozó feladatok függetlenül kezelhetők és jeleníthetők meg.
- Számítógépen tárolt és kezelt adatbázis, könnyebb leválogatási lehetőségek.
- A kiépített adatbázis aktualizálása egyszerűbb, könnyebb egy monitoring tevékenységet rögzíteni és megjeleníteni.

A térinformatika hátrányai:

- Jelentős többletköltség (hardware, software, szakember, induló adatbázis kialakítása, rögzítése; meglévő átvétele, megvásárlása).
- Kezdeti kiépítési, feltöltési idő.

A térinformatika pontosan az ökológiai hálózatok tervezésénél felmerülő feladatok megoldására alkalmas, mert térbeli, és leíró adatok kapcsolódnak hozzá. A térképi és a leíró adatokat együtt kell kezelni, hogy a rendszer teljes legyen.

A térképi adatokat fedvényekben célszerű csoportosítanunk, és tárolnunk, a különböző tematikák szerint. Ehhez egy jó (pontos, aktualizált, és megfelelő részletességű) alaptérképpel kell rendelkezünk. A fedvények jellegét alapvetően meghatározza a terület mérete és a tervezés szintje.

Ezeket a szempontokat figyelembe véve készíthetjük el a különböző fedvényeket:

1. közigazgatási határok (községhatárok, belterületek)
2. emberi létesítmények és hatások (mint pl. települések határai, út, vasút, csővezeték és légi távvezeték nyomvonalak, ipari létesítmények stb.),
3. földhasználatra vonatkozó információk
 - turisztikailag, rekreációs szempontból frekventált, vagy potenciálisan felmerülő területek határvonalai,
 - művelési ágak határvonalai, jellemzői; mezőgazdasági területeknél parcellák határai, erdőgazdálkodásnál tagok, esetleg erdőrészetek határai stb.,
 - tradicionális földhasználat, földművelés módszereinek határvonala (legeltetés, kaszáló, kisparaszti szálaló erdő stb.),
4. védelemre tervezett, és jelenleg természetvédelem alatt álló értékes területek a védelem státusa szerinti bontásban,
5. természetes környezetre vonatkozó alapadatok (pl.: természeti tájegységek, geológiai különlegességek, természetes vízrajz határvonalai, vegetációtérképek, növénytani és állattani felvételek eredményei).

A különböző fedvényekhez kapcsolhatjuk a leíró adatokat. Természetesen ebből a felsorolásból csak néhány nevezhető nélkülözhetetlennek, a többi esetleges, és a terület nagysága – amiben gondolkodunk -, anyagi lehetőségeink, a terület jellege és állapota szintén meghatározó. Mivel ezek egy része más forrásból átvett adat is lehet, az adatok és fedvények összeegyeztethetőségét meg kell teremteni, mindet az alaptérképhez kell igazítani, és biztosítani kell a közel hasonló nagyságrendű részletességet is.

Az igazi térinformatikai feladat a fedvényekkel végzett műveletek, manipulációk során domborodik ki, amikor ezeken leválogatásokat végezhetünk, több fedvény metszésével, átfedésével és puffterületekkel elkezdhetjük a kiértékelést, feldolgozást és a különböző változatok összehasonlítását.

A különböző funkciókra tervezett területeket külön fedvényben tárolhatjuk. Bár ezeket a természet nem fogja megkülönböztetni egymástól, de velük kapcsol-

latban eltérő intézkedéseket kell tennünk, és így a kialakítás során más és más lesz a megítélésük.

Sopron környéki ökológiai hálózat

Sopron tágabb környezetében 1997-ben készítettünk állapotfelmérésen alapuló ökológiai hálózattervet (Moskovits 1997). A térképezett terület a Lövvő vonalától északra és Kapuvár vonalától nyugatra eső határszöglet volt (a Hanság kivételével), összesen kb. 600 km² kiterjedésben. A terepi felmérést 1 : 25 000 méretarányban végeztük, a térképeket 1 : 50 000 léptékben készítettük el. Mivel a terület nyugati része mélyen Ausztriába nyúlik, szükséges volt a határ túloldalának vizsgálata is, különösen a Soproni-hegység és az Alpok között. Jelen közleményünkben csak egy, kb. 200 km²-es, Sopron közvetlen környezetére kiterjedő részt jellemezzük és ábrázolunk (1 : 100 000 méretarányban).

Felhasznált adatok, módszerek

Ökológiai hálózatok tervezésénél sokféle módszert alkalmazhatunk a szükséges információ összegyűjtéséhez. A Sopron környéki ökológiai hálózat tervezésénél igyekeztünk minél több módszert magunk is kipróbálni. A főbb lépések a következők voltak:

1. adatgyűjtés (védett területekre vonatkozó információk; erdészeti adattár; élőhely szerint (növény-) társulások, esetleg kulcsfajok megállapítása; történeti vonatkozások (pl. erdősavrendszer terve); barrierék feltárása),
2. a jelenlegi állapot felmérése (légi fotók interpretációja; úrfelvétel klasszifikációs elemzése; terepi állapotfelvételek; aktuális területhasznosítások elkülönítése, felmérése és terepi ellenőrzése; erdők, azokon a faállománytípusok értékelése és ellenőrzése; mezőgazdasági területek, szántó, rét, legelő, kaszáló, szikesek, vizes élőhelyek elkülönítése és értékelése),
3. adatok kiértékelése (GIS módszerrel is),
4. térképi megjelenítés, szöveges leírás,
5. szükséges intézkedések, tevékenységek leírása (aktív és passzív védelem).

Ezek nem mind feltétlenül szükségesek, de egy kezdeti próbálkozásnál érdekesek lehetnek. Biológiai szempontokat szem előtt tartó, természetvédelmi beállítottságú tervet szándékoztunk készíteni. Az első lépés egy „durva vegetáció-térkép” összeállítása volt, ahol a még természetes vagy ahhoz közeli állapotú területeket igyekeztünk összegyűjteni, számba venni.

A természetvédelem alatt álló területek általában magterületnek tekinthetők. Esetünkben a Fertő–Hanság Nemzeti Parkban a Fertő tó területét és a Szárhalmi-erdőt (néhány még nem védett résszel együtt) jelen állapota alapján magte-

rületnek fogadtuk el, és a Soproni-hegységet, mint tájvédelmi körzetet is, bár ennek állapotát szükségesnek láttuk tovább vizsgálni.

Erdőkről a teljes erdőterületet érintően a legrészletesebb információforrás Magyarországon az erdészeti üzemtervben található. Ennek adatait használtuk fel mi is. Hagyományos módja ennek az lett volna, ha az üzemtervet tartalmazó könyveket lapról lapra, részletről részletre megvizsgáljuk, és manuálisan kiválogatjuk a megfelelőeket. Erdőterületeknél első megközelítésben mégis az erdészeti adattárat használtuk fel (digitális formában rögzített üzemtervek), ez még egy lépéssel egyszerűsítette a feladatot. Végeztünk tehát az adattárban egy „pozitív” és „negatív” leválogatást.

Az ökológiai hálózat céljainak megfelelő erdőállománynak azt tekintettük, ahol természetes erdőtársulás, vagy ahhoz hasonló található. Ez (természetesen több-kevesebb elhanyagolással) azon erdőrészek összessége, ahol az őshonos állományalkotó fajok (a Soproni-hegységben bükk vagy kocsánytalan tölgy, a többi területen cser vagy kocsánytalan tölgy) 50%-nál nagyobb részarányal szerepel („pozitív”, megfelelő erdőrészek). Nem megfelelő, ha erdei-, fekete- vagy lucfenyő, illetve akác vagy nemesnyár található 50%-nál nagyobb elegyarányal. A negatív esethez tartoznak a 10 éven belül véghasznált, tarvágott területek is (kb. ennyi idő szükséges átlagosan a fiatalos záródásának eléréséhez). Sajnos csak 1994-es üzemtervi adatok álltak legfrissebbként a rendelkezésünkre, és a Soproni-hegység területén tapasztalható szűkár nyomán a lucállományok gyors tarvágása ennek használhatóságát korlátozta. Másik nehézséget az 1994-ben nem állami tulajdonú területek jelentettek (pl. termelőszövetkezetek), ezek üzemtervi adatai szintén hiányoztak.

A pozitív és negatív leválogatások nem feltétlenül adják ki a teljes erdőterületet, itt külön vizsgálat szükséges. A leválogatás után kapott erdőrészeket üzemi térképen visszakerestük, és színezéssel megjelöltük. A feladat elvégzésére egy új erdészeti térinformatikai rendszert használtunk. Használatával a leválogatási szempontok megfogalmazása után színezett tematikus térképet kaptunk. A rendszer lehetővé teszi azt is, hogy minden erdőrészeletről rámutatás után lekérdezzük annak részletes adatait. Ennél a munkánál már érezhetőek a térinformatika előnyei.

A szántásos kultúrákat alkalmatlannak minősítettük az ökológiai hálózat szempontjából, a tartós parlagterületek kedvezőbbek, míg a rétek, kaszálók, legelők, nádasok állapotát érdemes megvizsgálni. Tehát az erdőterületeken kívül a szántók mellett megmaradó területeket kell tovább vizsgálni. Ezeket részben korábbi ismeretek, leírások alapján ismertük, részben légi fotók tanulmányozásával jelöltük be előzetesen egy munkatérképen. Erre rajzoltuk be a fényképeken látható erdősávokat is.

Légi fotókból több sorozat is rendelkezésünkre állt. Az egyik az 1994-es TAEG erdészeti üzemtervezését előkészítő fekete-fehér sorozat volt 1992-ből. Emellett egy kisebb és egy nagyobb méretarányú infraszínes sorozatot is áttanulmányozhattunk 1991- és 1992-ből. Ez utóbbiak közül az első az erdősávok feltárására bizonyult alkalmasnak, míg a másik a mezőgazdasági táblák közötti és az erdőterületbe ékelt rétek, értékeesebbnek tűnő részek megkeresését tette lehetővé.

Először a már eddig is ismert értékes területeket kerestük meg, vizsgálva, hogy azok hogy jelennek meg a fotókon (ezek voltak a terepi referenciapontok, amikhez lehetett viszonyítani), majd további ehhez hasonlókat kerestünk. Az erdősávok keresését segítette az 1960-as években készített átfogó erdősávrendszer tervének térképe, ahol az akkori meglévő, és telepíteni kívánt erdősávok is megtalálhatóak voltak.

Lehetséges eljárás az űrfelvétel klasszifikációján alapuló vegetáció értékelésének módszere is.

Ennek lényege az, hogy a több hullámsávban készült űrfelvétel bizonyos sávjainak megfelelő kombinációja jó közelítést ad a vegetációs index segítségével a növényzettel való borítottság minőségéről és térbeli elhelyezkedéséről. Ennek részletes szakirodalma számos kézikönyvben megtalálható. Űr- vagy légi felvételek számítógépes elemzésének másik módja az, hogy kijelölünk a felvételen néhány referenciaterületet – mint ahogyan azt a manuális módszernél tettük -, mint pl.: szántó, parlag, erdő, gyepek, víz, település, és ezután a gépre bízunk, hogy a teljes területet sorolja be ezekbe a kategóriákba a hasonlóságok alapján.

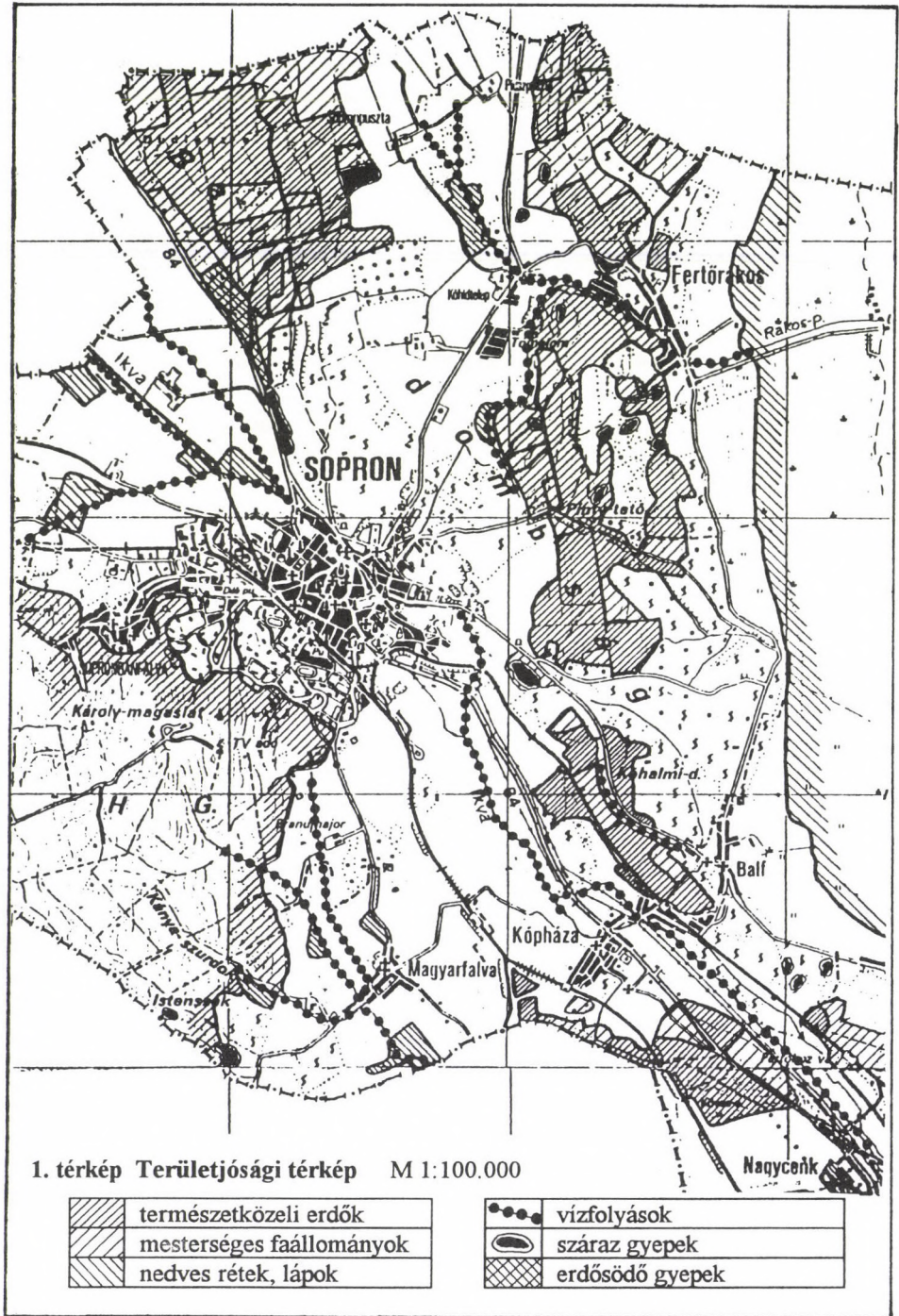
Az általunk választott léptékben kisebb jelentősége volt ennek a módszernek, mivel a terület elég alaposan feltárt, és nem túl nagy méretű, ezenkívül egy-egy vizsgálatról – tervezésről volt szó. Az űrfelvétel klasszifikációján alapuló kiértékelési módszernek nagyobb a létjogosultsága

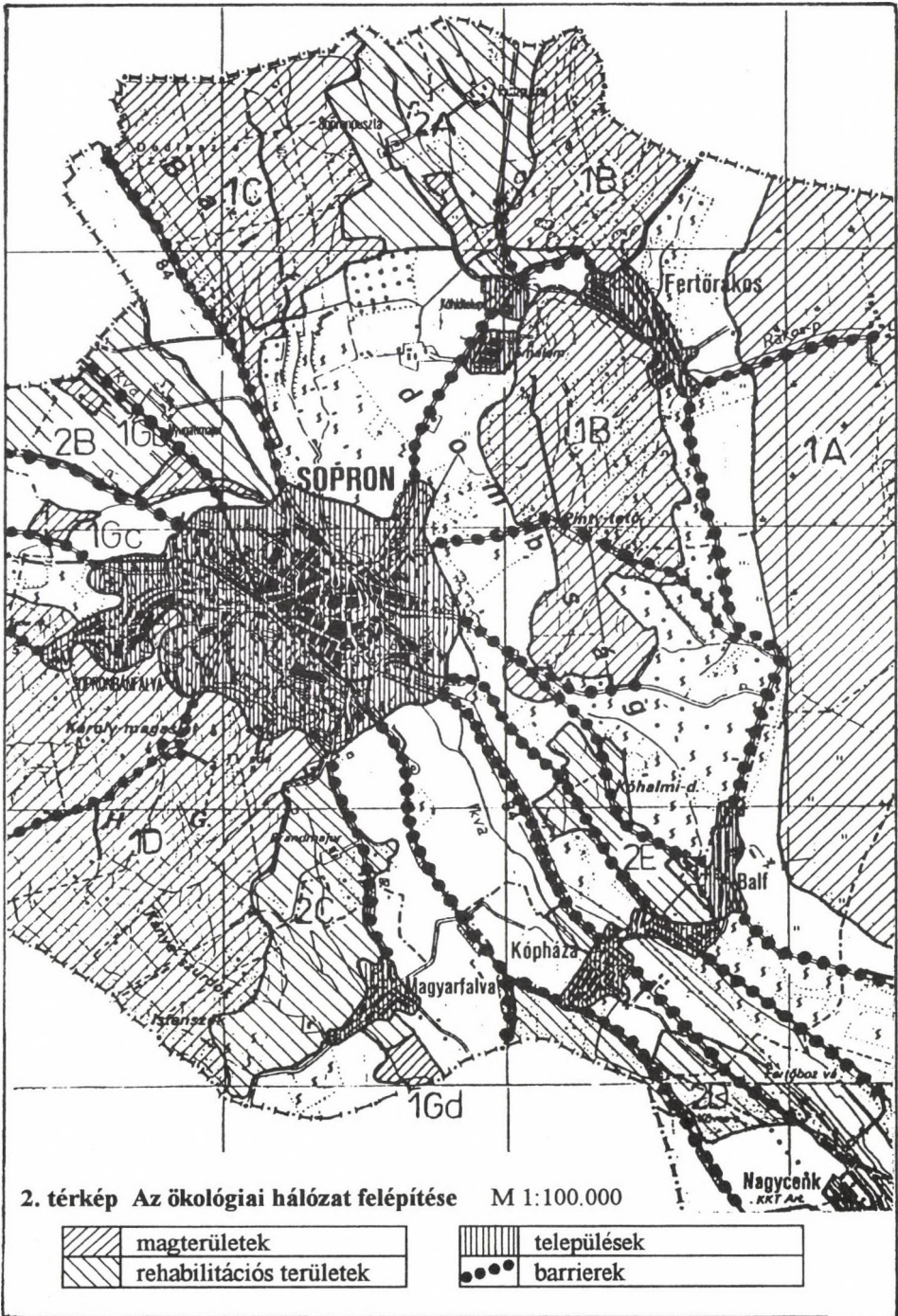
- nagyobb (pl.: országos, kontinentális méretű),
- kevésbé feltárt terület (pl. alacsony népsűrűség) tervezésénél,
- rendszeres monitoring vizsgálat esetén, ahol visszatérően kiértékelik a készült légi- vagy űrfelvételeket.

Ezek után a terepen kell ellenőrizni az előkészítés során tapasztaltakat, bejárni a területet, ellenőrizni és értékelni az eddigi adatokat, és a terület-jósági térképet korrigálni. Az erdészeti adatbázisból nyert adatok is hibával terheltek lehetnek, a légi fényképek sem az aktuális állapotot tükrözik, hanem a néhány évvel korábbi.

A terület általános jellemzése a hálózatban betöltött funkciók szerint

A mellékletben található ábrák (terjedelmi korlátok miatt) a vizsgált területnek csak egy részét tartalmazzák, és csak 1 : 100 000 méretarányban. A továbbiakban csak az ezeken a térképeken szereplő területeket tárgyaljuk.





Magterületek

Fertő (1A). A tó enyhén sós, szikes, sekély vizű. Területének nagy részét nádas borítja néhány nagyobb nyílt vízfelülettel. Vonuló és fészkelő madárállománya kiemelkedő, halfaunája jelentős. Vizes élőhelyek közötti lépőkölként is funkcionál európai léptékben is. A területen európai méretekben egyedülálló nagyságú kétéltű állomány él, mely telelni az erdőbe vonul. A tavaszi és őszi vonulás egy közutat keresztez, itt már 10 éve folyik terelőgátas békamentés, ennek adatai évi százezres nagyságrendű vonulást jeleznek. A tó nemzetközi jelentőségű magterület, nemzeti park, bioszféra-rezervátum, Ramsari terület. Déli partja mentén szikes mocsár és gyepek, valamint kisebb édesvizű láp- és mocsárrétek is vannak (ezek jelen térképünkön nem szerepelnek).

Szárhalom (1B). A Fertő menti-dombsort lajtamészkövön, szubmediterrán-szubatlanti klímahatás alatt kialakult tölgyesek borítják, erdőssztyep-szerűen közbeékelődött gyepekkel, igen gazdag flórával és faunával, rengeteg védett fajjal, lokális növénytársulásokkal. A fenyvesítések és a központi részeken kialakított szántók a terület természeti értékeit jelentősen rombolták. Az északi lejtők lábánál és a Kőhidai-medencében jelentős lápos területek voltak találhatóak, amiknek az állapota nagyon sokat romlott az 1950-es évek óta. (A Kőhida fölötti medencében vízrendezést végeztek: csatornáztak, a Rákos-patak medrét kiegyenesítették és lesüllyesztették, nemesnyár és -fűz telepítést végeztek, illetve a terület nagy részét felszántották. A Nagytómalom alatti szakaszon halastavak láncolatát hozták létre (ezeket alig 10 év múlva egy áradás tönkretette), a környező dombokat felparcellázták, a kistóalmi lápot rendszeresen égették és állatokkal taposatták, az egész területen vízkiemelő kutakat létesítettek.) A kistóalmi láprét a védetté nyilvánítás óta fokozottan védett, kis területen megmaradt, ma már szintén haladó reliktum láprét.

Dudlesz (1C). A Lajta-hegység lajtamészkövön kialakult, nagyrészt természetesnek megmaradt cseres-tölgyesei a szárhalmiakhoz hasonlóak, a *Laitaicumra* jellemzőek. Ezeken kívül fajgazdag gyertyános-tölgyesei, valamint kisebb gyepek területei is értékesek.

Soproni-hegység (1D). A Soproni-hegység az Alpok legkeletibb nyúlványa. Klímájában erős szubatlanti hatás érvényesül, amely a hazai részen nyugat felé haladva is erősödik. Alapkőzetét főleg gneisz, csillámpala és leukofillit, valamint a Brennbergi-medencében kavicstakaró alkotja. Természetes növénytakarója legnagyobb területén gyertyános-kocsánytalan tölgyes és szubmontán bükkös volna, a patakok mentén hegyvidéki és gyertyános égerligetek, a meredek lejtőkön, savanyú alapkőzeten acidofil bükkösök és kocsánytalan tölgyesek, acidofil gyertyános-tölgyesek állnak. Az emberi gazdálkodás erdőirtással, fenyőtelepítéssel és mára eltűnőfélben lévő, egykor értékes láp- és mezofil kaszálórétek kialakításával formálta át a tájat (Tímár 1996). Az Alpokkal való kapcsolatot az ausztriai Rozália-hegység jelenti, melynek a Soproni-hegység montán jellege, alpesi jelle-

gű, montán fajokban való gazdagsága miatt nagy a jelentősége. A két hegység között az osztrák oldalon is jelentős fenyvesítéseket és helyenként mozaikosan változó erdő- és mezőgazdálkodást tapasztaltunk, ezzel a Rozália-hegység összekötő szerepe már kérdéses. Nincs összefüggő erdő a Rozália-hegység és az Alpok első keleti hegyei között sem, itt az erdők erős fragmentálódását, jelentős területű szántóföldi gazdálkodást lehet megfigyelni. Mindezek alapján a Soproni-hegység – mint az Alpok keleti előhegysége – sajnos jelentős mértékben izoláltak mondható.

Sopronkőhidai láprét (1Ga), Ikva menti rétek (1Gb), Liget-patak menti rét (1Gc), Harkai rét (1Gd). Sopron környéke pár évtizeddel ezelőtt még meglehetősen gazdag volt szubalpesi jellegű nedves rétekben. A Soproni TK ilyen rétjei azonban – a fokozott védettség ellenére – mára tönkrementek, így ma már szinte csak a hegylábi területeken találhatunk értékes lápréteket. Ez utóbbiak országos védettséget mindaddig nem kaptak, s területük egyre zsugorodik. Alig egy évtizede szántottak fel az Arbesz-rét alatt egy ahhoz hasonlóan értékes területet, kárpótlás alá került és már fel is osztották a közeli ún. Gyógy-rétet, néhány éve szántottak fel Ágfalva mellett egy maradvány nyúl farkfüves láprét-foltot (Tímár 1995a). A terület legértékesebb részeinek helyi védettség alá helyezéséről beadvány készült (Agócs *et al.* 1996b).

Ezek az értékes nedves rétek jórészt a határ közelében, az elzártságnak köszönhetően maradhattak fenn jelenlegi állapotukban. A határzár megszűnése után kerültek újra a látótérbe. Kezelésük a védetté nyilvánítás mellett a vízellátás biztosítását és rendszeres kaszálást kell, hogy jelentsen, aminek elmaradása a terület tönkremeneteléhez vezet.

Rehabilitációs területek

Rákosi-medence (2A), Soproni-medence (2B). Mind a két területet rehabilitációs területnek jelöltük ki. A területek értékét a rajtuk lévő nedves rétek mint magterületek, valamint a Dudlesz, a Fertő menti-dombsor és a Soproni-hegység összekötése adja. Ezeken a részeken ma főleg parlagterületeket találunk, az új tulajdonosok még nem vették birtokba a területüket, árspekulációra várnak egy esetleges városfejlesztésnél, vagy el akarják adni. A terület beépítését nem engedhetjük, emellett gazdálkodás folyhatna a területen néhány megkötéssel (rét- és legelőgazdálkodás, műtrágya-, vegyszerfelhasználás korlátozása, maximális táblaméret, élőhelyfejlesztés szegélyek, sávok kialakításával stb.).

Harka (2C). A Soproni-hegység magterületéhez kapcsolódnak a Harka melletti rétet körülvevő rehabilitációs területek. A teljes rehabilitációs területek főleg a rétek gravitációs körzetét érintik, Harka esetében azonban a Harkai-kúpot és a Harkai platót (rajta a harkai fás legelőt) is. Ez utóbbi köti össze a Harkai-kúpot a hegyvidékkel. A fás legelőt 150–180 éves cserek, molyhos, kocsányos és kocsánytalan tölgyek alkotják. A fenntartásról a birkalegeltetés gondoskodik, a fák

felújítására helyi szaporítóanyagból időben gondoskodni kell. A terület legértékesebb foltjai részben már helyi védelem alatt állnak, további védettség alá helyezéséről javaslat készült (Agócs *et al.* 1996b).

Kópháza (2D). A Kópháza környéki rehabilitációs terület két eleme a környező tölgyes erdők valamint az Ikva és holtága menti part. A falu környéki erdők jó alapot adnak egy vegyeskorú, sok fafajú természetes erdő kialakításához, természetes felújításukkal próbálkozni kell. Az Ikva partján őshonos fa- és cserjefajok telepítésével kellene az eredeti ligeterdőt – legalább részleteiben – rekonstruálni. A terület helyi védettség alá helyezéséről beadvány készült (Agócs *et al.* 1996a).

Balf (2E). A Sopront Balfal összekötő út mentén terül el az ún. Potzmann-dűlő egy hosszú rétsávval, ill. annak két oldalán zömében természetszerű erdőkkel. E területen olvad bele a Balfi-dombság a Soproni-medencébe, ennek megfelelően az erdők is különleges helyzetűek, átmeneti jellegűek. A rétek kezelése jelenleg megoldott, az erdők azonban kárpótlás útján magánkézbe kerültek, jövőjük nem megnyugtató.

Folyosók

Főleg a Fertőtől délre található kisebb erdőfoltok, bokros részek és az út és vasúti töltések és bevágások, illetve az azok melletti szélesebb sávok képezik a potenciális ökológiai és zöld folyosókat. Kisebb erdőfoltok, erdősávok javarészt a tsz.-ek tulajdonában voltak, néhol nem is erdőművelési ágban. Ezek fő fafaja általában nemes nyár. Folyamatos felújításuk feltétlenül szükséges, lehetőség szerint őshonos fafajokkal, méretes ültetési anyaggal. A korábbi mezővédő erdősáv-hálózat tervezetének hiányzó részeit megvalósítani továbbra is fontos feladat. A vonalas létesítmények menti területeken a kezelő szervek (MÁV, GYSEV, OVF) a közlekedés biztonsága érdekében 10–15 évente a területet válogatás nélkül „megtisztítják”. A szukcesszió és regeneráció eme területe kitűnő élőhelyet, vadbúvóhelyet és migrációs folyosót biztosít az élővilágnak, ezért célszerű lenne, ha nem vegyszerrel, irtással, különösen nem égetéssel, hanem csak nyeséssel, részleges visszavágással, ritkítással kezelnék ezeket a területeket.

Külön folyosók jelölését egyszerű nyilakkal – mint az a szakirodalomban szokásos – nem tartottuk célszerűnek, mert véleményünk szerint ezek általában nem rendelkeznek tartalommal, gyakorlati kivitelezésük nehézkes. Inkább egyes területek összetettebb funkcióját emelnénk ki, tehát pl. a rehabilitációs területek folyosóként is kell, hogy működjenek.

Megvalósítás, társadalmi bázis, politikai támogatottság

Ha egy állam az ökológiai hálózatot alkalmazni kívánja természetvédelmi stratégiájában, ehhez politikai döntésre van szükség, határozott körvonalakkal, elképzelésekkel. A megvalósításhoz szándék, pénz és országos koordináció kell. Az elképzelések szerint az IUCN által kidolgozott terv elkészülte, és szakmai vitája után van szükség a társadalmi és politikai elfogadtatásra.

Az ökológiai hálózat kialakításához szólnia kell a tervnek a szükséges konkrét lépésekről, és arról, hogy a már meglévő, működő egységek hogyan befolyásolják (akadályozzák vagy segítik) a célokat.

Az elképzelések szerint ez a tervezet egyrészt a külterületi rendezési tervekben, védetté nyilvánításokban, esetleg helyi, önkormányzati rendeletekben jelenhet meg, másrészt közvetve egyéb terveknél, infrastruktúra, úthálózat- és városfejlesztésnél lenne érdemes figyelembe venni javaslatait, harmadrészt konkrét aktív intézkedéseket is sürget. Ennek jogi szabályozási lehetőségeiről fog szólni az IUCN harmadik tanulmánya. Ezen a szinten fog eldőlni a lehetőségek tényleges megvalósítása, az, hogy kinek hogyan kell a terveket figyelembe vennie, hogyan lehet érvényesíteni az elképzeléseket, mi lesz kötelező és mihez ad támogatást az állam. A megvalósulás folyamatában érdemes megvizsgálni, hogy az milyen érdekcsoportok törekvéseivel ellentétes, és megpróbálni kompenzálni őket.

A másik oldalról viszont maga az érintett (pl. tulajdonos, kezelő) saját döntéseként – jól felfogott (marketing?) érdekéből vagy meggyőződésből – is tehet az ügy érdekében az állam, és a jog lépcsői nélkül is. Erre pozitív példa Magyarországon is az Infra Öko Hálózat nevű – természetesen éppen holland eredetű – kezdeményezés. Ebben az esetben az infrastruktúra gazdálkodói résztvevői és hasznélvezői (út-, vasúttársaságok, civil szervezetek, kutatási és oktatási szervezetek stb.) szorgalmazzák az ökológiai hálózattal metszésben lévő konfliktushelyek megkeresését, keresnek közös megoldást és együttműködést az ellentétek feloldására, alternatívákat a jövőbeni tervezéshez.

A társadalmi megismertetés szintén fontos lépés. Az embereknek ismerniük kell szűkebb környezetük és a globális környezetünk állapotát, a veszélyforrásokat, mások negatív példáit. Ehhez alapos közvéleményt formáló és informáló munka szükséges, hogy erősödjön az emberek felelősségtudata saját környezetük iránt. Ennek a szemléletformálásnak lehet része az ökológiai hálózatok fogalmának, működésének, jelentőségének megismertetése.

A vizsgálatok összegzése, javaslatok

Az európai országok tapasztalatai alapján elmondhatjuk, hogy a magyar és az európai ökológiai hálózatok tervezése és megvalósítása egy új eszközt adhat a

természetvédelemnek az élőhelyek feldarabolódása és elszigetelődése ellen. A többi természetvédelmi intézkedéssel karöltve fejtheti ki csak pozitív hatását, nem helyettesítheti azokat. A tervezés során átfogó képet nyerünk a terület állapotáról, esetleg a változások jellegéről. Az országok közötti együttműködést, együttgondolkodást is segíti ez a problémafelvetési mód.

Ökológiai hálózatokról gondolkodva két fázist kell elhatárolni. Az első egy tervezési folyamat, aminek a végeredménye valójában egy térképen megjelenő javaslat, miszerint hol, mit kell tenni (ökológiai hálózattervezet). A második lépés ennek a tényleges megvalósítása, a gazdálkodás, területhasználat szabályozásával.

Magyarországon a törvényi háttér részben adott, bár végrehajtásának fedezet hiányzik, így egyelőre szándék marad. Az országos általános tervezésen túl helyi tervezések is szükségesek, nemcsak *ad hoc* jelleggel, hanem a természetvédelmi igazgatóságok, nemzeti parkok aktív munkájával, koordinációjában.

A megvalósulás sarokpontja az, hogy ezeket a terveket hogyan tudjuk a többi szektorral is elfogadtatni, és a terület- (föld-) használatot ilyen irányba befolyásolni. Jelenleg erre csak a külterületi rendezési tervek és a védetté nyilvánítások adnak lehetőséget, földtulajdon szerzésre (védett területen kívül) nincs sok esély. Esetünkben biztató a Sopron város Általános Rendezési Tervében szereplő kitétel: „A készülő rendezési tervek során biztosítani kell a védett növény- és állatfajok élőhelyeinek és a mozgásukat biztosító ökológiai folyosóknak a védelmét.” Ugyanakkor a gyakorlatban itt is folyamatos a külterületek (részben értékes természeti területek) belterületbe vonása, felparcellázása, beépítése.

Véleményünk szerint Magyarország egész területére regionális ökológiai hálózatterveket kell készíteni, amelyek a természetvédelem, a területfejlesztés, a tájtervezés és a földhasználat meghatározó dokumentumai lehetnének.

Irodalomjegyzék

1996. évi LIII. tv. A természet védelméről. – *Magyar Közlöny*, Budapest, pp. 3305–3325.
- Agócs, J., Hárs, O. & Tímár, G. (1996a): *Kópháza természeti értékei*. – Kézirat, Sopron.
- Agócs, J., Hámos, G., Hárs, O. & Tímár, G. (1996b): *Sopron természeti értékei*. – Kézirat, Sopron.
- Báldi, A. (1997): A fajszám-terület összefüggés modelljeinek és elméleteinek áttekintése. – *Ornis Hungarica* 7(Suppl. 1) (in press).
- Baldock, D., Beaufoy, G., Bennett, G. & Clark, J. (1993): *Nature conservation and new directions in the EC common agricultural policy*. – Institute for European Environmental Policy, London.
- Baur, A. & Baur, B. (1992): Effect of corridor width on animal dispersal: a simulation study. – *Global Ecology and Biogeography Letters* 2: 52–56.
- Bennett, G. (1994): *Conserving Europe's Natural Heritage: Towards a European Ecological Network; A vision for nature in Europe, Maastricht, 1993. nov. 9–12*. – Institute for European Environmental Policy, London.

- Bischoff, N. T. & Jongman, R. H. G. (1993): *Development of Rural Areas in Europe: the Claim for Nature*. – Netherlands Scientific Council for Government Policy, Preliminary Report V79, SDU, The Hague.
- Burkey, T. V. (1989): Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. – *Oikos* **55**: 75–81.
- Connor, E. F. & McCoy, E. D. (1979): The statistics and biology of the species-area relationship. – *American Naturalist* **113**: 791–833.
- Diamond, J. (1969): Avifaunal equilibria and species turnover rates on the Channel Islands of California. – *PNAS* **64**: 57–63.
- Dzwonko, Z. & Loster, S. (1988): Species richness of small woodlands on the western Carpathian foothills. – *Vegetatio* **76**: 15–27.
- ECNC (1996): *Perspectives on ecological networks*. – ECNC publications series on Man and Nature, Arnhem.
- Gilbert, F. S. (1980): The equilibrium theory of island biogeography: fact or fiction? – *Journal of Biogeography* **7**: 209–235.
- Göncöl Foundation (Göncöl Alapítvány) (1996): *Creation of the Danube–Ipoly National Park and the ecological network of its surroundings, Closing report: field inventories, recommendations, ecological network*. – Kézirat, Vác
- Gyulai, I. (1996): Ökológiai folyosók, zöld folyosók: Tisztázatlan fogalmak a biológiai sokféleség megőrzésének stratégiájában. – *Természet Világa*(II. különszám). A biológiai sokféleség.
- Harris, L. D. (1984): *The fragmented forest. Island Biogeography Theory and preservation of biotic diversity*. – University of Chicago Press, Chicago, London.
- Harris, L. D. (1988): Edge effects and conservation of biotic diversity. – *Conservation Biology* **2**(4)
- Helliwell, D. R. (1976): The effect of size and isolation on the conservation value of wooded sites in Britain. – *Journal of Biogeography* **3**: 407–416.
- Hunt, A., Dickens, H. J. & Whelan, R. J. (1989): Movement of mammals through tunnels under railway lines. – *Australian Zoologist* **24**(2).
- IUCN (1995): *Nemzeti Ökológiai Hálózat. Javaslat a környezet- és természetbarát területhasznosításra*. – IUCN, Gland, Svájc és Budapest, Magyarország.
- McArthur, R. H. & Wilson, E. O. (1967): *The theory of island biogeography*. – Princeton University Press, Princeton.
- McGuinness, K. A. (1984): Equations and explanations in the study of species-area curves. – *Biological Review* **59**: 423–440.
- Moskovits, P. (1997): Ökológiai hálózatok kialakításának nemzetközi tapasztalatai és magyarországi lehetőségei. Javaslat a Sopron környéki ökológiai hálózat kialakítására. – Diplomaterv, Sopron.
- Naiman, R. J., Decamps, H. & Pollock, M. (1993): The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. – *Ecological Applications* **3**(2): 209–212.
- Nilsson, I. N. & Nilsson, S. G. (1982): Turnover of vascular plant species on small islands in lake Möckeln, South Sweden 1976–1980. – *Oecologia* **53**: 128–133.
- Opdam, P. (1991): Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of Holarctic breeding bird studies. – *Landscape Ecology* **5**(2): 93–106.
- Peterken, G. F. (1981): *Woodland conservation and management*. – London and New York, Chapman and Hall.
- Peterken, G. F., Baldock, D. & Hampson, A. (1995): *A forest habitat network for Scotland*. – Scottish Natural Heritage Research, Survey and Monitoring Report. No 44.
- Raus, Th. (1988): Vascular plant colonisation and vegetation development on sea born volcanic islands in the Aegean (Greece). – *Vegetatio* **77**: 139–147.
- Ribaut, J. P. (1995): Ecological Networks. Experience gained by the council of Europe. – *Landscape* **95**(3).

- Tímár, G. (1995a): *A Soproni-medence eddig feltáratlan láprétéjei*. – Kézirat, Sopron.
- Tímár, G. (1995b): *A Tómalom-Kőhidai láp eddig ismeretlen maradványa*. – Kézirat, Sopron.
- Tímár, G. (1996): *Vörös Lista. A Soproni-hegység védett és veszélyeztetett edényes növényfajai*. – Soproni Műhely, Sopron.
- Zacharias, D. & Brandes, D. (1990): Species area relationships and frequency. Floristical data analysis of 44 isolated woods in northwestern Germany. – *Vegetatio* **88**: 21–29.
- Zadelhof, F. J. van & Lammers, W. (1995): The Dutch ecological network. – *Landschap* **95**(3).

Ecological network in Hungary, plan for the Sopron region

Moskovits, P.¹ & Tímár, G.²

¹ERDÉRT RT, H–1037 Budapest, Góbbé u. 13, Hungary

²ÁESZ Váci ETI, H–2600 Vác, Rádi u. 4, Hungary

Abstract: The concept of ecological networks provides new directions and approaches to every people, who has to work with the nature. The danger of fragmentation and isolation needs to investigate the biological (ecological) processes in a bigger scale, on landscape level. The idea to connect the areas of high natural value with corridors and stepping stones – beside all the other nature conservation measurements – should be integrated in all of the physical planning and rural development policy fields.

In Hungary a national proposal has been elaborated. Using different methods a local plan has been worked out in the Sopron region. This local plan is based on a survey of the state of the nature. We have signed it on a map (scale 1 : 25,000), and then distinguished core areas, buffer zones and nature developing areas, and also the barriers. We used the forestry database combined with a GIS to get more information about the forests. We have also tried processing air photographs, and Landsat space photos.

The final map in the future can be built in the regional developing and nature protection plans. The Hungarian Nature Protection Law gives possibilities for it, but it is rather an early proposal. The original work (Moskovits 1997) details the theoretical background, the international practice and the possible methodologies.

Key words: ecological network, corridors, nature conservation, Hungary, Sopron

A GIS-technika néhány alkalmazási lehetősége a biodiverzitás-monitorozás során

Újvári Beáta

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

Összefoglaló: A GIS földrajzi adatok elemzésére kidolgozott speciális információs rendszer, amely egyetlen rendszerbe integrálja a térbeli és a leíró információkat. Térképek és egyéb térbeli adatok digitális formába alakításával alkalmas keretet biztosít a földrajzi adatok magas színvonalú elemzéséhez. A világ földrajzi változatosságának leképezéséhez a GIS felhasználja az objektumok koordináta-rendszerben értelmezett pozícióját, egymáshoz való viszonyát (topológia) és a pozíciójukhoz nem kapcsolódó egyéb tulajdonságokat. A leképezést kétféle módon oldja meg: vektoros és raszteres úton. A vektoros GIS xy-koordináták és vektorok (amelyek a koordinátákhoz kapcsolódnak) sorrendjébe gyűjti az adatokat, amelyeket a tulajdonságok jellemzésére szolgáló alfanumerikus változó kísér. A térbeli adatok megjelenítésére három alapvető geometriai kategóriát használ fel: a pontot, a vonalat és a poligont. A raszteres GIS-cellák szabályos elrendezésével képezi le a földrajzi objektumokat. A cellák tulajdonképpen egy-egy tulajdonságnak, jellemzőnek megfelelő szint tartalmaznak. Egy-egy tulajdonságot jellemző értékek csoportja alkot egy fedvényt (layer), de egy adatbázis több fedvényt is tartalmazhat (talajtípus, magasságok, földhasználat, talajtakaró). A fedvények átfedésbe hozhatók, és így az eredetileg kétdimenziós layerek háromdimenziós szerkezetet alakíthatnak ki. A raszteres modell azt mondja meg, hogy **mi** található valahol, a vektoros modell pedig, hogy **hol** található valami. Mind a raszteres, mind a vektoros GIS négy részből épül fel: adatbevitelből, adatszervezésből (management), adatkezelésből és elemzésből, valamint vizuális megjelenítésből, térképek, képek generalizálásából és kirakásából. A térinformatika adatkezelési, feldolgozási, megjelenítési tulajdonságai alkalmassá teszik ökológiai (élelőhelymeghatározás, -jellemzés) és populációbiológiai kutatások adatainak feldolgozására. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Program keretében 1996-ban Tiszabercel térségében végrehajtott Pilot-projekt bizonyítja a GIS-technika alkalmazhatóságát a biodiverzitás-monitorozás tárgykörében. Az egyes területeken való felhasználását a kérdésfeltevés, a hardverkapacitás és az adattárolás lehetőségei határozzák meg. A GIS segítségével létrehozott környezeti adatbázisok összetett elemzése alapján monitorozhatók, prognosztizálhatók lesznek a környezet változásának fő tendenciái, és segítségével új, környezetkímélő modellek, eljárások dolgozhatók ki.

Kulcsszavak: térinformatika, raszteres, vektoros GIS, biodiverzitás-monitorozás

Bevezetés

A 60-as évektől kezdve folyamatosan alakultak ki az informatika új ágaként a földrajzi információs rendszerek. A GIS tulajdonképpen a 80-as évek végén a szoftverek fejlődésével és a hardverárak csökkenésével indult dinamikus fejlődésnek (Mezősi & Balogh 1994). A térinformatikai rendszerek lényege, hogy digitális térbeli adatbázison igen rugalmasan tudnak egyéb, akár topográfiai, akár

leíró jellegű adatokat megjeleníteni és az adatbázisokat integráltan kezelni. A leíró jellegű és időbeli adatokat egységesen kezelik és az elemzéseket, statisztikákat többféle (térbeli, időbeli, mennyiségi, minőségi) paraméter alapján végzik el. A GIS-alkalmazások sokrétű adatkezelési, feldolgozási és megjelenítési követelményt ki tudnak elégíteni (Márkus 1994).

Mi a GIS?

A GIS földrajzi adatok elemzésére kidolgozott speciális információs rendszer, amely egyaránt használ geokódolt és leíró adatokat, valamint különböző műveleteket tesz lehetővé a térbeli elemzések elvégzéséhez (Burrough 1986). Valamennyi GIS-re jellemző, hogy a monitorozó, szervező, rendező tulajdonságokhoz térbeli (és időbeli) lokalizáció kapcsolódik. A GIS ebben az összefüggésben olyan hardver, szoftver és módszer együttese, amely elősegíti a komplex tervezési és irányítási feladatok megoldására szolgáló térbeli adatok gyűjtését, kezelését, feldolgozását, elemzését, modellezését és megjelenítését. A GIS egyetlen rendszerbe integrálja a térbeli és a leíró információkat. Térképek és egyéb térbeli adatok digitális formába alakításával alkalmas keretet biztosít a földrajzi adatok magas színvonalú elemzéséhez és megjelenítéséhez (Márkus 1994). A hagyományos rajzoló programok nem veszik figyelembe a nem-grafikus tulajdonságokat, akár rendelkezik azokkal a megjelenítendő objektum, akár nem. A GIS túllép ezen, és a valóság leképezésekor felhasználja az objektumok koordináta-rendszerben értelmezett pozícióját, egymáshoz való viszonyát (topológia) és a pozíciójukhoz nem kapcsolódó egyéb tulajdonságokat (pl. szín, pH). A térinformatika többet jelent az adatok kódolásánál, tárolásánál és visszakeresésénél. Segítségével az adatok transzformálhatók és interaktív módon manipulálhatók (Burrough 1986).

A világ földrajzi változatosságának leképezését a GIS különálló elemekkel vagy objektumokkal oldja meg. A helyettesítés szabályait összefoglalóan adatmodellnek nevezik. Az adatmodell olyan szabályok összessége, amelyek az adatok logikai szerveződését határozzák meg az adatbázisban és logikai egységet hoznak létre az adatok kapcsolatai között (Márton *et al.* 1994).

A vektoros GIS a térbeli adatok megjelenítésére három alapvető geometriai kategóriát használ fel: a pontot (pl. fészkek helye), a vonalat (pl. utak) és a poligont vagy foltot (pl. tavak). A raszteres GIS pedig cellák szabályos elrendezésével képezi le a földrajzi objektumokat (Shaw & Atkinson 1992).

A raszteres GIS

A raszteres modellben a szóban forgó területet szabályos rácsban elhelyezkedő cellákra osztják. Valamennyi cellát (pixel, picture element) egy sor- és osz-

lopszám határoz meg, és valamennyihez kapcsolódik egy, a lefedett terület típusára vagy értékére vonatkozó szám is. Minden cella csak egy értéket tartalmaz. A cellák teljesen kitöltik a teret, annak minden pontja a raszter egy cellájához tartozik (Márkus 1994). A cellák tulajdonképpen egy-egy tulajdonságnak, jellemzőnek megfelelő színt tartalmaznak. A tulajdonságok, színek osztályozását a felhasználó adja meg, értékelését pedig az emberi agy oldja meg. A cellák egy csoportja a hozzá tartozó értékekkel alkot egy fedvényt (layer), de egy adatbázis több fedvényt is tartalmazhat (talajtípus, magasságok, földhasználat, talajtakaró). A fedvények átfedésbe hozhatók, és így az eredetileg kétdimenziós layerek háromdimenziós szerkezetet alakíthatnak ki (Haines-Young *et al.* 1993). A leképezés során egy pixellel egy pont, az adott irányban lévő szomszédos cellák számával pedig egy vonal adható meg. A folt vagy poligon a szomszédos cellák összessége, halmaza alapján jellemezhető. Ez az elrendezés maga után vonja, hogy a földrajzi adatokat reprezentáló kétdimenziós felület nem folyamatos, hanem mennyiségileg meghatározott (Burrough 1986). Távfolság mérésekor jelentős eltérések adódhatnak túl nagy rácsméret esetén. A területek számítása a cellák számából, a kerület megadása pedig a szélek sávjában lévő pixelek száma alapján történik. A pixelek méretét tehát a lefedendő terület mérete, léptéke, tagoltsága és a vizsgálat célja határozza meg. Sok raszteres GIS esetében az attribútumadatok tárolása és manipulálása külön történik a helyzeti adatoktól (Burrough 1986, Shaw & Atkinson 1992).

Néhány raszteralapú rendszer: ERDAS, GRASS, IDRISI, I²S, ILWIS (Shaw & Atkinson 1992, Mucsi 1994).

A vektoros GIS (vektor- vagy objektumorientált GIS)

A vektoralapú GIS xy -koordináták és vektorok (amelyek a koordinátákhoz kapcsolódnak) sorrendjébe gyűjti az adatokat, amelyeket a tulajdonságok jellemzésére szolgáló alfanumerikus változó kísér. Legegyszerűbb alapeleme a pont, amelyet egy xy koordinátapár határoz meg. Az adatbázisban érdemes néhány jellemzőt megadni a ponthoz. Az objektumokat pontok egyenes szakaszokkal való összekötésével ábrázolja. A vonalak megjelenítésének és tárolásának a legegyszerűbb módja kezdő és végpontjuk koordinátáinak megadása. A vonalakhoz szintén kapcsolható valamilyen jellemző tulajdonság, például lehetnek olyan attribútumaik, amelyek azonosítják a poligonokat a vonal (arc) jobb- és baloldalán (Burrough 1986). Két terület között a határvonalak minden darabja közös határ és a közös határ két csomópont (vertex) közti szakaszait különböző módon nevezik el. A vonalak (arcs/chains/edges) a vektoros GIS alapjai (Márkus 1994). A szimpla vonalak azonban nem tartalmaznak információt az egyes vonalak között lévő kapcsolatokról. Hálózat (pl. úthálózat) megjelenítésekor tehát az adatbázis-

ban is utalni kell a vonalak között lévő kapcsolatokra. Valamennyi összekapcsolódási pont, nódusz helyének megadásával leírható a hálózat topológiája. Poligonok, foltok leképezésekor három alapfeltételt kell figyelembe venni:

1. a térkép valamennyi poligonjának egyedi alakja, területe és kerülete lehet;
2. a hálózat folyamatos legyen;
3. síkbeli kiterjesztés használatra esetén a területi objektumok egy osztályban, vagy rétegben nem fedhetik át egymást. Előfordulhat például, hogy egy tó közepén található egy sziget és maga a tó is egy nagy szigeten van (Burrough 1986).

A területeket vonalsorozatok határozzák meg. Az adatok tárolása kétféle módon valósítható meg, poligonok és vonalak tárolásával. Poligonok tárolása esetén minden poligont, mint a koordináták sorozatát tárolják (szomszédos poligonok esetén a közös határt kétszer kell kódolni). Vonalak tárolásakor pedig a vonalakat tárolják koordináták sorozataként. Ebben az esetben a területek összekapcsolt vonalakkól épülnek fel, minden határvonal csak egyszer kerül betöltésre és rögzítésre (Burrough 1986). A vektoros ábrázolásnál nem kell kitölteni a teret, vagyis az adatmodellben nem kell hivatkozni a tér minden pontjára. A módszer előnye, hogy korábban különböző célokra nagyon nagy vektoradatbázisokat hoztak létre, amelyek feldolgozhatóvá válnak a vektoros GIS segítségével (Márton *et al.* 1994).

Néhány vektoralapú program: ArcInfo, INTERGRAPH, MOSS (Shaw & Atkinson 1992). Az utóbbi program az adatok raszteres alapú kezelését is lehetővé teszi. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Program keretében 1996-ban Tiszabercel térségében végrehajtott Pilot-projekt során az ArcInfo-hoz kapcsolódó ArcView-ban készült egy alkalmazás, amely bizonyítja a GIS-technika alkalmazhatóságát a biodiverzitás-monitorozás tárgykörében.

A két modell összehasonlítása

A két típus közötti elsődleges különbségek a pontosságban, az adatbázis méretében és az adatmegjelenítésben vannak. A raszteres GIS pontosságát a lokalizációk meghatározása érdekében előre beállított határérték, a pixelek (cella) mérete korlátozza. A pixelméretek csökkentésével tökéletesíthetjük a helymeghatározást, de ez az adatállomány növekedését vonja maga után. A vektoros GIS-ben nem jelentkezik a cellás elrendezés kényszerítő hatása, így az adatok pontosabban lokalizálhatók; a vektoralapú rendszer az adatok típusa miatt kisebb raktározási felületet igényel. Például 1000 m × 100 m-es mezőgazdasági tábla leírásához 25 m × 25 m-s pixelméretet számítva 160 adatot kell tárolni. Vektoros rendszerben csak a terület négy sarkának koordinátáit kell megadni (Shaw & Atkinson 1992). A két módszer közötti különbség talán úgy jellemezhető a legjobb-

ban, hogy a raszteres modell azt mondja meg, hogy **mi** található valahol, a vektoros modell pedig, hogy **hol** található valami (megadja minden objektum helyét) (Márton *et al.* 1994). A vektoros GIS elemző funkciói mások, mint a raszteranalízisnél. Alapvető különbség, hogy több objektumműveletet kezel és a területeket az objektumok koordinátáiból számítja. A poligonok kerület- és területszámítása egyaránt pontosabb a vektoros GIS esetében. Hátrányaként említhető, hogy a rétegek fedésbe hozása, a pufferek generálása lassabb, az azonosítás viszont gyorsabb. A raszteres modell egyszerűbb, ezért adattárolási és elemző feladatok elvégzésére előnyösebbnek tartják. A digitalizált távérzékelési adatok szintén raszteres formában érkeznek és ezeket egyszerűbb rögtön egy raszteres GIS-be beépíteni (Haines-Young *et al.* 1993). Léteznek olyan módszerek, amelyek egymásba tudják alakítani a kétféle adatmodellt (pl. Ilwis).

Mind a raszteres, mind a vektoros GIS négy részből épül fel: adatbevitelből, adatszervezésből (management), adatkezelésből és elemzésből, valamint vizuális megjelenítésből, térképek, képek generalizálásából és kirakásából (Burrough 1986, Márkus 1994).

Adatbevitel, adatbázis létrehozása

A GIS-ben a térbeli adatok digitális tárolása biztosítja a gyors hozzáférést, mind a hagyományos, mind az újszerű feladatok megoldására. Az adatbázis létrehozását adatgyűjtés előzi meg. Ez történhet térképekről, távérzékeléssel kapott anyagokból, terepi mérésekből. Digitális adatbázis létrehozására felhasználva a térképeket, különböző nehézségek jelentkezhetnek. A legtöbb GIS nem tesz különbséget a különböző méretarányú térképekből levezetett adatbázisok között és a méretarány-különbségek tévedések forrásául szolgálhatnak az adatelemzés során. Előny viszont, hogy a térképeket egyszerűen lehet digitalizálni, ugyanígy a térképek is egyszerűen vezethetők le a GIS-adatbázisból (Burrough 1986, Márkus 1994). A távérzékelte anyagok felhasználásakor űrfelvételeket, légi fotókat vagy mikroszkópi felvételeket hoznak digitális formába. Az űrfelvételek minőségét és felhasználhatóságát befolyásolja, hogy milyen gyakorisággal és milyen pályákon készülnek a felvételek és milyen az így nyert képek térbeli és spektrális felbontása (McCloy 1995). Magyarországon a Landsat TM (Thematic Mapper) által készített felvételek hozzáférhetőek, ezek felbontására jellemző, hogy egy-egy pixel 30 m ö 30 m méretű és a műhold 7 spektrális sávban (band) fényképezi a felszínt. A különböző hullámhosszú tartományok különböző tulajdonságok, jellemzők vizsgálatát teszik lehetővé. Például a közeli infravörössel (0,76–0,90) a vegetációtípusok, vízfelületek különíthetők jól el és meghatározható a biomasz-tartalom; a termális infravörössel (10,4–12,5) a talajnedvesség és vegetáció betegségei mutathatók ki, a felső infravörössel (2,05–2,35) a kőzetek, ásványok jeleníthetők meg, a látható fény (kék, zöld, vörös, 0,45–0,69) tartománnyal pedig a vegetációtípusok válnak láthatóvá és termésbecslés, épületek azonosítása, ill. a

klorofill-abszorpció mérése oldható meg. A TM 321 (RGB) sávkombináció például természetű színes képet hoz létre. A látható fény tartományába eső sávok áthatolnak a vékony vízrétegen így segítségükkel a víz örvénymozgása, áramlások és a folyó vagy tófenék domborzata tanulmányozható. Az új műholdak pár napos időközönként szűkebb és több sávban fényképeznek (Mucsi 1995).

A legtöbb GIS fontos és a rendelkezésre álló adatoktól függően munkaigényes komponense az adatbevitel. Potenciális adat lehet bármely geográfiai információ, ha térbeli koordináták és standard földrajzi vetületi rendszer (pl. UTM) kapcsolódnak hozzá. A legtöbb GIS képes az általánosan használt térképvetületi rendszerek közötti konverzióra. A térbeli adatok GIS-be vitelére kétféle lehetőség van: manuális digitalizálás és digitalizált adatok közvetlen bevitelére. A manuális digitalizációnak speciális hardver- és szoftverigénye van, továbbá a megkívánt részletesség szintje miatt drága és időigényes. A digitális adatok közvetlen bevitelére időt takaríthat meg, ugyanakkor a kompatibilis formába hozatal szintén időigényes feladat (Burrough 1986, Márkus 1994). Például az űrfelvételek digitális formában vásárolhatók meg, de felhasználásukhoz különböző korrekciókat kell elvégezni. Digitális adatok scannerrel is bevihetők. Az adatbázis-kezelő programok közül a GIS az objektumorientált relációs adatmodelleket részesíti előnyben. Ezek a beérkező hatalmas mennyiségű adatbázist optimalizálási céllal különálló táblázatokban helyezik el és ezek között kapcsolatot biztosítanak.

Adatszervezés

A pontok betöltése után a szükséges számítások elvégzésével az egyes alkotóelemek (pontok, vonalak és területek) közötti kapcsolatokat is kódolják (automatikusan is létrehozható). A topológia elkészítése során olyan problémák merülhetnek föl, mint például a vonalak rossz csatlakozása, kiugrása. A szerkesztés során ennek kivédésére tűrési értéket adnak meg és pufferzónát hoznak létre az objektumok körül. Ezekben belül a szomszédos objektumoknak csatlakozniuk kell. A tűréshatár értéke a helyzeti adatok pontosságától függ. A szerkesztés során korrigálhatók a digitalizálási problémák, sőt a területi objektumok digitalizálása is megköveteli az utólagos szerkesztést. A topológia felépülése után saját, vagy más adatbázisból különböző attribútumok kapcsolhatók hozzá. Az összekapcsolás megfelelő objektumazonosító megadásával történik és ez bekerül az attribútum táblázatába. Az adatkapcsolások révén a GIS biztosítja a többszörös keresztreferenciák alkalmazását és a hatékony visszakeresést. Az adatokat könnyen visszakereshető formában kell tárolni. A digitális formában tárolt adatok a térbeli hivatkozási rendszer egy felületét alkotják egy adatbázison belül (GIS-layer). Az egymásra illeszthető tematikus fedvények egy n layer alkotta adatbázist formálnak (Shaw & Atkinson 1992).

Adatkezelés, -elemzés

A pontos és gyors területmérés és a térképek átlapolásának lehetősége miatt a térinformatika a térképelemzés rendkívül hatékony eszköze. A legegyszerűbb feladatokon (visszakeresés, lekérdezés, statisztikai elemzés, információ-szolgáltatás) túl a GIS magában foglalja az átlapolások vizsgálatát, a szomszédosság, közelség keresését, szűrők használatát és az újraosztályozást. Az időbeli és térbeli egybevetések, megegyezések feltárására használják fel a fedvények átlapolása adta lehetőségeket. Az átfedések vizsgálatakor két vagy több adatlayerből alkotnak meg egy harmadikat. A szomszéd-analízis egy GIS-layer szomszédos celláinak vizsgálatát jelenti. A cellák szelektív határosságának, kapcsolatának megállapítására használják. A GIS-en belül statisztikai analízis, hisztogramok alkotása, gyakoriság-, regresszió- és korreláció-analízis egyaránt elvégezhető (Burrough 1986).

Adatmegjelenítés

A GIS-adatok feldolgozásához tiszta és effektív grafikus kimenet szükséges. Ezért a GIS-rendszerek általában tartalmazzák a lehetőséget térképek, képek, grafikonok és táblázatos információk megjelenítésére (Shaw & Atkinson 1992, Mezösi & Balogh 1994). A modellezett terület törésmentesen áttekinthető és lekérdezhető lesz, valamint megszűnnek a térképszelvények határán jelentkező elemzési problémák. A színek és az árnyékhatás folyamatosan változtatható és a méretarányváltás is könnyen megvalósítható. A különböző vetületi rendszerben lévő térképek a koordináta-rendszerek transzformálásával fedésbe hozhatók. Lehetőség van az időfüggő adatok animációs vizsgálatára és a perspektivikus képek háromdimenziós szerkesztésére, megjelenítésére (Burrough 1986, Márton *et al.* 1994).

Rendszertervezés

A GIS-programok bonyolultsága, összetettsége miatt az adatszerkezetek, ill. a feladatmegoldás megtervezéséhez és az általuk nyújtott lehetőségek kiaknázásához együttműködésre van szükség a GIS-rendszertervezők, GIS-szakértők és a felhasználók között. A GIS-részleg gyakran külön egységként működik az egyes intézményekben, ahol térbeli adatbázist és elemzési szolgáltatásokat biztosít. Egy tipikus intézményi GIS-központ 5–7 főből áll: tagjai a rendszergazda, az adatbázis-menedzser, a rendszerkezelők, az elemzők és az operátorok. A rendszer hatékony működésének biztosításához szoros együttműködés szükséges a GIS-csoport és az intézmény egyéb részlegei között (Burrough 1986, Mezösi & Balogh 1994).

A GIS alkalmazási területei

A GIS-technológia, adatszerkezete és analitikai műveletei az elmúlt 30 év során fokozatosan épültek be az osztályozási, management, döntéshozatali, térképészeti és tudományos kutatási tevékenységekbe (Mezősi & Balogh 1994). Közigazgatási, közmű-nyilvántartási, mezőgazdasági felhasználása terjedt el leginkább, de egyre jobban előtérbe kerül használata a természeti erőforrások fenntartásában és a természetvédelemben is. Egyre többen aknázzák ki lehetőségeit talajtani, botanikai és állattani vizsgálatoknál. Adatkezelési, feldolgozási, megjelenítési tulajdonságai alkalmassá teszik ökológiai (élőhely-meghatározás, -jellemzés) és populációbiológiai kutatások adatainak feldolgozására. A GIS alkalmazását az egyes területeken a kérdésfeltevés, a hardverkapacitás és az adattárolás lehetőségei határozzák meg. A vektoralapú modellt általában a jelenségek szempontjából rendezett adatok (területhasznosítás, földterület), és hálózatok (telefon, közlekedés) kezelésére használják. A raszteres modellel gyorsan lehet jó minőségben térképkombinációkat, átlapolásokat és térbeli analíziseket elvégezni. Felületi szimulációra, modellezésre is az utóbbi alkalmas. Komplex feladatok a két módszer együttes használatával oldhatók meg a legjobban. Szintvonalas vegetációtérképek például csak a két módszer együttes használatával jeleníthetők meg. A vektoros résszel a szintvonalak húzhatók meg, a raszteres modell pedig az egyes vegetációfoltok lefedését teszi lehetővé. Szintén modellkombinációval vetítik le a természeti erőforrások használatát. A földfelszín folyamatos változásának digitális bemutatására dolgozták ki a digitális domborzati modellt (Digital Elevation Model – DEM). A modell legfontosabb alkalmazási területei: nemzeti adatbázisok létrehozása domborzati adatok digitális térképalakban történő tárolására, nemzeti és katonai úthálózatok tervezésére, kezelésére és a problémák elemzésére. Lehetőséget nyújt továbbá tájak, tereptárgyak háromdimenziós megjelenítésére, „tájképek rajzolására és tervezésére (Burrough 1986, Haines-Young *et al.* 1993). A különböző talajtípusok statisztikai analízise és geomorfológiai tanulmányok kidolgozása is elvégezhető a segítségével. A HunSoter Project során például Magyarország 93 000 km²-nyi területét 1211 poligonnal fedték le és az Arc-Info és ArcView GIS-programok segítségével monitorozták a talajerőforrások változását 150 évre visszamenőleg (Pásztor *et al.* 1996). Előnyös tulajdonsága, hogy lehetővé teszi a háttérben lévő tematikus adatok megjelenítését és kombinálását a talajfelszín jellemző adatokkal. Egyes adatok felcserélésével különböző problémák azonos szintű kezelése oldható meg. Például a magassági adatokat bármely folyamatosan változó egyéb jellemzővel helyettesítve, bemutatható lesz az egyes területeken eltöltött munkaidő, a ráfordított költségek, a lakosság (vagy populáció) mérete, a környezetszennyezés mértéke és a talajvíz szintje. A térinformatika sokoldalú elemző képessége jól hasznosítható a biomonitorozás során gyűjtött adatok elemzésére, kiértékelésére és megjelenítésére is (Haines-Young *et*

al. 1993). A GIS alkalmazásával például tesztelhetők a makrofita vízi növényzet elterjedését befolyásoló környezeti tényezők. A vízmélység, szedimentáció, nitrogén-, foszfor- és oldott oxigéntartalom összegyűjtött adataiból egy-egy fedvény hozható létre. Ezek pontos egymásra illesztésével bemutathatók a vízi makrofitonok optimális növekedéséhez szükséges feltételek (Remillard & Welch 1993). A térinformatika flóra- és faunaterképek készítésére, elterjedések vizsgálatára, az emberi beavatkozások hatásának monitorozására is alkalmas. A környezet minőségi felmérésének objektívabbá tétele érdekében madarak elterjedésén keresztül vizsgálták például a Kis-Balaton projekt hatását (Lőrincz *et al.* 1990). Különböző madárfajok fészkelési szokásait a vegetáció függvényében tanulmányozta Shaw & Atkinson (1992). A fészkek pontos helyét koordinátákkal adták meg és ehhez különböző jellemzőket (faj, fészkek nagysága, a fészkek talajtól való távolsága és valamely időparaméter) társítottak. Minden egyes jellemző egy-egy layert képzett. A layerek fedésbe hozásával komplex elemzésre nyílt lehetőség. Állatok mozgásának követésére dolgozták ki a radiotelemetria – műhold – GIS-rendszert. Az állatra erősített adó jeleit egy műhold fogja és digitális formában sugározza tovább. A szélességi és hosszúsági adatok így már könnyen transzformálhatók GIS-adatbázisba (McLaren & Braun 1993). A térinformatikában felhasznált űrfelvételek és légi fotók segítségével gyorsan és gazdaságosan készíthető el országnyi területek felszínborítási térképe és tárolása digitalizált formában. A GIS lehetővé teszi a felszínborítási térképek együttes analízisét egyéb tematikus térképekkel és a hagyományos adatgyűjtési eljárások eredményeivel (McCloy 1995). Az így létrehozott környezeti adatbázisok összetett elemzése alapján monitorozhatók, prognosztizálhatók lesznek a környezet változásának fő tendenciái, és segítségével új, környezetkímélő modellek, eljárások dolgozhatók ki.

* * *

Köszönetnyilvánítás – Horváth Ferenc, Dr. Korsós Zoltán, Dr. Moskát Csaba és Dr. Ronkay László észrevételeikkel és hasznos tanácsaikkal javították a kéziratot, amely az F23454 sz. OTKA támogatásával jött létre.

Irodalomjegyzék

- Burrough, P. A. (1986): *Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment*. – Clarendon Press, Oxford, 194 pp.
- Haines-Young, R., Green D. R. & Cousins, S. (eds) (1993): *Landscape ecology and GIS*. – Francis and Taylor, London, 288 pp.
- Lőrincz, G., Moskát, Cs., Waliczky, Z. & Bankovics, A. (1990): Faunal mapping and environment quality analysis by a new GIS. – In: Stastny, K. & Bejcek, V. (eds): *Bird Census and Atlas Studies*. Proc. XIth Int. Conf. on Bird Census and Atlas Work, Prague, pp. 45–50.
- Márkus, B. (ed.) (1994): *Bevezetés a térinformatikába*. – EFE Földmérési és Földrendezési Főiskolai Karának Térinformatikai Tanszéke, 250 pp.

- Márton, M., Paksi, J. & Márkus, B. (eds) (1994): *Térinformatikai alapismeretek*. – EFE Földmérési és Földrendezési Főiskolai Karának Térinformatikai Tanszéke, 250 pp.
- McCloy, K. R. (1995): *Resource management information systems*. – Francis and Taylor, London, 415 pp.
- McLaren, S. B. & Braun, J. K. (eds) (1993): *GIS applications in mammalogy*. – Oklahoma Museum of Natural History, 41 pp.
- Mezősi, G. & Balogh, I. (eds) (1994): *Térinformatikai alkalmazások*. – EFE Földmérési és Földrendezési Főiskolai Karának Térinformatikai Tanszéke, 250 pp.
- Mucsi, L. (1994): *ERDAS Imagine 8.1 verzió, Útmutató az Imagine Viewer Map Composer Import/Export modulokhoz*. – JATE, Természeti Földrajzi Tanszék, Szeged, 75 pp.
- Mucsi, L. (1995): *Műholdas távérzékelés és digitális képfeldolgozás I.* – JATE Press, Szeged, 172 pp.
- Pásztor, L., Szabó, J. & Várallyay, Gy. (1996): Digging deep for global soil and terrain data. – *GIS Europe* 5(8): 32–34.
- Remillard, M. M. & Welch, R. A. (1993): GIS technologies for aquatic macrophyte studies: Modeling applications. – *Landscape Ecology* 8(3): 163–175.
- Shaw, D. M. & Atkinson, F. (1992): An introduction to the use of Geographic Information Systems for ornithological research. – *The Condor* 92: 564–570.

Applications of the GIS during biodiversity monitoring

Újvári, B.

Dept. Zoology, Hungarian Natural History Museum
H-1088 Budapest, Baross u. 13, Hungary

Abstract: GIS (Geographical Information System) is a special technique for analysis of geographical data which integrates spatial and descriptive information into one system. With the digital form of maps and other topological data it enables high level analysis of geographical information. In order to describe geographical diversity of the world, the GIS uses the position of the objects in a co-ordinate system, their relation to each other (topology), and other characteristics not related to their position. Visual display is shown in two different ways: the vector and raster methods. Vector GIS collects data according to the vectors defined in the X–Y co-ordinate system and accompanied by alphanumeric variables describing other characters. There are three main basic geometric categories to display spatial entities: point, line, and polygon. Raster GIS, on the other hand, displays geographical information by regular array of different cells. Cells are given characteristic colours according to the features they represent. A group of variables describing one feature makes a layer. A set of data may include several layers, *eg.* soil type, elevation, land use etc. Overlapping layers build up a three dimensional structure. Simply saying, while the raster model replies the question what can be found on a particular place, the vector model shows where can be found that particular entity. Both of them are consisted of four different parts: (1) data input and verification, (2) data storage and database management, (3) data transformation and analyses, and (4) data output and visual presentation. GIS is available for evaluation of ecological, population biological data. One of the examples to show its usefulness during biodiversity monitoring is the vegetation mapping at the Pilot Area of Tiszabercel in the frame of the Hungarian National Biodiversity Monitoring Program. Possibilities and limits of other applications are defined by the aims, hardware and data storage capacity of that particular project. In general, using GIS in the analysis of complex environmental databases, monitoring of ecological trends and planning of environmental technologies are to be described more precisely.

Key words: Geographical Information System, raster vector GIS, biodiversity monitoring

A kaszálás és az avar eltávolításának hatása a *Solidago gigantea* Ait. növekedésére

Botta-Dukát Zoltán, Dancza István & Szabó István

PATE Georgikon, Mezőgazdaságtudományi Kar, Növénytani és Növénylettani Tanszék
8360 Keszthely, Fesztetics u. 7

Összefoglaló: Az észak-amerikai eredetű *Solidago gigantea* a múlt század közepén jelent meg Magyarországon. Azóta erősen elszaporodott és mint agresszív, tájidegen kompetítor fontos természetvédelmi problémává vált. Visszaszorítása környezetkímélő, nem vegyszeres módszerekkel nem megoldott. Cikkünkben ilyen irányú előzetes kísérleteink eredményeit foglaljuk össze.

Kulcsszavak: adventív, *Solidago gigantea*, kaszálás

Bevezetés

Magyarországon jelenleg kb. 110 adventív növényfajt tartanak nyilván (Solymosi 1992). Ezzel szemben Weber (1997) a Flora Europaea alapján 208 fajt tart hazánkra nézve behurcoltnak, amelyek közül 109 faj származik más földrészekről. Közülük természetvédelmi szempontból különösen veszélyesek azok az erősen invázív (Bingelli 1996), tájidegen kompetítorok (Borhidi 1995), amelyek behatolnak a természetes társulásokba, és azok szerkezetét megváltoztatva kárt okoznak, fajszegény, természetvédelmi szempontból értéktelen, veszélyes állományokat hoznak létre. Ezek közé tartozik a *Solidago gigantea* is.

Az invázív neofitonok sikerében jelentős szerepet játszik, hogy hiányoznak természetes ellenségeik, így a *Solidago*-fajok esetében az Amerikában előforduló rovarkártevők (Guzikova & Maycock 1993), amelyek ott visszatartó hatással vannak a növény növekedésére és vitalitására (McBrien & Harmsen 1987, Schmid *et al.* 1988, Meyer 1993, Meyer & Root 1993). Itt e szabályzó tényezők híján és új körülmények között, az őshonos fajok hátrányba kerülnek a neofitonokkal szemben. A természetes ellenségek betelepítése igen kockázatos megoldás. Ezért fontosnak tartjuk olyan egyszerű, a természetvédelmi gyakorlatban felhasználható technikák keresését, amelyekkel sikeresen csökkenthető a *Solidago gigantea* vitalitása és ezzel közvetve előnyhöz juttathatók az őshonos fajok.

A *Solidago gigantea* által előnyben részesített nedves és üde termőhelyeken a természetes vagy természetközeli gyepekben a kaszálás a diszturbációs regime része. Az ott élő fajok alkalmazkodtak ehhez, számukra nem a defoliálás, hanem annak elmaradása jelenti a bolygatást és okoz előnytelen, sok esetben a gyepek leromlásához vezető termőhelyi változásokat.

Vizsgálataink egyik célja annak megállapítása, hogyan hat a kaszálás a *Solidago gigantea* növekedésére és vitalitására. A *Solidago* más növényekre gyakorolt hatásai között nem elhanyagolható a nagy mennyiségben felhalmozódó, lassan bomló avar. Vizsgálataink másik célja annak eldöntése, hogy befolyásolja-e a *Solidago* növekedését a saját termelésű avar.

Irodalmi áttekintés

A *Solidago gigantea* Ait. jellemzése

A *Solidago* (aranyvessző) nemzetség három faja fordul elő hazánk területén (Simon 1992). A *Solidago virga-aurea* L. (közönséges aranyvessző) enyhén savanyú és savanyú talajú erdők nyíltabb részein, vágásokban él. Eurázsiai(-mediterrán) elterjedésű, hazánkban őshonos (Simon 1992). A másik két faj Észak-Amerikából behurcolt neofiton. A *Solidago canadensis* L. (kanadai aranyvessző) magaskórós társulásokban fordul elő (Simon 1992), gyakran homogén állományt képez, kertekben szívesen ültetik dísznövényként. A *Solidago gigantea* Ait. (= *S. serotina* L.) (magas aranyvessző) változatos termőhelyi körülmények között fordul elő (Simon 1992), és lényegesen gyakoribb az előző két fajnál (Bernáth 1994). Hagyományosan két intraspecifikus taxont különítenek el (Morton 1984), melyek közül hazánkban a subsz. *serotina* (O. Kuntze) McNeill 1973 fordul elő (Soó 1970, Tutin *et al.* 1990). Amerikában három különböző ploidiásintű citotípusa fordul elő, amelyek azonban csak citológiai vizsgálattal különböztethetők meg (Morton 1984).

A magas aranyvessző a legelőkön, kaszálókon a fűtakarmány-, illetve a széna-értékét erősen rontja, az állatok nem fogyasztják, legfeljebb szükség esetén alomnak jó (Balázs 1960). Szaponintartalma miatt a kérődzőkre kedvezőtlen élet-tani hatású. Tapasztalataink szerint a Kis-Balaton Tájvédelmi Körzetben a magyar szürkemarha fogyasztja a szárba szökkenő, virágzás előtti, zsenge hajtásait. Pollenje a késő nyári allergiás szénanátha egyik fő okozója a parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) mellett.

A virágos hajtás flavonoidokat, szaponinokat, illóolajokat, cseranyagokat és inulint tartalmaz (*Solidaginis herba*, Bernáth 1994). Flavonoid-tartalma a nemzetség hazai fajai között a legmagasabb (Tamas 1986). Jó nyárutói mézelő növény (Halmágyi & Keresztesi 1975, Szabo 1996).

Európai elterjedése és meghonosodása

Európában a XVIII. század közepétől kezdett kedvelt dísznövénné válni. Inváziójához feltehetően ez jelentette a preadaptív fázist, majd elvadulva Nyugat-és Közép-Európában terjedt el, Dél-Európában terjedőben van, Észak-Európában szórványos (Tutin *et al.* 1990, Meusel & Jäger 1992, Sunding 1989).

A Magyar Természettudományi Múzeum Növénytárának korabeli kárpát-medencei elterjedési adatait Moesz (1909) rendszerezte. Szerinte – „Pozsony felől jött s a Duna mentén terjedt tova. Egyes mellékfolyók völgyeibe is a Duna felől hatolt (Vág, Garam, Rába)”. Az első példányait Feichtinger 1863-ban Nána környékén a Garam partján gyűjtötte. Később több adat bizonyítja, hogy az 1870-es években a Csallóköz szigetein már tömegesen fordult elő. A századfordulón Szolnok környékén is megtelepedett. A Dunától keleti irányba a Tisza ártereire való átjutását Moesz (1909) elsősorban a kaszat szél általi terjedésével magyarázta. Az ország területén az eltelt közel száznegyven év alatt csaknem teljesen meghonosodott (Simon 1992). Őrségi előfordulási adatait Balogh (1996) dolgozta fel.

Cornelius (1990) a *Solidago canadensis* L. adaptív eredményességét a zavart habitatok meghódításában két tényezőnek tulajdonítja: a jól terjedő kaszatok lehetővé teszik a felszabaduló területek gyors meghódítását, a vegetatív szaporodás a későbbi erősebb kompetíció körülményei közt is biztosítja a további terjedést. Véleményünk szerint a megállapítások a *Solidago gigantea*-ra is érvényesek.

Grime (1978) szerint hatékony kompetíciót eredményez a nagy hajtás- és gyökérsűrűséget létrehozó oldalirányú terjedés. A kompetitív stratégia sajátosságaihoz tartozik a *Solidago* esetében is tapasztalható perzisztáló avar.

Társulási viszonyai

Soó (1970) szerint ligeterdőkben, láperdőkben facies-alkotó, az alföldi gyertyános-tölgyesekben, magaskórós társulásokban, nádasokban, ártéri, kúszó és egyéb gyomtársulásokban, kaszálóréteken, homokpusztákon, erdőültetvényekben (akácós, nyáras, füzes, fenyves) jellemző. Az aranyvessző-kúpvirág társulás (*Rudbeckio-Solidaginetum* (Tx. et Raabe, 1950) em. Soó 1961) karakterfaja (Soó 1964, 1970).

A kőris-szil ligeterdők magas aranyvesszős származék típusában (*Solidago gigantea* typ.) köztes műveléssel végzett erdősítés következtében a gypesztípusban lép fel nyár és akácós alatt (Kárpáti 1973). Az ártéri – erdészek által gyürcéseknek nevezett – veresgyűrű somos irtás-cserjéseknek (*Solidaginetum-Cornetum sanguinae* = *Crataegum danubiale* Jurko, 1958, vö. Soó 1964, 1973) is karakterfaja (Kárpáti 1957).

Tóth (1993) megfigyelései szerint a Rába völgyében az ártéri erdőkben és magaskórós vegetációban gyakran csalánnal (*Urtica dioica*) társulva jelenik meg.

Kovács (1994) *Agropyro-Solidaginetum* és *Eupatorio-Solidaginetum* néven két új társulást írt le az Őrségből, melyeknek állományalkotó faja a magas aranyvessző.

Balogh *et al.* (1994) 8 invázió faj (*Urtica dioica*, *Reynoutria japonica*, *Solidago gigantea*, *Sambucus ebulus*, *Humulus lupulus*, *Impatiens glandulifera*, *Helianthus decapetalus* és *Rubus caesius*) állományait vizsgálva megállapította, hogy

fajösszetétel alapján azok nem különülnek el jól egymástól. A fajok borítását is figyelembe vevő elemzésnél a típusok jól szétváltak. A *Solidago gigantea* állományok mindkét esetben a *Rubus caesius* állományokhoz álltak a legközelebb.

Korábbi vizsgálataink során Keszthely környékén az alábbi állományokban figyeltük meg előfordulását (Szabó *et al.* 1994, Botta-Dukát 1994): degradált magassásosok, mezofil gyepek, füzesek, gyomtársulások.

Trinajstić és Fanjić (1995) az *Impatiens-Solidaginetum* asszociáció Dráva menti előfordulását jelezte Horvátországból. Ugyanezt a társulást (vö. Soó 1980) említi Kárpáti (Kárpáti 1991, Kárpáti *et al.* 1991) a Dráva hazai oldaláról *Rudbeckio-Solidaginetum* néven.

Anyag és módszer

Vizsgálat helyszíne egy Keszthely déli határában, az ún. Tanyakeresztnél elterülő homogén *Solidago gigantea* állomány. Az 1970-es években az eredeti vegetáció Balaton-parti mocsár- és kaszálórét (*Agrostio-Alopecuretum pratensis*, *Deschampsietum caespitosae*, *Festucetum pratensis*) volt, amely 1980-at követően vízszintsüllyedés, tiprás, többszöri bolygatás (hulladék elhelyezés) után *Solidago*-invázió révén elvesztette eredeti fajkompozícióját. A mai zárt, homogén állományban szálszerűen előfordul: *Rubus caesius* L., *Equisetum arvense* L., *Urtica dioica* L., *Glechoma hederacea* L.

A vizsgálatok során az alábbi kezeléseket alkalmaztuk:

0 = kontrollterület

A = 1994-ben a vegetációs időszak előtt az avart eltávolítottuk

B = 1994. június 10-én kaszálva

C = 1994. június 10-én és július 5-én kaszálva

D = 1995. július 15-én kaszálva

E = az A és D kezelés kombinációja

F = a B és D kezelés kombinációja

G = a C és D kezelés kombinációja

Egyedi hajtásmagasság és a hajtásonkénti levélterület méréseket végeztünk az alábbi időpontokban:

- 1994. szeptember 7. – levélterület mérés (0, A és B kezelés)
- 1995. június 28. – levélterület és magasság mérés (0, A, B és C kezelés)
- 1995. szeptember 21. – levélterület és magasság mérés (0, D, E, F és G kezelés)

A mérési eredmények összehasonlítására t-próbát végeztünk az alábbi párosításokban:

- avareltávolítás hatása (0–A)
- egyszeri kaszálás hatása (0–B, 0–D)

- kétszeri kaszálás hatása (0–C, B–C)
- két éven keresztül végzett kaszálás hatása (D–F, D–G)
- avareltávolítás és kaszálás kölcsönhatása (D–E)

Eredmények

A mért értékek átlagait az 1., a t-próbák eredményét a 2. táblázatban foglaltuk össze. Az 1994-es évben a vegetációs időszak elején elvégzett avareltávolítás abban az évben nem gyakorolt lényeges hatást a produkcióra. A szeptember 7-én mért levélterület értékek nem különböznek szignifikánsan a kezelt és a kontrollterületen. Következő év június végén viszont már mind a hajtásmagasság, mind a levélterület szignifikánsan kisebb a letisztított területen mint a kontrollparcellában.

Az egyszer kaszált területen a levélterület a vegetációs időszak vége felé (szeptember 7-én, illetve szeptember 21-én) nem szignifikánsan kisebb mint a kontrollterületen. Ennek oka valószínűleg az, hogy a kontrollterületen az önárnyékolás miatt csökkent a levélterület. A magasság szignifikáns csökkenése viszont jelzi a kaszálásnak a vitalitást csökkentő hatását.

A kétszer kaszált területen a levélterület értékek a kaszálás évében szeptember 7-én szignifikánsan alacsonyabbak mint az egyszer kaszált terület vagy a kontroll értékei. A különbségek természetesnek tekinthetők, hiszen az egyes ke-

1. táblázat. A mért átlagértékek.

Mérés időpontja	Kezelés	Átlagos levélterület (cm ²)	Átlagos hajtásmagasság (cm)
1994. szept. 7.	0	329,87	–
	A	375,86	–
	B	267,76	–
	C	94,39	–
1995. jún. 28.	0	692,50	150,70
	A	379,80	106,71
	B	446,93	126,20
	C	481,58	116,67
1995. szept. 21.	0	223,83	182,44
	D	302,50	43,00
	E	274,42	40,78
	F	302,82	47,00
	G	300,41	45,28

2. táblázat. A t-próba eredményei.

Időpont	Összehasonlított kezelések	t-érték	
		levélterület	magasság
1994. szept. 7.	0–A	0,78	–
	0–B	1,35	–
	0–C	5,81 ^{***}	–
	B–C	6,53 ^{***}	–
1995. jún. 28.	0–A	4,84 ^{**}	6,79 ^{***}
	0–B	4,16 [*]	3,89
	0–C	2,62	6,94 ^{***}
	B–C	0,47	1,33
1995. szept. 21.	0–D	1,306	36,72 ^{***}
	D–E	0,63	1,096
	D–F	0,006	1,48
	D–G	0,057	0,75

* p = 5%, ** p = 1%, *** p = 0,1%

zelésekben a kihajtás és a mérés közt eltelt idő lényegesen eltérő volt. Ezenkívül, míg tavasszal a tarackok csúcsrügyei hajtottak ki, addig a kaszálást követően a föld feletti hajtások 1–3 legalsó rügye.

A kaszálás hatása a következő évre is áthúzódik. A kaszált területeken a következő év június végén szignifikánsan alacsonyabb a hajtásmagasság (C kezelés) és a levélterület (B kezelés) mint a kontrollterületen. (Azokban az esetekben is jelentős a csökkenés amikor a különbség nem szignifikáns, és a minta méretének emelésével valószínűleg itt is kimutatható lenne a szignifikáns eltérés). A levélterület, illetve magasság csökkenése arra vezethető vissza, hogy a kaszálás hatására a tarackok kevesebb tápanyagot tudnak tartalékolni, így következő tavasszal gyengébb a kihajtás. Nincs viszont szignifikáns különbség az egy-, illetve kétszeri kaszálás utóhatása közt.

A csak egy, illetve a két egymást követő évben elvégzett kaszálás után a sarjút vizsgálva megállapítottuk, hogy sem a hajtásonkénti levélterület, sem hajtásmagasság tekintetében nincsenek szignifikáns eltérések. Ez adódhat abból, hogy a tavaszi kihajtáskor előálló különbségek a tenyészidőszak végére kiegyenlítődnek, vagy abból, hogy a kaszálás utáni kihajtás mindenképpen elér egy bizonyos erősséget.

Szintén nem gyakorol szignifikáns hatást a sarjú növekedésére az avar eltávolítása: a D és E kezelés közt egyik mért jellemző tekintetében sem találtunk szignifikáns eltérést.

Következtetések

A sűrű állomány mellett a nagy mennyiségű és lassan lebomló szár- és levélmaradvány is kompetíciós előnyt biztosít a *Solidago gigantea* számára. Tél végén, kora tavasszal a tarackok csúcsrügyei a növényi maradványok védelmében igen korán kihajtanak, majd a tavaszi felmelegedéskor gyors növekedésnek indulnak. Az avar eltávolítása hasznos, bár önmagában nem elegendő eszköz visszaszorítására. Hatására egyrészt csökken az aranyvessző vitalitása is (a sarjú esetében ezt a vitalitáscsökkenést nem lehet kimutatni, mivel itt a kaszálás hatása dominál), másrészt ezzel a többi növényfaj kihajtási esélyei fokozódnak. Nem elhanyagolható az a gyakorlati szempont sem, hogy a szármaradványok eltávolítása után a kaszálás könnyebben elvégezhető.

Kaszálás hatására a magas aranyvessző produkciója és vitalitása csökken. Nemcsak a sarjú produkciója kisebb a zavartalanul fejlődő egyedekénél, hanem a következő tavaszi kihajtás is gyengébb a kaszált területen. A kaszálás hatására a tarackok tápanyagtartalékai feltehetően csökkennek. Az évente legalább kétszer (vagy még többször) elvégzett kaszálással eredményesen gátolható a *Solidago gigantea* terjedése. Ez a beavatkozás ott is alkalmazható, ahol a vegyszeres gyomirtás tiltott vagy nem kívánatos (pl. élővizek közvetlen közelében, természetvédelmi területeken). A kaszálás időpontját a területen előforduló védett fajok fenológiai ritmusához igazítva, azok visszahúzódása, illetve magérlelése után kell elvégezni.

Irodalomjegyzék

- Balázs, F. (1960): A gyepek botanikai és gazdasági értékelése. – *A Keszthelyi Mezőgazdasági Akadémia Kiadványai* 8: 1–27.
- Balogh, L. (1996): *Adatok néhány inváziós növényfaj elterjedéséhez az Őrségi Tájvédelmi Körzetben és a kapcsolódó területeken.* – In: Víg, K. (szerk.): *Az Őrségi Tájvédelmi Körzet Természeti Képe* II. Savaria Múzeum, Szombathely.
- 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: 73–99.
- Bernáth, J. (1994): *Vadontermő és termesztett gyógynövények.* – Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Binggeli, P. (1996): A taxonomic, biogeographical and ecological overview of invasive woody plants. – *Journal of Vegetation Science* 7: 121–124.
- 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: 97–181.
- Botta-Dukát, Z. (1994): *Classification of Giant Goldenrod (*Solidago gigantea* Ait.) stands on urban habitats around Keszthely town.* – International Conference Anthropization and Environment. Flora and Vegetation. Sátoraljújhely & Vinicky.
- Cornelius, R. (1990): The strategies of *Solidago canadensis* L. in relation to urban habitats III. Conformity to habitat dynamics. – *Acta Oecologica* 11: 301–310.

- Guzikowa, M. & Maycock, P. F. (1993): A comparative investigation between the biology and ecology of some North American expansive goldenrods (*Solidago* spp.). – *Wiadomosci Botaniczne* **37**: 221–223. (Polish with English summary)
- Halmágyi, L. & Keresztesi, B. (1975): *A méhlegelő*. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Kárpáti, I. (1957): *A Duna ártér erdei*. – Kandidátusi értekezés. Kézirat.
- Kárpáti, I. (1973): *Magyarországi ártéri szintek és vizek vegetációjának synökológiai és produktívbiológiai viszonyai*. – Akadémiai Doktori értekezés, Keszthely.
- Kárpáti, I. (1991): Prospective ecological effects of the Djurdjevac Barrage. – *Georgicon for Agriculture* **3**: 1–18.
- Kárpáti, I., Kárpáti, V., Szeglet, P. & Tóth, I. (1991): Die ökologischen Auswirkungen des Wasserkraftwerkes Djurdjevac. – *BFB-Bericht* **76**: 73–83.
- Kovács, J. A. (1994): Outline for a synopsis of plant communities in Vas county (Hungary). – *Kanitzia* **2**: 79–113.
- McBrien, H. L. & Harmsen, R. (1987): Growth response of goldenrod, *Solidago canadensis* (Asteraceae), to periodic defoliation. – *Canadian Journal of Botany* **65**: 1478–1481.
- Meusel, H. & Jäger, E. (1992): *Vergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora*. Band III. – Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, New York.
- Meyer, G. A. (1993): A comparison of the impacts of leaf and sap-feeding insects on growth and allocation of goldenrod. – *Ecology* **74**: 1101–1116.
- Meyer, G. A. & Root, R. B. (1993): Effects of herbivorous insects and soil fertility on reproduction of goldenrod. – *Ecology* **74**: 1117–1128.
- Moesz, G. (1909): Néhány bevándorolt és behurczolt növényünk. – *Bot. Közlem.* **8**: 137–147.
- Morton, G. H. (1984): A practical treatment of the *Solidago gigantea* complex. – *Canadian Journal of Botany* **62**: 1279–1282.
- Schmid, B., Puttick, G. M., Burges, K. H. & Bazzaz, F. A. (1988): Clonal integration and effect of simulated herbivory in oldfield perennials. – *Oecologia* **75**: 465–471.
- Simon, T. (1992): *A magyarországi flóra edényes határozója*. – Tankönyvkiadó, Budapest.
- Solymosi, P. (1992): Meghonosodott és újabban behurczolt jövevény (adventív) növények Magyarországon. – *Növényvédelem* **18**: 9–20.
- Soó, R. (1961): Systematische Übersicht der pannonischen Pflanzengesellschaften. III. – *Acta Bot. Hung.* **7**: 425–450.
- Soó, R. (1964): *A magyar flóra és vegetáció növényrendszertani növényföldrajzi kézikönyve I.* – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Soó, R. (1970): *A magyar flóra és vegetáció növényrendszertani növényföldrajzi kézikönyve IV.* – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Soó, R. (1973): *A magyar flóra és vegetáció növényrendszertani növényföldrajzi kézikönyve V.* – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Soó, R. (1980): *A magyar flóra és vegetáció növényrendszertani növényföldrajzi kézikönyve VI.* – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Sunding, P. (1989): Naturalized *Solidago* species in Norway. – *Blyttia* **47**: 23–27. (Norwegian with English summary).
- Szabó, I., Botta-Dukát, Z. & Dancza, I. (1994): Adatok a *Solidago gigantea* Ait. biológiájához tekintettel a gyomirtási vonatkozásokra. – *Növényvédelem* **30**: 467–470.
- Szabo, T. I. (1996): Scale colony records as indicators for nectar-producing plants in southern Ontario. – *American Bee Journal* **136**: 733–736.
- Tamas, M. (1986): Studies on the chemotaxonomy of *Solidago* genus. – *Contributii Botanice*, Universitatea Cluj-Napoca, Gradina Botanica. (Romanian with English summary).
- Tóth, J. (1993): A Rába-völgy növényvilága. – *Vasi Szemle* **47**: 346–368.
- Trinajstić, I. & Franjic, J. (1995): *As. Impatiens–Solidaginetum* M. Moor 1958 (*Calystegion sepium*) u vegetaciji Republike Hrvatske. – *Fragmenta Phytomedica et Herbologica* **23**: 25–30.

- Tutin, T. G., Heywood, V. H., Burges, N. A., Moore D. M., Valentine, D. H., Walters, S. M. & Webb, D. A. (1990): *Flora Europaea. Vol. 4. Plantaginaceae to Compositae (and Rubiaceae)*. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Weber, E. F. (1997): The alien flora of Europe: a taxonomic and biogeographical review. – *Journal of Vegetation Science* 8: 565–572.

Effect of cutting and litter removing
on the production of *Solidago gigantea* Ait.

Botta-Dukát, Z., Dancza, I. & Szabó, I.
Dept. of Botany and Plant Physiology, PATE Georgikon
H-8360 Keszthely, Festetics u. 7, Hungary

Abstract: *Solidago gigantea* Ait. has North-American origin. This species was detected in Hungary in 1863. Since that time it has become very frequent and nowadays it has been considered one of the most important problem of natural protection. The possibilities of its control without pesticides (by cutting or litter removing) have been studied. We established that cutting caused significant decrease of shoot height or leaf area. The difference between two treatments (cutted and non-cutted) also was significant in the next year.

Key words: adventive species, *Solidago gigantea*, cutting

A vegetáció kis léptékű, korai változásainak jelentősége a Kis-Balaton természetvédelmi biológiai monitorozásában

Szabó István, Botta-Dukát Zoltán & Szeglet Péter

PATE Georgikon, Mezőgazdaságtudományi Kar, Növényteni és Növényélettani Tanszék
8360 Keszthely, Fesztetics u. 7

Összefoglaló: A Balaton délnyugati öblének feltöltődésével keletkezett Kis-Balaton területén 1992-ben üzembe helyezett vízminőségjavító rendszer (KBVR II) elárasztásával párhuzamosan megkezdődött a természetvédelmi célú biológiai monitorozás. Ennek keretében a lágy-szárú makrofiton vegetáció kis léptékű, finomszerkezeti, korai változásait kísértük figyelemmel magassásos (*Caricetum elatae*, *Caricetum acutiformis-ripariae*), tőzegrápfrányos zombéksásos (*Caricetum elatae thelypteridetosum*), továbbá a parti magassásos és abból kiemelkedő homokdűne pusztarét (*Festucetum rupicolae danubiale*) átmenet mintaterületeken.

Az elárasztás közvetett hatásának (talajvízszint-emelkedés) kitett homokpusztarét és korábbi vízrendezés során belvízmentesített magassás rét komplex 1991. és 1994. évi adatsorait hasonlítottuk össze a Zimányi-berekben klasszifikációs, ordinációs és diverzitást kifejező biosztatisztikai módszerekkel.

Az ökológiai kvantifikálás a változásokat korai, prekürzív fázisban felismeri. A texturális, strukturális átalakulások, kismértékű fajösszetételbeli módosulások korai kimutatása a várható vegetációfejlődés irányát nem prognosztizálja, de az eredeti egyensúlyi állapot bizonyos megváltozásait jelzi.

Az emelkedő talajvízszint fő szabályozó tényezőnek bizonyult. A változások a termőhelyi nedvesedés, zisedés felé mutattak. A kiszáradó lápi és parti vegetáció regenerációja, illetve vízszintemelés következtében való térbeli átrendeződése helyett a cönózisok felbomlását tapasztaltuk.

Ilyen körülmények között előtérbe kell kerülnie a *kis reverzibilis beavatkozások módszere* elvének, vagyis egy-egy műszaki beavatkozást követően meg kell várni, amíg annak az indikátor-szervezetre gyakorolt hatása megfigyelhető, beáll vagy legalább előre jelezhető az új dinamikus egyensúly, és csak ezt követően, az előző beavatkozás következményeit is figyelembe véve kerülhet sor a következő lépés megtételére.

Kulcsszavak: Kis-Balaton, biológiai monitorozás, elárasztás, klasszifikáció, ordináció, diverzitás

Bevezetés

Kis-Balatonnak a Zala Balatonhidvég és a torkolat közti szakaszának két oldalán elterülő mocsaras területet nevezzük. Geológiailag a Balaton medencéjéhez tartozik, a tó délnyugati öblözete volt. A múlt századi vízszintszabályozás nyomán néhány kisebb területtől (Vörsi-víz, Zalavári-víz) eltekintve a nyílt víz elűnt, mocsári vegetáció alakult ki (Lotz 1978). (Helyenként sajnos ennek kiszáradása és ezt követően degradációja, ruderalizációja is megfigyelhető volt.)

A terület természetvédelmi szempontból legértékesebb részei 1951 óta védettek. 1986-ban tájvédelmi körzet létesült itt, amely jelenleg a Balatoni Nemzeti Örökség Park része (Almádi *et al.* 1993).

A Balaton vízminőségének javítása érdekében szükségessé vált a Zalán a Keszthelyi-öbölbe érkező tápanyag- (elsősorban P) terhelés csökkentése (Pomogyi 1991). Ennek egyik fontos eszköze a Kis-Balaton Vízminőségvédelmi Rendszer (KBVR), melynek II. üteme a „régii” Kis-Balaton területére esik. Környezetvédelmi célú műszaki beavatkozást kell tehát végrehajtani természetvédelmi területen úgy, hogy a természeti értékek ne sérüljenek.

Mivel előzetes környezeti hatástanulmány nem készült az 1992. őszi elárasztás (a II. ütem első szakasza) modellkísérletnek tekinthető. Az elárasztással párhuzamosan megkezdődött a terület monitorozási rendszerének kiépítése is. A természetvédelmi biomonitorozáson belül (a biomonitoring program koordinálásán túl) feladatunk a légyszárú makrofitonok vizsgálata (Szabó 1995). Ennek keretében légi felvételek segítségével nyomon követjük a növénytársulások területi változásait, valamint reprezentatív mintavételi pontokon vegetációdinamikai vizsgálatokat végzünk (Botta-Dukát *et al.* 1995, Szabó & Szeglet 1993, Szabó *et al.* 1994, Szeglet & Szabó 1994). Utóbbiak eredményeiből mutatunk be most néhányat. A munka az OTKA (483 sz. kutatási téma) és a „Kis-Balaton Természetvédelmi Biológiai Monitorozása” kutatási program támogatásával végzett kutatások eredményeiből készült.

Irodalmi áttekintés

A Kis-Balaton Vízminőségjavító Rendszer második ütem vízzel való feltöltésének kezdete (1992. november) óta az elárasztás által közvetlenül, illetve talajvízszint-emelés révén közvetve befolyásolt hatáskörzetek jöttek létre. A gyors és nagyméretű változásokat a háttérkutatások keretében a vegetáció fitocönológiai térképezésével, légi felvételek és helyszíni bejárás alapján követik (Pomogyi 1996). Vízfelületek megjelenése, parti vegetáció átrendeződése nemcsak társulás, de szubasszociáció szintig elemezve van. Ezért a biológiai monitorozás keretében feladatunk a vegetáció belső szerkezeti változásainak elemzése.

A biológiai monitorozás alapja az indikátor-koncepció, amely kiterjeszhető a társulásokra (Podani 1986). Ahogy a fajok esetében sem csak azok előfordulása vagy hiánya indikátor-értékű, úgy a társulások esetében sem csak a cönotaxonómiai besorolás megváltozása, új asszociáció (szubasszociáció) kialakulása indikálhatja a környezet megváltozását. Eredmény elsősorban kvantitatív ökológiai módszerektől remélhető, melynek törekvése a populációk, a cönózisok és a vegetáció mennyiségi jellemzőinek többé-kevésbé egzakt vizsgálata, azok előfordulását befolyásoló szabályozó és vezérlő tényezők megkeresése, számszerűsíté-

se, és a felületes szemlélődéssel nem észlelhető struktúrák kiderítése (Szabó 1995).

Az ökológiai kvantifikálás a változásokat korai, prekürzív fázisban felismeri. A texturális, strukturális átalakulások, kismértékű fajösszetételbeli módosulások korai kimutatása ugyan a szabályzó és vezérlő tényezők megváltozása miatt várható vegetációfejlődés irányát nem prognosztizálja, de az eredeti egyensúlyi állapot bizonyos megváltozásait jelzi. Így elvileg lehetőség van a műszaki beavatkozások következtében fellépő, kedvezőtlen, irreverzibilis folyamatok megelőzésére.

A pontos predikciók készítéséhez a modellezés nyújtana lehetőséget. Ennek egyik gátja az, hogy a modelleket kezelhetőségük érdekében minél egyszerűbbre célszerű megszerkeszteni. Emiatt csak korlátozott számú környezeti tényezőt lehet figyelembe venni, terepi körülmények között viszont a hatótényezők készlete és interakciója nem szűkíthető néhány jól kontrollálható faktorra. A biológiai reakcióidők hosszúsága miatt a modellekbe késleltetési fázist szükséges beépíteni (Juhász-Nagy & Vida 1978). Az elhúzódó reakcióidő alatt azonban a környezet is megváltozik, és gyakran előre nem várt következmények mutatkoznak, melyek az eredményességet csökkentik.

Ilyen körülmények között előtérbe kell kerülniük a terepi vizsgálatoknak, „kísérleteknek”, a *kis reverzibilis beavatkozások módszere* elvének. Ez azt jelenti, hogy egy-egy műszaki beavatkozást követően meg kell várni, amíg annak az indikátor-szervezetre gyakorolt hatása megfigyelhető, beáll vagy legalább előre jelezhető az új dinamikus egyensúly, és csak ezt követően, az előző beavatkozás következményeit is figyelembe véve kerülhet sor a következő lépés megtételére.

Anyag és módszer

A Kis-Balaton vegetáció- és florisztikai kutatásában évtizedes hagyományokkal rendelkezünk (Kárpáti I. *et al.* 1983). A lágypilágnak sajátos színező elemei a homokdűnék és az őket borító homok-pusztarétek (Szabó 1991). Fennmaradásukat évtizedeken keresztül a legeltetés biztosította. Mára általában elgyomosodtak (*Solidago gigantea*, *Calamagrostis epigeios*, *Sambucus ebulus*), vagy anyagnyerő helyként lettek hasznosítva (elhordva). Részben ez történt a Zimányi-berekben is, de a maradványok önmagukban is értékesek. A part és a kapcsolódó szárazulatok vegetációkutatásának kiváló lehetőségei a természetvédelmi biológiai monitorozásban.

1991-ben a Zimányi-berek 5 pontján készítettünk felvételeket, melyek a állapot rögzítésére alkalmasak. A mintavételt 1994-ben ugyanezeket a megismételtük. A terület eddig még nem került közvetlenül elő szomszédos területek előntésének hatására jelentős talajvíz

80–100 cm) következett be. Ezzel a zombéksásosra jellemző vízszint állt vissza, mert ezideig a terület belvízöblözetként a csatornázáson túl vízkiemelés révén is szárítva volt, aminek például gyomosodás: degradációt jelző fajok elterjedése lett a következménye.

A mintavételi helyek az alábbi vegetációtípusokat képviselik:

- parti átmeneti zóna a mocsári és az abból kiemelkedő homokdűne pusztaré (Astragalo-Festucetum rupicolae): 1. és 4. mintaterület,
- magassásos (Caricetum elatae, Caricetum acutiformis-ripariae): 2. és 5. mintaterület,
- tőzegpáfrányos zombéksásos (Caricetum elatae thelypteridetosum): 3. mintaterület

Az 1991-es minták esetében „a”, az 1994-es minták esetén „b” betűjelzést alkalmaztunk, s bár a területen nem közvetlen elárasztás okozott vízszintemelkedést, az egyszerű fogalmazás kedvéért „elárasztás előtti” és „elárasztás utáni” állapotokról írunk.

A mintavétel során 1 m × 3 m-es szalagtranszektekben 10 cm × 10 cm-es mintavételi egységekben feljegyeztük az előforduló fajokat.

A bekövetkezett változások indikálására felhasználtuk az életforma- (Simon 1992) és a szociális magatartás típusok (SBT, Borhidi 1993) arányának alakulását és a Shannon-diverzitást. Utóbbi kiszámítására és a változások statisztikai tesztelésére – Hutchenson (1970) módszerével – a NuCoSA programcsomagot használtuk (Tóthmérész 1993).

A sokváltozós elemzésekhez az alapadatokból számítógépes szimulációval mintavételi helyenként 5–5, egyenként 50 elemű random mintát generáltunk, melyekben a fajok gyakoriságát a frekvenciával adtuk meg. Az elemzés során 2 távolságfüggvényt alkalmaztunk: a bináris adatokon alapuló Sørensen-távolságot, és a gyakoriságot is figyelembe vevő hasonlósági arányt. A klasszifikáció során az entrópiaösszeg növekedését minimalizáló algoritmus mellett, a teljes lánc módszert használtuk az említett távolságfüggvényekkel. Ugyanezen távolságfüggvények alapján nem metrikus sokdimenziós skálázást végeztünk, valamint a fajok és minták együttes ordinációjának elkészítéséhez felhasználtuk a korrespondencia analízist (Podani 1997).

Texturális változások

Az elárasztás hatására az életforma spektrum-ban az alábbi változások következtek be (1. táblázat):

- az 1. mintaterületen az egyébként sem jelentős egy- és kétéves fajok (Th, TH) eltűntek. Nőtt a geofitonok (G) és a hemikriptofitonok (H) aránya. A hydatofitonok (HH) aránya nem változott. A változások az életformák ará-

1. táblázat. Életforma kategóriák százalékos arányának változása.

	1. mintaterület		2. mintaterület		3. mintaterület		4. mintaterület		5. mintaterület	
	1991	1994	1991	1994	1991	1994	1991	1994	1991	1994
Ch	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0
G	1	4	4	14	33	30	9	18	9	12
H	63	65	58	5	13	0	34	22	27	0
HH	31	31	34	68	54	70	49	60	62	88
TH	1	0	0	0	0	0	8	0	2	0
Th	4	0	4	0	0	0	0	0	0	0

nyait nem módosítják lényegesen; több mint 90%-ot tesz ki mindkét évben a hemikriptofitonok és hydatofitonok aránya.

- a 2. mintaterületen az 1991-ben sem jelentős az egyévesek aránya, 1994-re pedig teljesen eltűntek. Megjelentek a félcserjék (Ch) és nőtt a geofitonok aránya. Egyértelműen a vízszintemelés hatásának tulajdonítható, hogy a hemikriptofitonok aránya 58%-ról 5%-ra csökkent, a hydatofitonok aránya kétszeresére, közel 70%-ra emelkedett.
- a 3. mintaterületen 16%-kal nőtt a hydatofitonok aránya, 3%-kal csökkent a geofitonoké. A hemikriptofitonok 1991-ben az életforma kategóriák 13%-át teszik ki, 1994-re ezek a fajok eltűntek.
- a 4. mintaterületen az 1991-ben 8%-t kitevő kétévesek eltűntek, a hemikriptofitonok aránya 34%-ról 22-re csökkent. A geofitonok aránya kétszeresére (18%-ra) nőtt. A hydatofitonok részesedése 11%-kal emelkedett.
- a 5. mintaterületen a vízszintemelés nyomán eltűntek a hemikriptofitonok (arányuk 1991-ben 27%) és a kétéves fajok (arányuk 1991-ben 2%). A hydatofitonok aránya 26%-kal emelkedett, részesedésük így 1994-ben közel 90%. Néhány %-kal nőtt a geofitonok aránya is.

A *szociális magatartás típusok* arányait vizsgálva (2. táblázat) megállapíthatjuk, hogy:

- az 1. mintaterületen pozitív és negatív változásokat is megfigyelhetünk. Pozitív irányú változásnak tekinthető a gyomfajok (W) eltűnése, a zavarástűrő (DT) fajok arányának 5%-os csökkenése, és a generalisták (G) arányának növekedése. A negatív hatások a specialista elemek (S) eltűnésében és az agresszív kompetitorok (AG) megjelenésében nyilvánulnak meg.
- a 2. mintaterületen jelentős változások következtek be. Eltűntek a specialisták és a gyomok. Az 1991-ben sem jelentős természetes pionírok (NP) aránya tovább csökkent. A generalisták arányának kismértékű csökkenése nem haladja meg a véletlen ingadozás szintjét. A természetes zavarástűrők ará-

2. táblázat. Szociális viselkedési típus kategóriák százalékos arányának változása.

	1. mintaterület		2. mintaterület		3. mintaterület		4. mintaterület		5. mintaterület	
	1991	1994	1991	1994	1991	1994	1991	1994	1991	1994
AG	0	2	0	0	0	0	3	8	0	0
C	31	32	33	61	30	68	72	60	46	60
DT	36	31	23	4	0	0	0	5	6	0
G	28	35	36	34	37	5	11	14	38	13
NP	0	0	3	2	10	4	0	0	2	27
S	1	0	1	0	23	23	5	13	6	0
W	4	0	4	0	0	0	9	0	2	0

nya 22%-ról 4%-ra csökkent, a kompetitoroké (C) közel kétszeresére, 61%-ra nőtt. A legjelentősebb változások tehát pozitív irányúak.

- a 3. mintaterületen a kompetitorok részesedése 30%-ról 68%-ra emelkedett, a generalistáké 37%-ról 5%-ra, a természetes pioníroké 10%-ról 4%-ra csökkent. A specialisták aránya változatlan, mindkét évben igen magas: 23%.
- a 4. mintaterületen a vízszintemelés nyomán csökkent a kompetitorok, nőtt az agresszív kompetitorok, generalisták, specialisták aránya. Megjelentek a természetes zavarástűrő fajok, eltűntek a gyomok. A változások egyik esetben sem haladják meg a 10%-ot.
- az 5. mintaterületen eltűntek a specialista, természetes zavarástűrő és gyomfajok (arányuk 1991-ben néhány %). 38%-ról 13%-ra csökkent a generalisták aránya, 14%-kal nőtt a kompetitoroké. A természetes pionírok 1991-ben még csak néhány %-os részesedése 1994-re 27%-ra emelkedett.

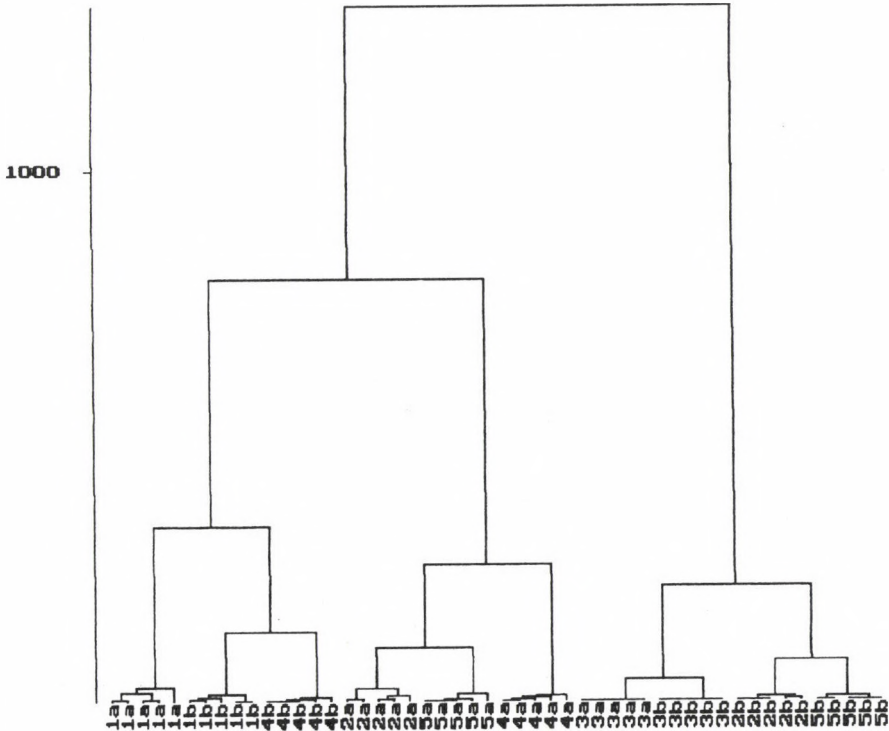
A sokváltozós elemzésekben a vizsgált állományok közti eltérések nagyobbak voltak, mint az állományok belső heterogenitása. Ezért valamennyi klasszifikációs módszer jól elkülönítette az egyes állományokból származó minták csoportjait.

Az entrópiaösszeg növekedését minimalizáló algoritmus 3 nagy csoportra bontotta az állományokat (1. ábra). Az elsőbe a parti átmeneti zóna elárasztás utáni (1b, 4b) és egy az előtti (1a) állománya került. A két elárasztás után kialakult állomány jobban hasonlít egymáshoz mint az 1-es mintavételi helyen különböző időpontban készült felvételek. Ez az elárasztásnak a korábban közvetlen vízhatás alatt nem álló vegetációra gyakorolt „uniformizáló” hatásának tulajdonítható. A 2. csoportba kerültek a tőzegpáfrányos zombéksásos (3. mintaterület) kivételével az elárasztás előtti magassásos állományok (2a, 5a) és a másik átmeneti zóna (4a). A 3. mintacsoport az előző kettőtől élesen elkülönül. Ebbe a cso-

portba az elárasztás utáni mocsári állományok (2b, 3b, 5b), valamint az 1991-ben a 3. mintaterületen készült felvételek (3a) kerültek.

Sørensen-távolság alapján, teljes lánc algoritmussal elvégezve a klasszifikációt 3 nagy mintacsoportot kapunk (2. ábra). Az elsőbe az 1-es mintavételi hely kerül (1991-es és 1994-es felvételek egyaránt). A másodikba a 2a, 4a, 4b, 5a mintaterületek, vagyis elárasztás előtti mocsári- és szegély-, valamint elárasztás utáni szegély állományok tartoznak. Ez az elemző módszer nem emeli ki a száraz területek vegetációjának változását úgy, mint az előző módszer, aminek oka valószínűleg az, hogy a mindkét összehasonlítható mintából hiányzó fajok nem növelik a hasonlóságot. A harmadik csoport összetétele azonos az előző módszerrel kapott 3. csoportéval, azaz az elárasztás utáni mocsári állományok és a vízszint-emelés előtti tőzgepáfrányos zsombéksásos állomány került ide.

A hasonlósági arány alapján teljes lánc algoritmussal végzett elemzés 3 nagy mintacsoportot eredményezett (3. ábra). Az elsőbe csak 1991-es (1a, 2a, 4a, 5a), a harmadikba csak 1994-es (2b, 3b, 4b, 5b) minták kerültek. A második csoportban a tőzgepáfrányos zsombéksásos állomány 1991-es és az egyik átmeneti zóna 1994-es állapotát reprezentáló minták (1b) vannak. Jól elkülönülnek tehát az elárasztás előtti (1. csoport) és utáni (3. csoport) állapotot reprezentáló minták. A

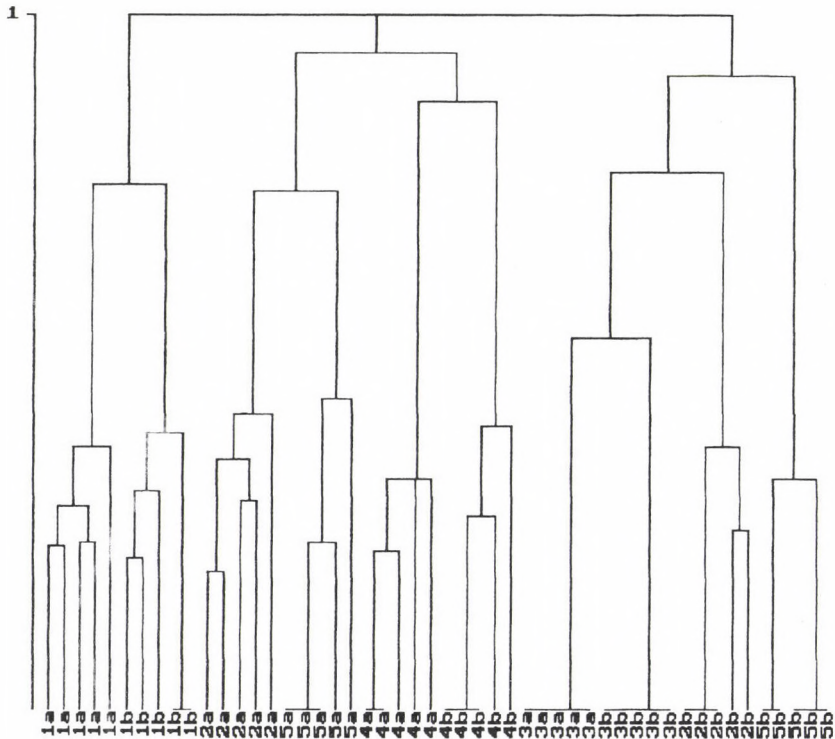


1. ábra. A minták klasszifikációja az entrópia összeg növekedését minimalizáló algoritmussal.

második csoportba tartozó két mintaterület feltehetőleg nem egymáshoz való nagy hasonlóságuk, hanem a többi területtől való jelentős eltérésük miatt került egy clusterba, vagyis a teljes lánc módszerre jellemző „lánc tágító” hatás eredményeként.

A minták ordinációja mindhárom esetben hasonló eredményeket adott (4–6. ábrák).

- Jól láthatóan elkülönülnek az ordinációs térben az elárasztás előtti és utáni minták. (A jobb áttekinthetőség érdekében csak a csoportok centroidjait ábrázoltuk). Köztes helyzetű a 3a (elárasztás előtti tőzegpáfrányos zombéksásos állomány) és az 1b (elárasztás utáni átmenet). Ez azzal magyarázható, hogy a 3. mintaterület fekszik a legmélyebben, itt volt legkisebb mértékű a kiszáradás 1991-ben, míg az első mintaterületen amely magasan és a közvetlenül elárasztott területtől legtávolabb fekszik kevésbé érvényesült a vízszintemelés hatása, mint a többi vizsgált helyen.
- A mintavételi helyek csoportjainak centroidjai az ordinációs térben egymással többé-kevésbé párhuzamosan mozdultak el, azaz a változások tendenciózusak, következetesen egy irányba mutatók voltak.

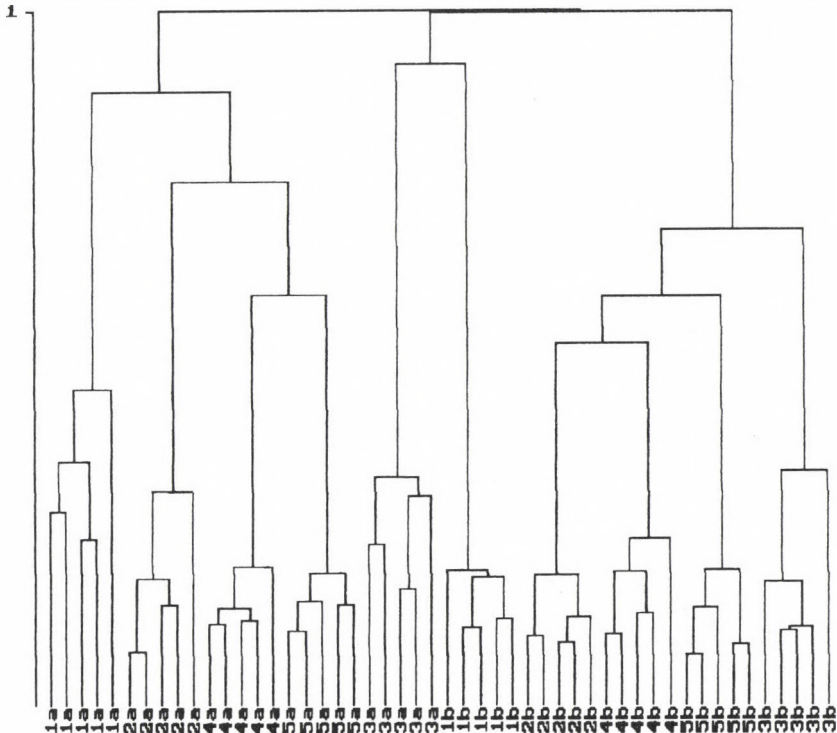


2. ábra. A minták klasszifikációja. Összevonási algoritmus: teljes lánc, távolságfüggvény: Sørensen.

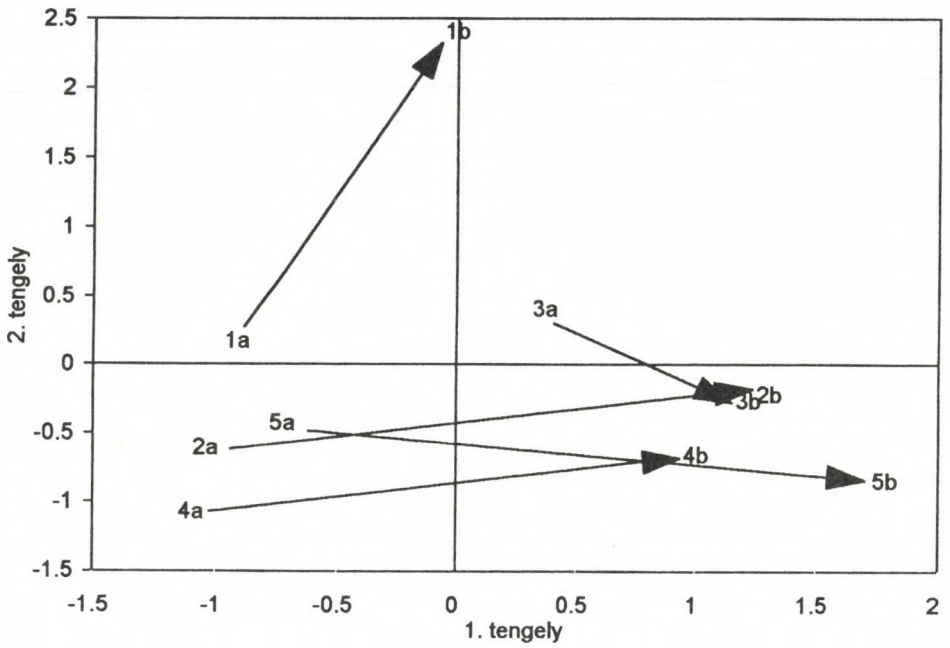
3. táblázat. A diverzitás vizsgálat eredményei.

minta- terület	1991			1994			t	df
	H _{corr}	var(H)	E	H _{corr}	var(H)	E		
1	2,666	0,0007	0,8876	1,808	0,0012	0,753	19,28	1130
2	1,7938	0,0016	0,6982	1,4394	0,0026	0,6908	5,45	846
3	1,8486	0,0006	0,8886	1,3011	0,0021	0,7249	10,46	504
4	1,5936	0,0027	0,6906	1,2903	0,0029	0,6617	4,001	795
5	1,6698	0,0021	0,7589	1,1113	0,0017	0,6894	9,02	809

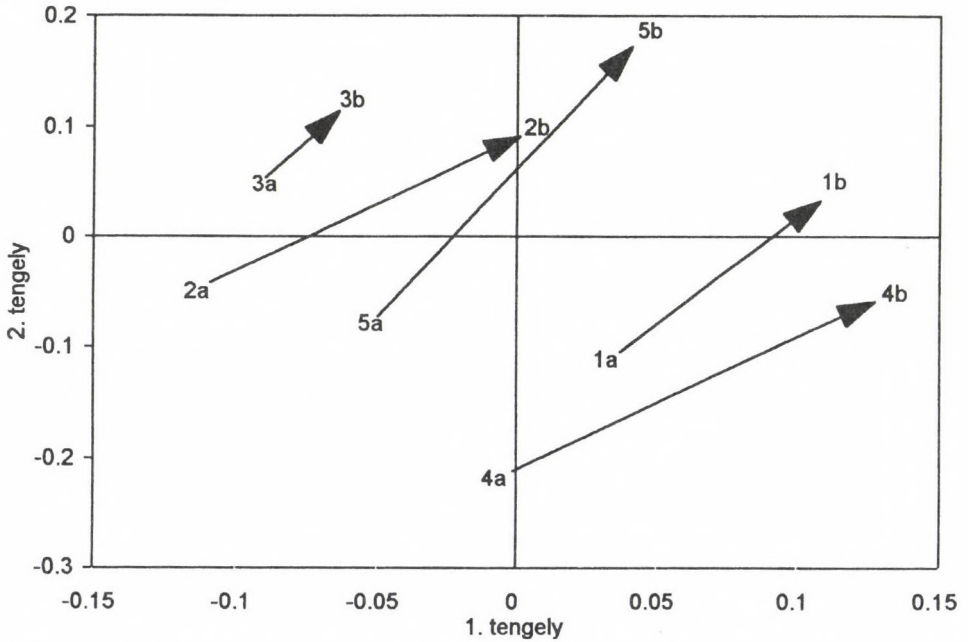
A diverzitás (H) és az egyenletesség (E) 1994-ben mind az 5 mintavételi helyen alacsonyabb, mint 1991-ben (3. táblázat). A t-próba alapján a diverzitásbeli különbségek a két időpont közt szignifikánsak. Ennek a megfigyelésnek az értelmezése több szempontból is nehéz. Módszertani szempontból azért, mert egy másik diverzitás függvényt alkalmazva, a ritka fajokat más mértékben súlyozva elvileg eltérő eredményt is kaphattunk volna. Ebben a dolgozatban hely hiányában nem szerepel, de elvégeztük a diverzitás rendezést (Tóthmérész 1995) és ez alap-



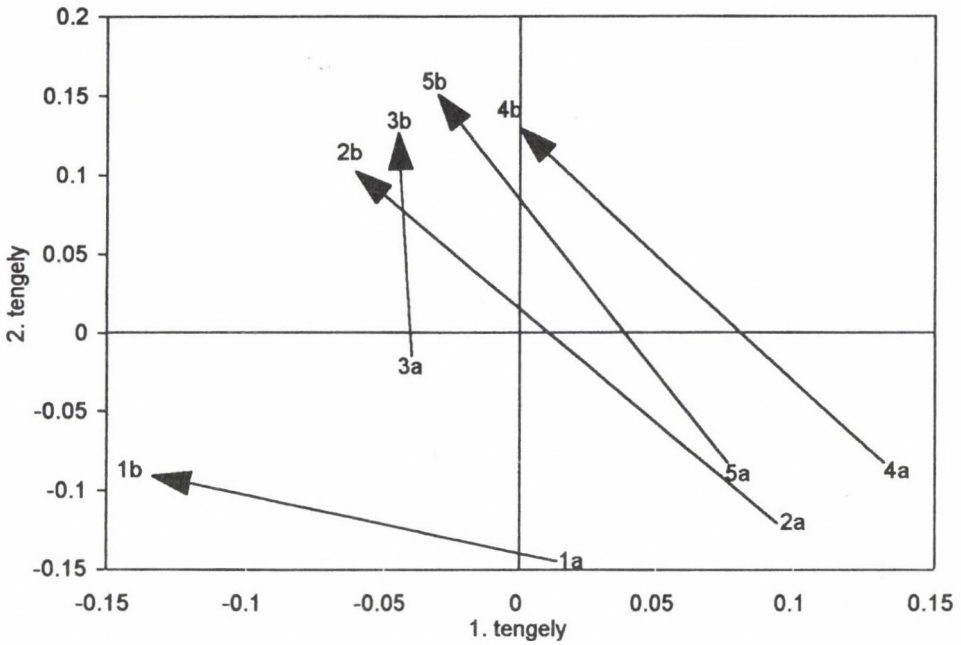
3. ábra. A minták klasszifikációja. Összevonási algoritmus: teljes lánc, távolságfüggvény: Similarity ratio.



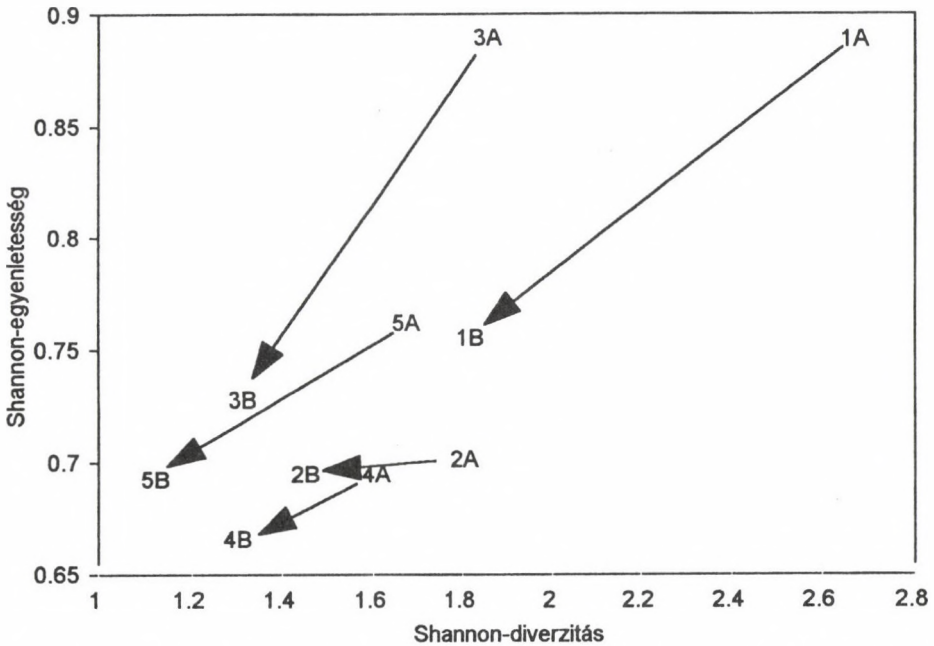
4. ábra. A minták ordinációja korrespondencia-analízissel (a csoportok centroidjainak elmozdulása az ordinációs térben).



5. ábra. A minták ordinációja nem metrikus sokdimenziós skálázással (NMDS) Sørensen-távolság alapján (a csoportok centroidjainak elmozdulása az ordinációs térben).



6. ábra. A minták ordinációja nem metrikus sokdimenziós skálázással (NMDS) Similarity ratio alapján (a csoportok centroidjainak elmozdulása az ordinációs térben).



7. ábra. A mintavételi helyek elmozdulása a faj-diverzitás/egyenletesség fázistérben az elárasztás hatására.

ján megállapítható, hogy a diverzitás a skálafaktor teljes értéktartományában csökken (Szabó *et al.* 1994). Biológiai szempontból pedig azért, mert a diverzitás-csökkenés egyaránt jelezhet kedvező és kedvezőtlen változásokat (vö. közepes diszturbancia modell, pl. During & Willems 1984).

A diverzitás mellett az egyenletesség értékei is csökkentek az elárasztást követően. A diverzitás-egyenletesség fázis térben – az ordináció eredményével összhangban – a mintavételi helyek egymással nagyjából párhuzamosan mozdultak el. Legnagyobb mértékű változást az 1. és a 3. mintavételi hely tekintetében tapasztaltunk, vagyis itt míg a fajösszetétel kevésbé változott meg, addig a textúra jelentősen átrendeződött (7. ábra).

Az elárasztás előtt is mocsári növényzettel borított területeken a diverzitás-csökkenés a természetes kísérő fajok visszaszorulásával járt együtt. Jól jelzi ezt a korrespondencia-analízis, amely a fajokat is elhelyezi ugyanabban a koordináta rendszerben mint a mintákat. A magassásosok természetes kísérőfajainak egy része pl. *Lycopus europaeus*, *Mentha aquatica*, *Stachys palustris*, *Scrophularia alata* kifejezetten az elárasztás előtti mintákra jellemzőek, más részük pl. *Lysimachia vulgaris*, *Peucedanum palustre*, *Polygonum amphibium*, *Symphytum officinale*, *Equisetum palustre* köztes helyzetű, vagyis az elárasztás előtti és utáni mintákban egyaránt előfordul, és csak néhány faj van, amely kifejezetten az elárasztás utáni mintákra jellemző *Carex riparia*, *Solanum dulcamara*, *Iris pseudacorus*, *Lemna trisulca*, *Sparganium erectum*, melyek közül az utóbbi kettő az elárasztást követően jelent meg és a vízfelületek kialakulást jelző (*Lemna*), illetve a vízszintemelést igen jól toleráló (*Sparganium*) faj.

A diverzitás-csökkenés tehát csak részben tulajdonítható annak, hogy a megelőző kiszáradás okozta degradáció következtében nagyobb diverzitás jött létre, és a vízszintemelés hatására ez visszaáll a természetes szintre, hiszen nem csak a kiszáradást, a degradációt jelző fajok szorultak vissza, hanem a magassásosok természetes kísérő fajai közül is jónéhány. Ez előre vetíti, hogy további vízszintemelkedés a területen a magassásos fennmaradása szempontjából nem kívánatos. Ha a vizsgálat időpontjabeli állapot tartósan fennmarad, elképzelhető, hogy a magassásos előretör a magasabb térszintek felé, míg a mélyebb részekben nádas váltja fel. Ehhez – különösen az utóbbihoz, mivel az erősen propagulum limitált folyamat, – hosszú időre van szükség. A vízszint további jelentős emelkedése nyomán a magassásos kipusztulása várható. Az így létrejövő vízfelületek további szukcessziója pontosan nem prognosztizálható, de újra benövényesedésük makrofitonokkal igen hosszú folyamat, és addig a KBVR II-re váró környezetvédelmi funkciót nem képesek ellátni ezek a területek.

Irodalomjegyzék

- Almádi, L., Bódis, J., Szabó, I. & Szeglet, P. (1993): *A Keszthelyi-hegység és a Kis-Balaton botanikai értékeinek feltárása a Balatonfelvidék Nemzeti Örökségparkhoz.* – Jelentés. Kézirat.
- Borhidi, A. (1993): *A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai mérőszámai.* – A KTM Természetvédelmi Hivatala és a JPTE kiadványa, Pécs.
- Botta-Dukát, Z., Fischl, G., Szabó, I. & Szeglet, P. (1995): *On the role of macrophytes and their pathogenic mycophytes in the biological monitoring of Kis-Balaton wetland landscape area.* – Abstracts, 7th European Ecological Congress, Budapest.
- During, H. J. & Willems, J. H. (1984): Diversity models applied to a chalk grassland. – *Vegetatio* **57**: 103–114.
- Hutcheson, K. (1970): A test for comparing diversities based on the Shannon formula. – *J. Theor. Biol.* **29**: 151–154.
- Juhász-Nagy, P. & Vida, G. (1978): *Szupraindividuális organizáció.* – In: Csaba, Gy. (szerk.): *A biológiai szabályzás.* Gondolat, Budapest.
- Kárpáti, I., Szeglet, P. & Kárpáti, V. (1983): Vegetationskarte des Naturschutzgebietes Kisbalaton und seine Primärproduktion. – *BFB-Bericht* **47**: 183–196.
- Lotz, Gy. (1978): A Kis-Balaton múltja és jövője. – *Zalai Gyűjtemény* **8**: 159–175.
- Podani, J. (1986): *Bioindikáció a társulások és az ökoszisztéma szintjén.* – In: Kovács, M. et al.: *A környezetszennyezést jelző és mérő élőlények.* Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Podani, J. (1997): *Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe.* – Scientia Kiadó, Budapest.
- Pomogyi, P. (1991): *A Kis-Balaton Védőrendszer kémiai, biológiai, anyagforgalmi vizsgálatai. (Összefoglaló jelentés az 1985–1990 közötti kutatásokról).* – Nyugat-dunántúli Vízügyi Igazgatóság, Kis-Balaton Üzemmérnökség, Szombathely-Keszthely.
- Pomogyi, P. (1996): *A Kis-Balaton védőrendszer Fenéki-tó nádas társulásainak változásai a vegetációtérképezés alapján.* – Kutatási jelentés. Kézirat. Keszthely.
- Simon, T. (1992): *A magyarországi edényes flóra határozója.* – Tankönyvkiadó, Budapest.
- Szabó, I. (1995): *A Kis-Balaton természetvédelmi biológiai monitorozása.* – In: Környezetvédelmi problémák a VEAB régióban. VEAB Kiadvány.
- Szabó, I. & Szeglet, P. (1993): *A Kis-Balaton természetvédelmi biológiai monitorozása. Lágyszárú makrofitonok vizsgálata.* – Jelentés. Kézirat.
- Szabó, I., Szeglet, P. & Botta-Dukát, Z. (1994): *A Kis-Balaton természetvédelmi biológiai monitorozása. Botanikai kutatások.* – Jelentés. Kézirat.
- Szabó, I. (1991): *Veszélyeztetett növényfajok a Balaton délnyugati öblözeteiben.* – Kézirat. Kis-Balaton Ankét, 1991.IV.24–26.
- Szabó, I. (1995): *Növényökológia.* – In: Turcsányi, G. (szerk.): *Mezőgazdasági növénytan. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest.*
- Szeglet, P. & Szabó, I. (1994): *A makrovegetáció „alapállapot” rögzítése légifelvételek alkalmazásával a Kis-Balaton természetvédelmi biológiai monitorozása kezdetén.* – Abstracts, III. Magyar Ökológus Kongresszus, Szeged.
- Tóthmérész, B. (1993): NuCoSA 1.0: Number Cruncher for Community studies or other Ecological Applications. – *Abstracta Botanica* **17**: 283–287.
- Tóthmérész, B. (1995): Comparison of different methods for diversity ordering. – *Journal of Vegetation Science* **6**: 283–290.

Small-scale early changes of the vegetation used for nature-protection biomonitoring of Kis-Balaton

Szabó, I., Botta-Dukát, Z. & Szeglet, P.

Dept. of Botany and Plant Physiology, PATE Georgikon
H-8360 Keszthely, Festetics u. 7, Hungary

Abstract: There is a biological monitoring program started in 1992 in the area of Kis-Balaton – established by the sedimentation of the ancient westernmost bay of Balaton lake – parallel with the establishment of a biological water quality improvement system. The fine structure changes of high sedge and to short grass transitional vegetation units caused by indirect effect (rising soil water table) of permanent inundation were studied by classification, ordination and diversity measurements between 1992 and 1994 until the final flooding became.

The rising water table proved to be the main factor. The habitat ameliorated earlier became wet again and the gradient between wet and dry habitats got higher on the slope of sand dune without the expected resilience of former plant communities and the dislocation of the coenotone. The structure of the former definite communities has been breaking up since the start of flooding.

The textural, structural changes, species exchange processes were detected but the prospective developmental trends were not forecasted by this ecological quantification. The theory of small successive steps should be advised, that means about 10 cm yearly raise of water table level.

Key words: Kis-Balaton, biological monitoring, flooding, clustering, ordination, diversity

A Visegrádi-hegység patakjainak halfaunája és természetvédelmi szempontú értékelése

Erős Tibor

1131 Budapest, Mosoly utca 27/b I/81

Összefoglaló: 1996-ban végzett halfaunisztikai felmérésünk alkalmával 20 halfajt mutattunk ki a Visegrádi-hegység patakjaiból. Az eredményeket bemutató dolgozatunk összefoglalja, értékeli és számos új megfigyeléssel egészíti ki a hegység vízfolyásairól korábban megjelent halfaunisztikai szakirodalmat. Faunisztikai megfigyeléseink két veszélyeztetett halfajunk új előfordulási helyét igazolták, a Petényi márnát a Bükkös-patakból, a sújtásos küszt az Apátkúti-patakból mutattuk ki. Két patakban azonban, az elsőként feltárt Lepence-patakban és a korábban védett halfajok élőhelyeként ismert Malom-patakban nem tudtunk kimutatni egyetlen halfajt sem. Felmérési eredményeink felhívják a figyelmet kis vízfolyásaink sérülékenységre és megóvásuk fontosságára. Védelmi intézkedések hiányában e veszélyeztetett és ritka halfajok populációinak kevés az esélye a hosszú távú fennmaradásra.

Kulcsszavak: halfauna, patakok, Visegrádi-hegység, természetvédelem

Bevezetés

Középhegységeink patakjai közül kevés mentes az emberi eredetű zavaró hatásoktól, pedig e vízterek kis méretük és szélsőséges környezeti viszonyaik miatt ökológiai értelemben igen sérülékenyek. Hegyvidéki patakjaink halfaunájának döntő hányadát olyan fajok alkotják, melyeknek populációi az emberi környezet-átalakító tevékenységek következményeként Európa-szerte fogyatkozóban vannak. A hazai populációk előfordulási helyeinek feltérképezése, és élőhelyeik védelme sürgető feladat állományaik csökkenésének megakadályozása érdekében.

A Visegrádi-hegység patakjain állapotfelmérés céljából 1996-ban végeztünk halfaunisztikai kutatásokat. A halfauna részletes feltárása mellett célunk volt azoknak a zavaró hatásoknak a megismerése is, melyek e vízfolyások halközöségeit veszélyeztetik. A térség patakjainak halfaunájáról csak hiányos szakirodalmi adatok állnak rendelkezésre, ugyanakkor a nemrégiben létrejött Duna–Ipoly Nemzeti Parkhoz tartozás kiemeli e patakok minél alaposabb faunisztikai feltárását. Jászfalusi (1950) a Szentendrei-Duna halászatbiológiai ismertetésekor utalást tett a patakok és ártéri kiöntések halaira is, és összesen négy halfajnál nevezte meg élőhelyként a mellékpatakokat. Botta és társai (1984) a hegység három patakjában, a Bükkös-patakban, az Apátkúti-patakban és a Malom-patakban öt halfaj jelenlétét állapították meg. Keresztessy (1992) 1988 és 1991 között végzett vizsgálataival tizenöt halfajt mutatott ki a hegység négy vízfolyásából. A Bükkös-patakban hat, az Apátkúti-patakban tíz, a Malom-patakban hét és a Pilisma-

róti-pataokban két halfaj előfordulását említette meg, a felsorolt halfajok patakon belüli eloszlására azonban nem tett utalást.

Anyag és módszer

Halbiológiai felméréseinket a Visegrádi-hegység öt legnagyobb patakján, a 16 km hosszúságú Bükkös-patakon, a 9,6 km hosszúságú Apátkúti-patakon, az 5,5 km hosszúságú Lepence-patakon, a 6 km hosszúságú Malom-patakon és a 7 km hosszúságú Pilismaróti (Malom)-patakon végeztük. Az 1996-os évben 14 alkalommal vettünk mintákat, elektromos kutató halászgép és 2 mm szembőségű keretes hálók segítségével. A vizsgált terület leírását Keresztessy (1992) és Erős (1997) dolgozata tartalmazza. A patakok halfaunájának természetvédelmi szempontú értékeléséhez a magyar halfauna természetvédelmi minősítésére javasolt értékrendszert alkalmaztuk (Guti 1993, 1995).

Eredmények

Felmérésünk során a hegység patakjaiban összesen 20 halfaj jelenlétét sikerült igazolnunk (1. táblázat).

Pisztrángxélfélék családja – Salmonidae

Sebes pisztráng (*Salmo trutta m. fario*) – A korábbi faunisztikai munkák közül Keresztessy (1992) jelezte először a sebes pisztráng előfordulását az Apátkúti-pataokban. Őshonos pisztrángxélfélnk, a hegység patakjai közül kizárólag az Apátkúti-pataokban fordul elő, melynek mesterséges tavaiba telepítés révén került. A Visegrád község felett található halastó feletti patakszakaszon a Kaán-forrásig mérsékelt gyakoriságú halfaj.

Csukafélfék családja – Esocidae

Csuka (*Esox lucius*) – A csukát Keresztessy (1992) az Apátkúti-patakból mutatta ki, mi a Bükkös-patak torkolatánál találkoztunk a faj ivadékával. A hegység nagyobb patakjainak torkolati részén alkalmi előfordulású, ritka faj.

Pontyfélék családja – Cyprinidae

Bodorka (*Rutilus rutilus*) – A korábbi szakirodalom a Bükkös-patakból közli (Keresztessy 1992). A Bükkös-patak és az Apátkúti-patak dunai beömlésénél mérsékelt gyakoriságú faj. Ivadéka a felsőbb szakaszokra nem hatol fel; a Bükkös-pataokban a Szentendre városban húzódó mesterséges meder alsó szakaszáig, az Apátkúti-pataokban a 11-es főút alatti szakaszon találtuk.

1. táblázat. A Visegrádi-hegység patakjaiban 1996-ban gyűjtött halfajok jegyzéke

	Bükkös- patak	Apátkúti- patak	Lepence- patak	Malom- patak	Maróti- patak
<i>Abramis brama</i>	1	–	–	–	–
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	–	6	–	–	–
<i>Alburnus alburnus</i>	14	14	–	–	–
<i>Barbus barbus</i>	–	5	–	–	–
<i>Barbus peloponnesius p.</i>	1	57	–	–	–
<i>Carassius auratus</i>	1	5	–	–	–
<i>Chondrostoma nasus</i>	1	5	–	–	–
<i>Esox lucius</i>	3	–	–	–	–
<i>Gobio obio</i>	75	82	–	–	–
<i>Leuciscus cephalus</i>	194	247	–	–	–
<i>Leuciscus idus</i>	6	5	–	–	–
<i>Leuciscus leuciscus</i>	–	3	–	–	–
<i>Neogobius kessleri</i>	–	2	–	–	–
<i>Orthrias harbatulus</i>	427	46	–	–	41
<i>Perca uviatilis</i>	–	2	–	–	–
<i>Phoxinus phoxinus</i>	–	–	–	–	53
<i>Proterorhinus marmoratus</i>	8	53	–	–	–
<i>Pseudorasbora parva</i>	1	3	–	–	–
<i>Rutilus rutilus</i>	21	6	–	–	–
<i>Salmo trutta m. fario</i>	–	33	–	–	–

Nyúldomolykó (*Leuciscus leuciscus*) – Korábbi faunisztikai művek (Jászfalusi 1950, Botta és társai 1984, Keresztessy 1992) nem jelezték a nyúldomolykó előfordulását a hegység patakjaiban. Felmérésünk során az Apátkúti-patak alsó szakaszán bukkantunk rá, amelyben ritka fajnak minősíthetjük.

Fejes domolykó (*Leuciscus cephalus*) – A faunisztikai munkák alapján a fejes domolykó a hegység patakjainak egyik legközönségesebb halfaja (Jászfalusi 1950, Botta és társai 1984, Keresztessy 1992). A Bükkös-patak Sági-tanya alatti szakaszán gyakori halfaj. Az Apátkúti-patakban a halastó alatti víztér leggyakoribb halfajának mutatkozott.

Jász (*Leuciscus idus*) – A korábbi munkák nem említik előfordulását a hegység patakjaiban. A Bükkös-patak és az Apátkúti-patak torkolati részén fordult elő ivadéka, ritka faj.

Fürge cselle (*Phoxinus phoxinus*) – Jászfalusi (1950) a Duna szentendrei-sziget menti mellékpatakjainak gyakori halfajaként sorolta be a fürge csellét.

Botta és társai (1984), valamint Keresztessy (1992) a Malom-patakból és az Apátkúti-patakból írták le. Keresztessy (1992) közli a Pilismaróti-patakból is, kutatómunkánk alatt csak itt találtuk. A patak Pilismarót község feletti szakaszán mérsékelten gyakori halfaj.

Küsz (*Alburnus alburnus*) – A térségre vonatkozó haltani művek közül Keresztessy (1992) jelezte a Bükkös-patakból. Felméréseink alapján a Bükkös-patak és az Apátkúti-patak torkolatánál ivadékok és felnőtt egyedei is mérsékelt gyakorisággal fordulnak elő.

Sújtásos küsz (*Alburnoides bipunctatus*) – A hegység patakjaival foglalkozó faunamunkákban nem található utalás a sújtásos küsz előfordulására. Az Apátkúti-patak halastó alatti szakaszán, Visegrád községben találtuk meg ezt az országszerte veszélyeztetett halfajt, és ott ritkának minősíthető.

Dévérkeszeg (*Abramis brama*) – Nem pataklakó halfaj, de ivadéka előkerülhet a dunai befolyóknál. A Bükkös-patakból egy 0+ korú példányt találtunk. A patak torkolatánál alkalmi előfordulású, ritka faj.

Paduc (*Chondrostoma nasus*) – A korábbi szakirodalom nem említi, a patakok torkolatánál azonban ivadéka előfordulhat. A Bükkös-patakból és az Apátkúti-patakból a torkolati 100–150 m-es szakaszon fordul elő, ritka faj.

Márna (*Barbus barbus*) – A paduchoz hasonlóan új fajként írható le a patakok torkolati szakaszáról, ahol ivadéka ritka előfordulású.

Petényi márna (*Barbus peloponnesius petényi*) – Jászfalusi (1950) gyakori fajnak minősítette, Botta és társai (1984) térségre vonatkozó faunajegyzékében azonban nem szerepelt a petényi márna. Keresztessy (1992) az Apátkúti-patakból és a Malom-patakból említi előfordulását. Vöröskönyves halfajunkat az 1996-os évben nem találtuk meg a Malom-patakból. Az Apátkúti-patak halastó alatti szakaszán viszonylag gyakorinak mondható faj. A petényi márna új előfordulási helyeként nevezhetjük meg a Bükkös-patakból, ahol igen ritka fajnak minősíthető, a bizonyító példányt a Sági-tanyánál sikerült megfognunk.

Fenekjáromos küllő (*Gobio gobio*) – A Visegrádi-hegység nagyobb patakjainak gyakori halfaja, előfordul a Bükkös-patakból, az Apátkúti-patakból és a Malom-patakból (Botta és társai 1984, Keresztessy 1992), habár az 1996-os esztendőben utóbbi lelőhelyéről nem sikerült kimutatnunk. A fenekjáromos küllő a Bükkös-patakból a Sági-tanya feletti szakaszig gyakori, feljebb azonban nem fordul elő. Az Apátkúti-patakból a halastó alatti patakszakasz viszonylag gyakori fajként értékelhető.

Kínai razbóra (*Pseudorasbora parva*) – Korábbi faunaművek nem utalnak rá, a Bükkös-patak és az Apátkúti-patak torkolatánál azonban, mint ritka faj, regisztrálhattuk.

Ezüstkárász (*Carassius auratus*) – Keresztessy (1992) az Apátkúti-patakból említi, azonban a Bükkös-patak torkolati részén is találoztunk ivadékával, ahol ritka fajnak mondható.

Csíkfélék családja – Cobitidae

Kövi csík (*Barbatula barbatula*) – A Visegrádi-hegység patakjainak leggyakoribb halfaja, az összes ide vonatkozó dolgozat (Jászfalusi 1950, Botta és társai 1984, Keresztessy 1992) felsorolja faunajegyzékében. A Bükkös-patak teljes szakaszán megtalálható, gyakori faj. Az Apátkúti-patakban a halastó alatti szakaszon tudtuk csak kimutatni, mérsékelt gyakoriságú. A Malom-patakban az 1996-os évben nem fordult elő. Viszonylag gyakori faj a Pilismaróti-patakban.

Sügérfélék családja – Percidae

Sügér (*Perca fluviatilis*) – Korábbi adatokat a hegység patakjaiban való előfordulására vonatkozóan nem találtunk. Az Apátkúti-patak torkolatánál fedeztük fel, ritka faj.

Gébfélék családja – Gobiidae

Tarka géb (*Proterorhinus marmoratus*) – Már Jászfalusi (1950) feltüntette a mellékpatakok gyakori fajaként. Botta és társai (1984), valamint Keresztessy (1992) az Apátkúti-patakból írták le. A Bükkös-patakban és az Apátkúti-patakban is a torkolati részen előforduló gébféle, mely az előbbi vízfolyásban viszonylag ritka, az utóbbiban gyakori előfordulású.

Kessler géb (*Neogobius kessleri*) – E halfaunánkat tekintve új fajt az Apátkúti-patak torkolatánál fogott példányok alapján mutattuk ki először hazánkból (Erős & Guti 1997). A patak torkolatánál alkalmi előfordulású, ritka fajnak minősíthetjük.

Következtetések

Az 1996-ban végzett halfaunisztikai felméréseink alapján a Visegrádi-hegység patakjainak állapotát, halfaunánk biodiverzitásának fenntartásában elfoglalt szerepét a következőképpen értékelhetjük. A Visegrádi-hegység patakjaiban fogott 20 halfaj közül a Petényi márna, ürge cselle, sújtásos küsz állománya veszélyeztetett, a kövi csík, fenékjáró küllő, nyúldomolykó, paduc, jász, sebes pisztráng állománya pedig ritkának számít hazai viszonylatban. A hegység patakjai méretükhöz képest nagy természeti értéket képviselnek, jelenlegi állapotukban azonban, e fajok fennmaradását biztosító potenciáljuk igen különböző.

A térség legtisztább vizű patakja, az Apátkúti-patak adott otthont a leggazdagabb halfaunának. A halastó fölötti szakaszcson azonban, a patakból kimutatott 17 halfajból csak a sebes pisztráng jelenlétét sikerült bizonyítanunk. Tapasztalataink alapján a halastó gátja akadályozza a halak közlekedését, a telepítések kor kiszabaduló faunaidegen fajok pedig az őshonos halfajok állományának csökkenését és strukturális megváltozását okozhatják. A pataklakó és a dunai iva-

dék halak állománya a patak torkolatától számított alig két kilométeres szakaszon él, azon a szakaszon ahol Visegrád község miatt a legnagyobb szennyezés éri a vízfolyást. Az Apátkúti-patak halfaunája fokozottan veszélyeztetett, a fajösszetétel alapján ugyanakkor kiemelt figyelmet kellene fordítani megóvására. Az Apátkúti-patak halfaunájának abszolút természeti értéke $T_a = 27$, relatív természeti értéke $T_r = 1,59$ volt 1996-ban.

A Bükkös-patak a hegység legnagyobb vízfolyása, fajgazdagsága azonban elmaradt a terjedelme alapján várt fajszámtól. A dunai halivadék a Szentendre városban végighúzóódó egyenes partvonalú, keskeny, felgyorsult folyású, homogén aljzatú mesterséges patakmedret elkerülte. Ez a rész a felsorolt tulajdonságai miatt gátolja bizonyos fajoknak a patak felsőbb, természetes medrű szakaszára úszását. Szentendre városban a patak a város kommunális szennyvizével és hulladékaival is szennyeződik. E két tényező okozhatta, hogy a tiszta, oxigénben dús vizet kedvelő, a környezeti tényezők megváltozására érzékenyen reagáló halfajok, mint a sújtásos kűsz, fűrge cselle, nyúldomolykó nem fordultak elő a patakban, vagy kis állománysűrűségben a patak felsőbb, tisztább szakaszára húzódnak, mint a Petényi márna megmaradt populációja. A Bükkös-patak halfaunájára becsült abszolút természeti érték $T_a = 18$, a relatív természeti érték $T_r = 1,38$ volt.

A Lepence-patakban egyetlen halfaj jelenlétét sem észleltük, ami a patak jelenlegi (1996-os) állapota alapján nem meglepő. A felfelé úszó halak útját betonlépcső zárja el, a patak alsó szakasza kőlapokkal van kirakva, a torkolati szakaszon erős a hő- és szennyvízterhelés.

A dömösi Malom-patakban az 1996-os évben nem mutattunk ki egyetlen halfajt sem. Keresztessy (1992) 1988–1991 között hét halfaj jelenlétét igazolta, melyből négy (Petényi márna, fűrge cselle, kövi csík, halványfoltú küllő) törvényes védelmet élvező faj volt. Az 1980-as években a Petényi márnának és a kövi csíknak nagy egyedsűrűségű populációi éltek a Malom-patakban. Feltételezhető, hogy erős szennyezés érte a patakot, mely remélhetőleg csak ideiglenesen tüntette el a halállományt. A Pilismaróti-patak időszakosan van összeköttetésben a Dunával, halfaunája szegényes, összesen két fajból áll. A két védett halfaj állománya jelenleg nem fenyegetett. A Pilismaróti-patak halfaunájának abszolút természetvédelmi értéke $T_a = 4$, relatív természetvédelmi értéke $T_r = 2$ értékű volt 1996-ban.

A Visegrádi-hegység vízfolyásait számos emberi eredetű zavaró hatás éri. A nem természetes kialakítású mederszakaszok, gátak, melyek a halállomány közlekedését akadályozzák, és különböző eredetű szennyezések negatívan befolyásolják a középhegység halfaunájának biológiai sokféleségét. Felméréseink alapján indokolt lenne e zavaró hatások megszüntetése vagy csökkentése, védett halaink populációinak fennmaradása érdekében.

Köszönetnyilvánítás – Szeretném megköszönni Gutí Gábornak, Keresztessy Katalinnak és Pászty Gabriellának a halászatok során nyújtott segítségét.

Irodalomjegyzék

- Botta, I., Keresztessy, K. & Neményi, I. (1984): Halfaunisztikai és ökológiai tapasztalatok természetes vizeinkben. – *Állattani Közlemények* **71**: 39–50.
- Erős, T. (1997): Halközösségek struktúrája a Pilis Bioszféra Rezervátum két patakjában. – *Halászat* **90**: 175–180.
- Erős, T., & Gutí, G. (1997): Kessler géb (*Neogobius kesleri* Günther, 1861) a Duna magyarországi szakaszán – új halfaj előfordulásának igazolása. – *Halászat* **90**: 83–84.
- Gutí, G. (1993): A magyar halfauna természetvédelmi minőségére javasolt értékrendszer. – *Halászat* **86**: 141–144.
- Gutí, G. (1995): Conservation status of fishes in Hungary. – *Opusc. Zool., Budapest* **27–28**: 153–158.
- Jászfalusi, L. (1950): Adatok a Duna szentendrei-szigeti szakaszának és mellékpatakjainak halászati biológiai viszonyaihoz. – *Hidrológiai Közöny* **54**: 143–146.
- Keresztessy, K. (1992): A Visegrádi-hegység halfaunisztikai vizsgálata. – *Halászat* **85**: 99–100.

The fish fauna of the streams of the Visegrád mountains and their evaluation from a nature conservational point of view

T. Erős

H–1131 Budapest, Mosoly utca 27/b, I/81, Hungary

Abstract: Twenty fish species were found in the streams of the Visegrád mountains during a fish faunistical survey in 1996. Present paper summarizes, evaluates and completes the results of earlier papers on the ichtyofauna of the area. The presence of two endangered species was proved: *Barbus peloponnesius petényi* in Bükkös stream and *Alburnoides bipunctatus* in Apátkút stream. No fish could be detected from Lepence stream and Malom stream, the latter earlier known as the habitat of protected species. Our results emphasize the vulnerability of streams and the necessity to protect them. Without such protection these rare and endangered fish have a slight chance to survive.

Key words: fish fauna, streams, Visegrád Mts, nature conservation

Adatok a kisemlősfauna indirekt monitorozó vizsgálatához egy gyöngybagoly pár (*Tyto alba*) három éves köpetvizsgálata alapján

Horváth Győző és Jeney Katalin

*JPTE, Ökológia és Állatföldrajzi Tanszék
7601 Pécs, Ifjúság útja 6*

Összefoglaló: A gyöngybagoly (*Tyto alba*) köpetvizsgálata a kisemlősök faunisztikai kutatásának indirekt módszere, amely alapján a Dráva mente és Baranya megye területén a kisemlősök monitorozásának regionális szintű megvalósításán dolgozunk. Jelen dolgozat ebből a monitorozó programból egy kiemelt költőhely, Páprád község református templomtornyában elhelyezett költőládából gyűjtött köpetminták adatait elemzi. A faunisztikai értékelés alapján a rágcsálók (Rodentia) dominanciáját mutattuk ki és a Soricidae családból a *Crocidura*-fajok nagyobb arányú megjelenését regisztráltuk. Egy adott éven belüli hónapok mintáinak összehasonlítása alapján a gyöngybagoly őszi zsákmánylistája kevésbé diverz, mint a tavaszi, vagy a nyári. A *Sorex araneus* és a *Neomys*-fajok elsősorban tavasszal voltak nagyobb mennyiségben a köpetekben. A gyakoribb fajok közül tavasszal és nyáron több esetben a *Crocidura*- és az *Apodemus*-fajok jelentek meg szignifikánsan nagyobb példányszámmal. Adataink alapján őszre a gyöngybagoly elsősorban a *Microtus arvalis* vadászatára tér át, ez a faj jelenik meg nagy relatív gyakorisággal a köpetekben. A táplálék-összetétel diverzitása így az őszi hónapokban lecsökken, amit az éves összehasonlítások is igazoltak. A *M. arvalis* 1995-ös és 1997-es őszi gyakorisága gradációját jelezte. Vizsgálataink alapján a kisemlősök indirekt monitorozásához a tavasszal, vagy a nyár elején gyűjtött köpetminták alkalmasab-
bak.

Kulcsszavak: kisemlősök, gyöngybagoly, köpetvizsgálat, monitorozás, diverzitás, Páprád, Baranya megye

Bevezetés

Minden szünfenobiológiai és ökológiai vizsgálat alapját a faunisztikai jelle-
gű kutatások alapozzák meg és ezekre napjainkban is nagy szükség van. Nem-
csak a gerinctelenek (különös tekintettel a rovarok) bizonyos fajpopulációinak el-
terjedése nem tisztázott, a legtöbb gerinces taxon, így az emlősök fajainak hazai
elterjedésére vonatkozó kutatások, térképezések sem fejeződtek be.

A különböző egyed feletti szerveződési szinteken végbemenő változások
regisztrálása csak monitorozó jellegű vizsgálatokkal valósítható meg, amely ér-
telmében a kiválasztott populációkat, közösségeket és ezek természetföldrajzi
környezetét jelentő élőhelyeket és élőhely-együtteseket hosszú időn keresztül va-
lamilyen sajátosságai alapján vizsgáljuk, valamint a fontos szünbiológiai karakte-
risztikákat rendszeres megfigyelésekkel és mintavételezésekkel elemezzük (Láng
1997).

A hazánkban kidolgozott Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer tizedik kötete a genetikai sokféleség megőrzése mellett az emlősök monitorozó vizsgálatának megvalósításával foglalkozik (Csorba és Pecsénye 1997). A hazai emlősfajok monitorozásának egyik programja az elterjedés változásának nyomon követése (Csorba és Pecsénye 1997), amihez a bagolyköpetek vizsgálataiból nyert adatok jelentős mennyiségű információval járulnak hozzá és alkalmasak korábbi évek jelentős bagolyköpet-vizsgálatainak eredményeivel – pl. Schmidt (1969, 1972, 1974, 1975) – történő összehasonlítására. A kisémlősök faunisztikai kutatásához a gyöngybagoly, *Tyto alba* (Scopoli, 1769) köpetmintái használhatók fel legjobban (monitorozás, állapotfelmérés, diverzitásbecslés), mivel a hazai bagolyfajok közül a gyöngybagoly rendelkezik a legtöbb fajt magába foglaló táplálék-összetétellel és bő prédakínálat esetén gyakran másodsor is költ (Wijnandts 1984). A téli kóborlása alatt is gyakran marad költőhelyének közelében, ezért köpetei egész évben gyűjthetők és mivel fészkelőhelye elsősorban emberi településekhez kötődik (Haraszthy 1984), a köpetmintákat könnyű rendszeresen begyűjteni. A kisémlősfauna indirekt monitorozása kapcsán az egyes zsákmányfajok preferálása fontos kérdés, mivel azt a problémát veti fel, melyik időszakban gyűjtött köpetanyag alkalmas leginkább a költőhely környékének kisémlős-faunisztikai jellemzésére, a gyöngybagoly köpetmintái melyik időszakban reprezentálják legjobban a környező élőhelyek kisémlőskínálatát. A kínálat és zsákmányolás közötti viszony tanulmányozásában von Knore (1973) munkája szolgáltat fontos adatokat. A hazai irodalomban Kalivoda (1993, 1994) tér ki a köpetminták felhasználásának elemzésére, a kisémlősfauna reprezentáltságának kérdésére. Így az éves változások összehasonlításánál nem szabad figyelmen kívül hagyni a gyöngybagoly, mint ragadozó zsákmánypreferenciáját, ezért a köpetadatok szezonális összehasonlítására is szükség van.

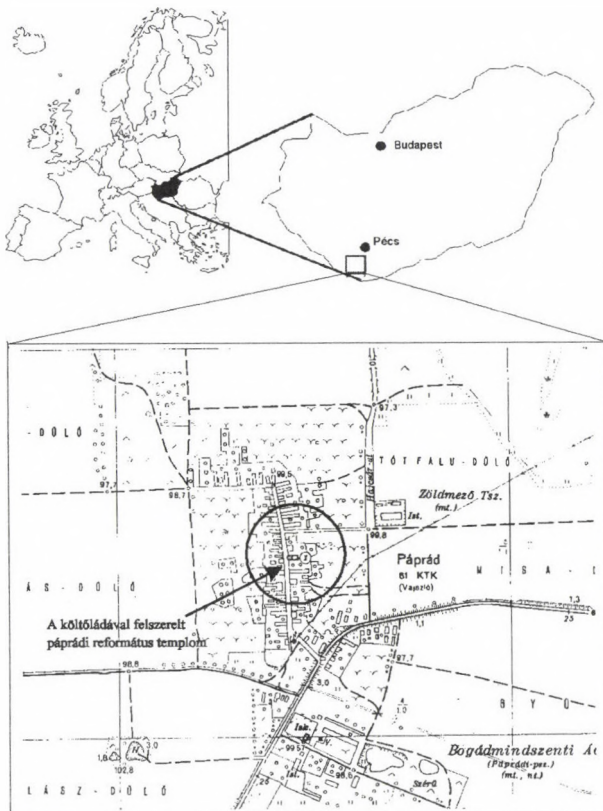
A gyöngybagoly köpetvizsgálatait Baranya megyében 1985-ben kezdtük el, amikor a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Pécsi Helyi Csoportja 1985–86-ban a gyöngybagoly költőhelyek feltérképezését végezte (Bank 1990). A pécsi madártani csoport a 80-as évek végétől folyamatosan telepít gyöngybagoly költőládákat, melynek eredményeként 1994 végéig 42 db költőládát szereltek fel. A költőládás fészkelések lehetőséget adtak arra, hogy rendszeres, monitoringszerű köpetgyűjtéseket végezhesünk. Ezen tíz év köpetvizsgálatainak kisémlős-faunisztikai eredményeit Horváth és Majer (1994), valamint Horváth (1994, 1995, 1996) munkái foglalják össze. A JPTE TTK Ökológia és Állatföldrajzi Tanszéke 1995 végén és 1996-ban – a költőládás minták további gyűjtése mellett – a Dráva baranyai szakasza mentén a kisémlősfauna indirekt monitorozása céljából a gyöngybagoly köpeteinek rendszeres gyűjtését kezdte el.

Jelen dolgozat célja, hogy egy kiválasztott költőpártól rendszeresen, monitoringszerűen gyűjtött köpetekből meghatározott kisémlős-összetétel szezonális és éves változásait elemezze.

Anyag és módszer

A gyöngybagolyköpetekben megjelenő kisémlősfajta szezonális és éves összehasonlításához Baranya megyében található Páprád község költőpárjának táplálkozási adatait használtuk fel (1. ábra). A gyöngybagoly költőhelye a költőládával felszerelt református templomtorony, így mindhárom gyűjtési év köpetmintái költőládából származnak. 1995 és 1997 között rendszeresen gyűjtöttünk köpeteket, 1995-ben négy (05.18., 07.24., 09.30., 10.31.), 1996-ban öt (05.17., 06.29., 07.13., 08.02., 09.26.), 1997-ben pedig nyolc (03.23., 04.19., 05.26., 06.24., 07.29., 08.27., 09.28., 11.30.) alkalommal.

Az értékelésnél csak az egész köpetekből kapott adatokkal számoltunk. Schmidt (1967), Ács (1985) és Ujhelyi (1994) munkája alapján határoztunk koponyabélyegeket és fogazat alapján. A *Neomys*-fajokat (*N. fodiens* [Pennat, 1771] és *N. anomalus* Cabrera, 1907) az alsó állkapocs koronanyúlványa magasságának



1. ábra. A páprádi költőhely és környéke 1 : 10 000-es térképen ábrázolva.

mérésével különítettük el. Az *Apodemus*-nemzetségen belül a közönséges erdeieger (*A. sylvaticus* [Linnaeus, 1758]), a sárganyakú erdeieger (*A. flavicollis* [Melchior, 1834]) és az aprószemű erdeieger (*A. microps* [Kratohvíl et Rosicky, 1952]) fajokat erdeiegernek (*Apodemus* spp.) néven foglaltuk össze. A *Mus*-genus hazánkban előforduló két faja, a házi egér (*M. musculus* Linnaeus, 1758) és a güzüegér (*M. spicilegus* Petényi, 1882) bagolyköpetekből történő elkülönítésről hazai kutatások alapján már vannak adatok (Demeter 1995, Demeter *et al.* 1995). A két fajt a felső és az alsó zygomatikus ív aránya alapján különítettük el, ha ezek hiányoztak a koponyáról vagy csak mandibulát találtunk, akkor a genus nevet adtuk meg (*Mus* spp.). A teresztris kisemlősöktől (Insectivoria, Rodentia) elkülönítve, az egyéb kategóriában szerepeltetjük a gyöngybagoly táplálék-összetételében megjelenő madarakat (Aves) és denevéreket (Chiroptera).

Az adott dátumú mintából csak a teresztris kisemlősök abundancia-adatait felhasználva számítottuk ki a minták Shannon-diverzitását és egyenletességét (Pielou 1975). A szezonális különbségek értékelésénél 1995–96-ban három – májusban, júliusban, valamint szeptemberben gyűjtött – minta diverzitását hasonlítottuk össze, amihez t-tesztet, valamint Rényi-féle diverzitási rendezést alkalmaztunk (Tóthmérész 1997). 1997-ben Páprádon minden tavaszi, minden nyári és két őszi hónapból voltak adataink, ezért itt az adott hónapok adatainak összevonásával teljes tavaszi, nyári és őszi adatsort analizáltunk. Az évek közötti különbségek vizsgálatánál az adott évek május, július és szeptemberi mintáit vetettük össze. A számításokhoz a NuCoSA 1.0 programcsomagot használtuk (Tóthmérész 1996).

A köpetminták szezonális összehasonlítása során kiválasztottunk három Soricidae (*Sorex araneus* Linnaeus, 1758, *Crocidura suaveolens* (Pallas, 1811), *C. leucodon* (Hermann, 1780)) és három Rodentia (*Microtus arvalis* (Pallas, 1779), *Apodemus agrarius* (Pallas, 1771), *Apodemus* spp.) taxont, amelyek a köpetekben gyakrabban előfordulnak és megvizsgáltuk, változik-e szezonálisan előfordulásuk a gyöngybagoly táplálék-összetételében. Az adott hónapban gyűjtött köpeteket mint mintaelemeket felhasználva kétmintás t-próbával hasonlítottuk össze az adott zsákmánytaxon mintánkénti előfordulását. A szezonális összehasonlításban a gyöngybagoly köpeteiben kisebb egyedszámban megtalálható fajokat is felhasználtunk, amihez Báldi *et al.* (1995) szárazföldi gerincesekre kidolgozott értékelési rendszerét alkalmaztuk. Azon tíz, a gyöngybagoly köpeteiből is fajra azonosítható kisemlőst vettük figyelembe, amely fajokat értékelési rendszerükben monitorozó vizsgálatra javasoltak. E tíz faj egy adott gyűjtési időpont köpetmintáiban számított relatív gyakorisági értékét besoroztuk az adott faj biológiai jellemzőire és magyarországi állományának helyzetére kapott pontösszeggel. A súlyozott relatív gyakorisági értékük alapján varianciaanalízissel, Tukey-teszttel hasonlítottuk össze az eltérő évszakban gyűjtött mintákat, amihez a TOXSTAT (Gulley *et al.* 1990) programot használtuk fel.

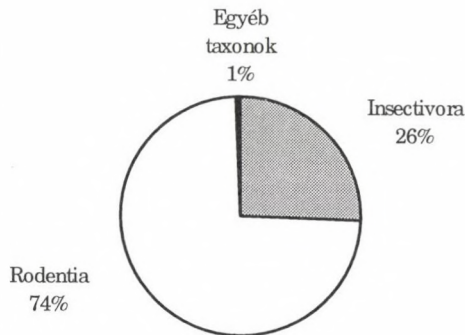
Az évek összehasonlítása során az azonos hónapban gyűjtött mintákat értékeltük. Először – itt is csak a kisémlősöket felhasználva – a minták között páronként homogenitásvizsgálatot végeztünk (Manczel 1983). Az éveket az adott hónap mintájából számított Shannon-diverzitás értékek t-tesztjével, valamint Rényi-féle diverzitási rendezéssel is összehasonlítottuk. A gyakoribb fajok köpetenkénti egyedszámának összehasonlítását a különböző évek megfelelő hónapjai között is elvégeztük. Ugyanezen zsákmányállatok esetén az adott évek kiemelt hónapjaiban számított gyakorisági értékeiket G-próbával fajonként is összehasonlítottuk (Zar 1996).

Eredmények

A 17 minta 624 db egész köpetéből 1238 zsákmányállatot határoztunk meg. A zsákmánykategóriákat tekintve megállapítható, hogy a Rodentia rendhez tartozó fajok előfordulása jelentős, az egyéb kategória 1 százalékát pedig a *Passer*-fajok és egy *Plecotus*-faj adják (2. ábra).

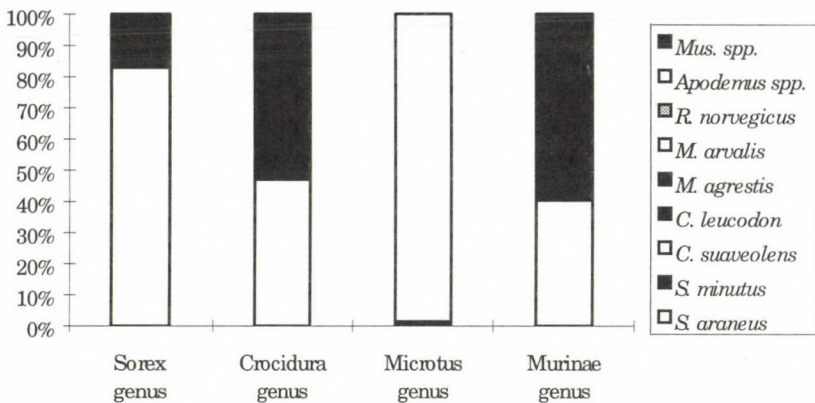
A gyakoribb genusokba tartozó fajok arányát vizsgálva a *Sorex*-genuson belül a *S. araneus* aránya lényegesen nagyobb. A *C. suaveolens* és a *C. leucodon* aránya kiegyensúlyozott, az eltérés alig néhány százalék. A Murinae alcsaládból a *Mus* spp. domináns zsákmánykategóriának bizonyult az *Apodemus* spp.-vel szemben (3. ábra).

A kisebb gyakorisággal megjelenő fajok esetében a *Neomys*-genusból a *N. anomalus* előfordulása sokkal jelentősebb a *N. fodiens*-énél. Az Arvicolinae fajoknál erősen eltérő adatokat kaptunk, amelyen belül a *Microtus agrestis* gyakorisága a legnagyobb, de jelentős a *P. subterraneus* előfordulása is. A Murinae fajok közül a köpetekben a *Micromys minutus* sokkal kisebb arányban fordult elő (4. ábra).



2. ábra. A három prédacsoport százalékos aránya az összesített köpetanyag alapján Páprádon.

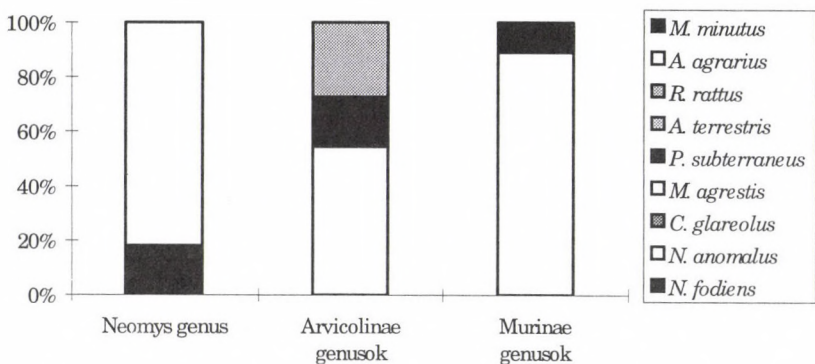
3. ábra. A gyakoribb genusok százalékos megoszlása a teljes köpetmintát tekintve.



A szezonális elemzés során az 1995–96-os köpetminták Shannon-diverzitás és egyenletesség értékeit együtt ábráztuk (5. ábra). 1995-ben az őszi diverzitáérték a legkisebb, amit a t-teszt eredménye is igazol (május vs. szeptember: $t = 2,89$, $p < 0,01$ és július vs. szeptember: $t = 3,13$, $p < 0,01$), valamint a májusi és júliusi minta között a teszt nem mutatott szignifikáns különbséget ($t = 0,44$, NS).

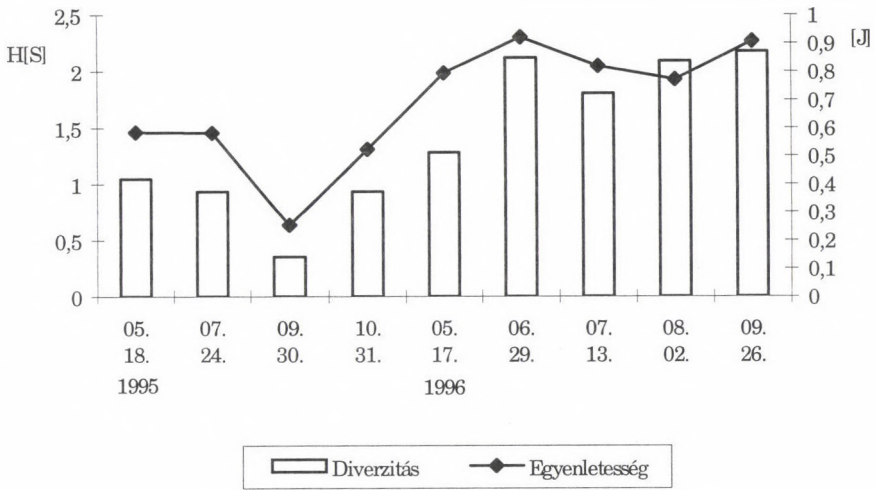
1995 szeptemberében a *Microtus arvalis* 92,3%-os relatív gyakorisággal abszolút domináns faja a gyöngybagoly táplálék-összetételének, ami jól mutatja a *M. arvalis* 1995 ősziére kialakuló gradációját.

1996-ban viszont a többi mintához viszonyítva a májusi diverzitás értéke a legkisebb, aminél a vizsgált másik két hónap diverzitásértéke szignifikánsan nagyobb

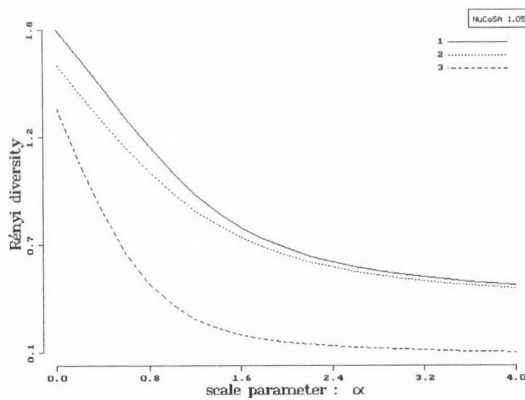


4. ábra. A páprádi köpetekben kisebb abundanciával megjelenő kisemlősök százalékos megoszlása a teljes köpetmintát tekintve.

5. ábra. A Páprádon gyűjtött köpetminták Shannon-diverzitás és egyenletesség értékei 1995–1996-ban.



(május vs. július: $t = 2,82$, $p < 0,01$ és május vs. szeptember: $t = 4,35$, $p < 0,001$). Az eredmények alapján májusban a gyöngybagoly jelentős mennyiségben vadászta az 1995-ös gradációból nagy létszámban maradt *Microtus arvalis*-t és nagyobb relatív gyakorisággal más fajok nem voltak jelen a köpetekben. Tehát 1996 májusában a mintegy 50%-os relatív gyakorisággal megjelenő *M. arvalis* a minta diverzitását lényegesen lecsökkentette. Itt a diverzitás csökkenésében az is

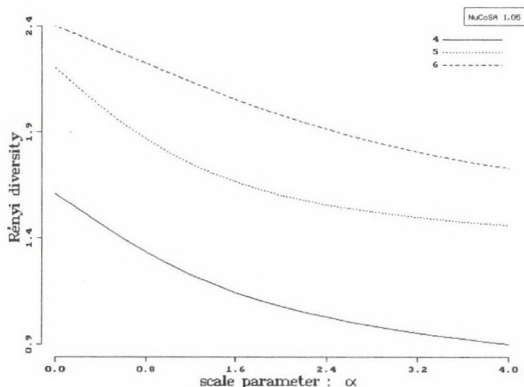


6. ábra. A három évszaknak megfelelő egy-egy hónap meghatározott anyagának Rényi-féle diverzitási rendezése Páprádon, 1995-ben. 1. május, 2. július, 3. szeptember.

szerepet játszik, hogy Páprádon elsősorban a rágcsálófajok dominálnak, kisebb a cickányok és ezen belül tavasszal a köpetekben nagyobb mennyiségben várt *Sorex*-ek mennyisége.

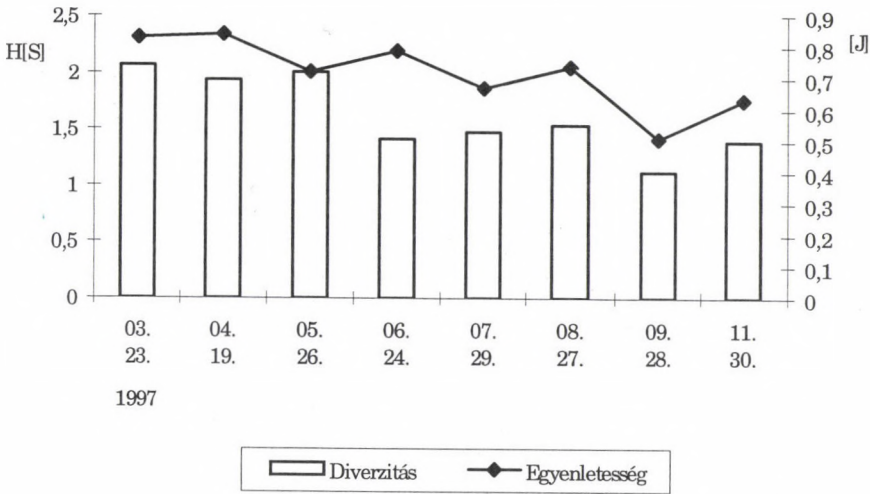
A Rényi-féle diverzitási rendezés is igazolta a fenti eredményeket. 1995-ben a szeptemberi minta diverzitási profilja közelebb van a tengelyekhez és a másik két hónap diverzitási profilja nem metszi, tehát az utóbbi két minta diverzebb, mint az őszi (6. ábra). 1996-ban a diverzitási rendezés az őszi fokozatosan kialakuló, nagyobb diverzitású táplálék-összetételt igazolta, teljesen elkülönítve a három évszaknak megfelelő hónap mintájának diverzitási profilját (7. ábra). Az őszi nagy diverzitás a prédaállatok denzitásának késő nyári, elkésett növekedésével magyarázható, vagyis a kisemlősök szeptember–októberre kialakuló létszámmaximuma miatt a *Microtus arvalis* mellett több más faj is nagyobb relatív gyakorisággal jelent meg a szeptemberi köpetekben.

A gyakoribb zsákmányfajok köpetenkénti előfordulásának összehasonlításában 1995-ben csak a *M. arvalis* megjelenésében volt a hónapok között különbség. Szeptemberben szignifikánsan nagyobb létszámban volt a köpetekben, mint májusban és júliusban ($t = 3,38-4,94$, $p < 0,01$), ami igazolása a faj 95-ös gradációjának. 1996-ban a *Sorex araneus* esetén a várt eredményt kaptuk, vagyis májusban és júniusban fordult elő nagyobb példányban (május vs. augusztus: $t = 2,21$, $p < 0,05$; június vs. július: $t = 2,3$, $p < 0,05$; június vs. augusztus: $t = 3,34$, $p < 0,01$). A két *Crocidura*-fajnál pedig az augusztusi nagyobb mértékű előfordulásokat regisztráltuk, vagyis ebben a hónapban szignifikánsan több példányban jelentek meg a köpetekben, mint júniusban és júliusban ($t = 3,49-3,8$, $p < 0,001$). Ugyanezt tapasztaltuk az *Apodemus* spp. előfordulásában is, miszerint augusztusban szignifikánsan több példányt vadászott a bagoly, mint júniusban és júliusban



7. ábra. A három évszaknak megfelelő egy-egy hónap meghatározott anyagának Rényi-féle diverzitási rendezése Páprádon, 1996-ban. 4. május, 5. július, 6. szeptember.

8. ábra. A Páprádon gyűjtött köpetminták Shannon-diverzitás és egyenletesség értékei 1997-ben.



($t = 3,52-3,77$, $p < 0,001$), valamint a szeptemberi mintában is szignifikánsan nagyobb egyedszámmal fordult elő ez a zsákmánytaxon, mint júniusban ($t = 2,43$, $p < 0,02$). Az *Apodemus agrarius* esetén is az előbbiekhöz hasonló eredményt kaptunk, a faj augusztusban fordult elő nagyobb példányszámban, mint júniusban és júliusban ($t = 3,49-3,79$, $p < 0,001$). Ezek az eredmények alátámasztják a korábban leírtakat, miszerint az augusztus végi, szeptemberi nagyobb diverzitás kialakításában a *Microtus arvalis* mellett a fenti fajok nagyobb gyakorisággal fordultak elő a táplálék-összetételben. A köpetenkénti előfordulását tekintve a *M. arvalis*-t megvizsgálva augusztusban szignifikánsan magasabb egyedszámmal jelent meg, mint májusban, júniusban és júliusban ($t = 2,09$, $p < 0,05$; $t = 3,5-3,8$, $p < 0,001$). Ebből az látszik, hogy a gradáció összeomlása után a nyári hónapokban a *M. arvalis* megjelenése lecsökken, majd denzitásának augusztusi növekedésével a tavaszi megjelenésénél is magasabb példányszámot ér el a köpetekben.

A monitorozásra javasolt tíz ritkábban megjelenő zsákmányfaj esetében sem 1995-ben, sem 1996-ban a varianciaanalízis nem adott különbséget a különböző évszakok adott mintáiban való előfordulásukat tekintve.

1997-ben a páprádi mintákat tekintve őszi a Shannon-diverzitás és az egyenletesség értéke fokozatosan lecsökkent (8. ábra). A t-tesztek alapján tavasszal a diverzitás szignifikánsan nagyobb, mint nyáron és ősszel, valamint a nyári és az őszi minták között már nincs diverzitási különbség (1. táblázat).

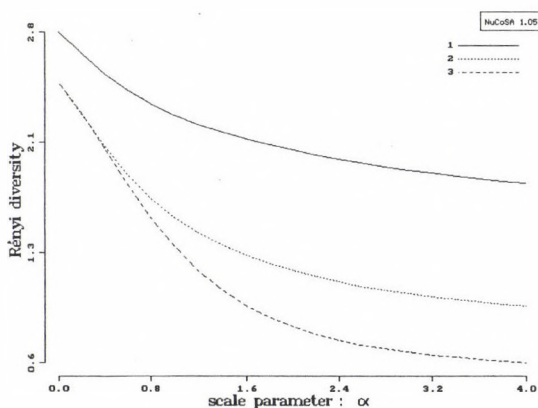
A Rényi-féle diverzitási rendezés is igazolta a t-tesztek eredményét, a tavaszi minta diverzitási profilja jól elkülönül a másik két minta profiljától, lényegesen több faj fordul elő nagyobb gyakorisággal a köpetekben, mint nyáron és ősszel (9. ábra). Az őszi mintában pedig jól látszik, hogy a diverzitási profil nagyon

1. táblázat. A három különböző évszak teljes köpetmintáiból számolt diverzitások t-tesztje 1997-ben Páprádon.

Páprád 1997	tavaszi (03.23.–05.26.)	nyár (06.24.–08.27.)	ősz (09.28.–11.30.)
tavaszi (03.23.–05.26.)	–		
nyár (06.24.–08.27.)	t = 7,341 p < 0,001	–	
ősz (09.28.–11.30.)	t = 8,157 p < 0,001	t = 1,513 NS	–

megközelíti a skálaparaméter tengelyét, amit egyértelműen a domináns *M. arvalis* nagy relatív gyakorisági értékkel történő előfordulása okoz.

A gyakoribb fajok köpetenkénti előfordulását vizsgálva a *Sorex araneus* esetén a kora tavaszi nagyobb példányszámát regisztráltuk, márciusban szignifikánsan több példány jelent meg a köpetekben, mint áprilisban, májusban és szeptemberben (március vs. április: $t = 2,11$, $p < 0,05$; március vs. május és március vs. szeptember: $t = 3,44$ – $4,5$, $p < 0,001$). Ugyancsak a vizes jellegű habitátokat kedvelő *Neomys*-fajok esetében is a tavaszi dominanciát mutattuk ki. Márciusban szignifikánsan több példány került elő a köpetekből, mint júliusban és augusztusban, valamint áprilisban is nagyobb egyedszámban jelentek meg, mint májusban és júliusban ($t = 4,67$ – $5,57$, $p < 0,01$). A *Crocidura leucodon* szintén inkább a tavaszi hónapokban volt nagyobb példányszámban a köpetekben, mint nyáron és ősszel (március vs. szeptember: $t = 3,82$, $p < 0,001$, március vs. augusztus és ápri-



9. ábra. A három évszakra megfelelő egy-egy hónap meghatározott anyagának Rényi-féle diverzitási rendezése Páprádon, 1997-ben. 1. tavasz, 2. nyár, 3. ősz.

lis vs. szeptember: $t = 3,24-3,27$, $p < 0,01$, március vs. október és április vs. augusztus: $t = 2,46-2,61$, $p < 0,02$, április vs. október és május vs. szeptember: $t = 2,06-2,18$, $p < 0,05$).

A *Crocidura suaveolens* márciusban volt szignifikánsan nagyobb számban jelen a köpetekben, mint májusban és júliusban ($t = 2,05-2,23$, $p < 0,05$). A faj a nyár második felében és ősz elején eltűnt a köpetekből, majd novemberben példányszáma ismét nőtt a tápláléklistában (május vs. november: $t = 2,00$, $p < 0,05$; július vs. november: $t = 2,4$, $p < 0,02$). Ennek valószínűleg az a magyarázata, hogy novemberben a rágcsálók denzitása a költőhelyek körüli habitatokban lecsökkent és feltételezhetően a területen nagyobb denzitással jelenlévő *C. suaveolens* nagy mértékben kiegészítette a gyöngybaglyok novemberi táplálékát.

Az *Apodemus agrarius*-nál három esetben kaptunk szignifikáns különbséget, áprilisban, júliusban és augusztusban szignifikánsan több példány került elő, mint szeptemberben ($t = 2-2,3$, $p < 0,05$). Ez az eredmény érdekes, mivel az *A. agrarius* populációdinamikájának eddigi ismeretei alapján a faj egy nyári minimum után nagyon intenzív létszámnövekedést produkál a természetben, aminek csúcsát ősszel, szeptember-októberben éri el. Ennek ellenére a szeptemberi köpetmintában lényegesen kisebb példányszámban fordult elő, ami megint a gyöngybagoly szelektív zsákmányolására és vadászati stratégiájára vezethető vissza és szeptemberben teljesen átáll a *Microtus arvalis* vadászatára.

A *M. arvalis* köpetenkénti előfordulását tekintve egyrészt szeptemberben és októberben szignifikánsan nagyobb példányszámban jelent meg a köpetekben, mint a tavaszi hónapokban ($t = 4,97-8,24$, $p < 0,001$, illetve a párosítások közül május vs. október: $t = 3,14$, $p < 0,01$), másrészt június kivételével július–augusztusban is szignifikánsan kisebb példányszámban fordult elő, mint a két őszi hónapban ($t = 2,88-3,31$, $p < 0,01$, valamint augusztus vs. szeptember: $t = 3,8$, $p < 0,001$). Ez mindenképpen bizonyítja, hogy a bagoly 1997 őszén teljesen átállt a *M. arvalis* fogyasztására. A júniusi kivétel valószínűleg a kis mintaszámnak köszönhető. Ebben a hónapban a kevés faj és egyedszám mellett a *M. arvalis* nagy relatív gyakorisága miatt köpetenkénti előfordulásában nem volt szignifikáns különbség a két őszi hónaphoz képest.

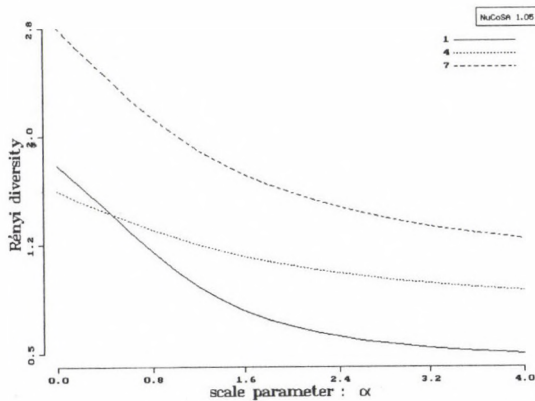
A tíz, kisebb példányszámban előforduló, monitorozó vizsgálatra javasolt faj esetén 1997-ben sem kaptunk szignifikáns különbséget a varianciaanalízis alapján. Azonban kiemelendő, hogy a ritkább fajok közül jelentős a *Neomys anomalus* nagy relatív gyakorisággal történő tavaszi megjelenése. Ezen fajok közül ezt a 16,5% körüli értéket még az *Apodemus agrarius* érte el nyáron.

A három vizsgált év májusi, júliusi és szeptemberi mintáinak kisemlős-összetételét homogenitásvizsgálattal elemezve az 1995 és 1997 májusi minták esetében igaz az, hogy különbségük a véletlennek köszönhető, tehát a minták azonos sokaságból származnak, így a két év májusi táplálék-összetétele hasonlít leginkább egymáshoz ($\chi^2 = 23,005$, NS). A másik két év párosításában a kisemlősök

megjelenése a májusi mintákban nem mutatott homogenitást (1995 vs. 1996: $\chi^2 = 22,15$, $p < 0,01$ és 1996 vs. 1997: $\chi^2 = 48,64$, $p < 0,001$). A három év júliusi mintái a homogenitásteszt alapján eltérnek egymástól ($\chi^2 = 27,35-65,21$, $p < 0,001$). Ugyancsak 1995 és 1997 szeptembere között van a legalacsonyabb szignifikanciaszintű eltérés, amit a köpetekben 1997 szeptemberében megjelenő *Apodemus*-fajok okoznak, amelyek 1995-ben nem fordultak elő ebben a hónapban a bagoly táplálékában ($\chi^2 = 17,71$, $p < 0,05$). Ebben a két évben volt a *Microtus arvalis*-nak gradációja, ami nagyban hozzájárult e két év hasonlóságához. A másik két év szeptemberi eredményeinek összehasonlításában a teszt különbséget adott ($\chi^2 = 35,98-42,21$, $p < 0,001$).

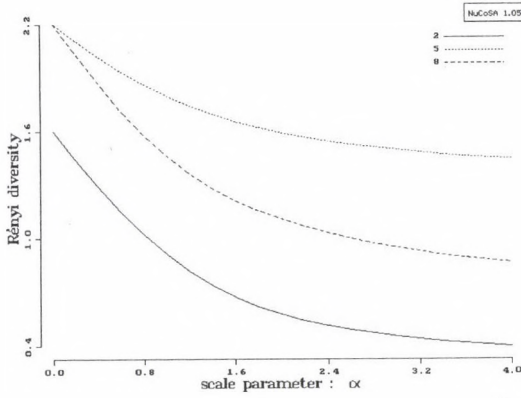
Az adott hónapok Shannon-diverzitás értékeit összehasonlítva látható, hogy csak az 1995 és 1996 májusi mintái között nincs szignifikáns különbség ($t = 0,9$, NS). A többi összehasonlításban szignifikáns eltéréseket kaptunk, amely alapján 1997 mindhárom hónapjának zsákmány-összetétele diverzebb, mint 1995-ben (május és szeptember: $t = 4,26-4,43$, $p < 0,001$; július: $t = 2,79$, $p < 0,01$). A fentebb elemzett 1996-os őszi diverzitás éves összehasonlításban is a legnagyobb értékű, ami megerősíti az 1996-os év különlegességét, miszerint a zsákmányállatok populációnövekedésének késése következtében a baglyok számára nyár végén, ősz elején állt rendelkezésre a nagyobb diverzitású táplálékkínálat.

A diverzitási rendezés eredményeként a májusi minták összehasonlításában egyértelműen az 1997-es minta diverzebb az előző két évhez képest (10. ábra). Júliusban az 1995-ös zsákmány-összetétel diverzitása a legkisebb és a szeptemberi minták diverzitási profiljai különülnek el legjobban (11–12. ábrák). 1995-ben ősszel a minta csaknem teljes egészét a *Microtus arvalis* egyedei tették ki, ezért itt közelíti meg a diverzitási profil legjobban a skálaparaméter tengelyét.



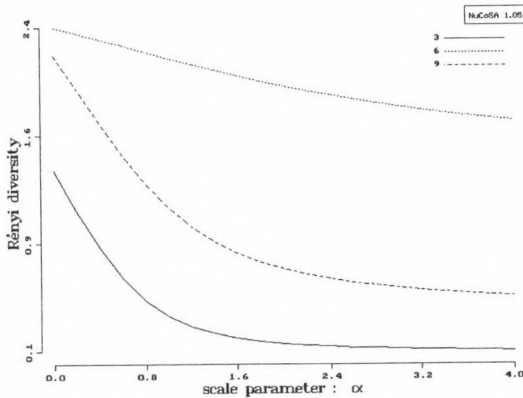
10. ábra. A három év májusi mintájának Rényi-féle diverzitási rendezése Páprádon. 1. 1995.05.18., 4. 1996.05.17., 7. 1997.05.26.

11. ábra. A három év júliusi mintájának Rényi-féle diverzitási rendezése Páprádon. 2. 1995.07.24., 5. 1996.07.13., 8. 1997.07.29.



Ezzel a profillal párhuzamosan halad az 1997-es minta görbéje, a nagyobb diverzitást a már említett *Apodemus*-fajok jelentős mennyiségű előfordulása okozta. Végül a Rényi-féle módszer is igazolta az 1996-os ősz nagyobb diverzitását, amely mintában több prédafaj nagyobb gyakorisággal jelent meg a gyöngybagoly táplálékában, ami egyben az egyenletesség értékének növekedését is jelentette.

A gyakoribb fajok köpetenkénti előfordulásának összehasonlításában mindhárom év májusát tekintve csak a *M. arvalis*-t tudtuk elemezni. 1995-ben szignifikánsan több egyede jelent meg a mintában, mint 1997 májusában ($t = 2,08$,



12. ábra. A három év szeptemberi mintájának Rényi-féle diverzitási rendezése Páprádon. 3. 1995.09.30., 6. 1996.09.26., 9. 1997.09.28.

$p < 0,05$). Az évek másik két párosításában a faj köpetenkénti előfordulásában nem volt szignifikáns különbség ($t = 0,65-1,15$, NS). A *Sorex araneus* és a két *Crocidura*-faj májusi adatait csak két év között hasonlítottuk össze, mivel egy-egy évben egyáltalán nem kerültek elő a májusi mintából. Az előbbi fajnál 1996-ban szignifikánsan több példány volt a köpetekben, mint 1997-ben ($t = 2,07$, $p < 0,05$). Az utóbbi két faj esetén 1995 és 1997 között nem volt különbség egyedszámukban a májusi mintát tekintve ($t = 0,075-0,88$, NS). A júliusokat összehasonlítva a *Microtus arvalis* mindhárom évben más egyedszámmal fordult elő, amely különbségek szignifikánsnak bizonyultak (1995 vs. 1996: $t = 4,96$, $p < 0,001$; 1995 vs. 1997: $t = 2,86$, $p < 0,01$; 1996 vs. 1997: $t = 2,19$, $p < 0,05$). Tehát 1995-ben a faj már júliusban nagyobb példányszámmal fordult elő a köpetekben, amely az őszre kialakult gradációjára utalt. A júliusok alapján a két *Crocidura*-fajt lehetett még összehasonlítani, de köpetenkénti előfordulásukban nem kaptunk szignifikáns különbséget ($t = 0,39-1,45$, NS). A szeptemberi köpetminták összehasonlítása során ismét csak a *M. arvalis*-t tudtuk mindhárom év párosításában értékelni. 1995 őszen szignifikánsan nagyobb egyedszámmal jelent meg, mint 1996-ban és 1997-ben ($t = 4,43$, $p < 0,01$; $t = 2,36$, $p < 0,05$). Ez az eredmény nagyon jól mutatja az 1995 ősziére kialakult gradációt. 1996 és 1997 között viszont nem volt szignifikáns különbség a faj köpetenkénti megjelenésében ($t = 1,81$, NS). E két utóbbi év között két faj esetén 1996 őszen regisztráltunk szignifikánsan nagyobb egyedszámot, az egyik a *Crocidura leucodon* ($t = 2,54$, $p < 0,02$), a másik az *Apodemus agrarius* ($t = 2,99$, $p < 0,01$). Ezek a különbségek is magyarázzák azt, hogy a gyöngybagoly táplálék-összetétele miatt 1996 őszen a legdiverzebb.

A G-teszt eredményei alapján a gyakoribb fajok különböző években kapott előfordulásában az esetek többségében itt is szignifikáns eltéréseket kaptunk, tehát a legtöbb fajpárnál az évek különböznek, statisztikailag megfogalmazva a minták nem azonos eloszlású populációból származnak. A májusi mintákat összevetve a gyakorisági eloszlások homogenitását 95%-os szinten a két *Crocidura*-fajnál tapasztaltuk 1995 és 1997, valamint az *Apodemus* spp. esetén 1995–1997 és 1996–1997 között. A júliusok viszonyában ugyancsak a *Crocidurák*, valamint a *Sorex araneus*-nál adott a G-teszt homogenitást 1996 és 1997 között. A *Microtus arvalis*-nál 1995 és 1997 között kapott G-érték nem szignifikáns, tehát a két év júliusa csak a *M. arvalis* gyakoriságában hasonlít egymáshoz. A szeptembereket összehasonlítva 1995–1996 és 1995–1997 között a *Crocidura leucodon* gyakorisági eloszlása tekinthető homogénnek és 1995–1997, valamint 1996–1997 között a *Microtus arvalis* esetén mondhatjuk, hogy a minta azonos sokaságból származik, tehát e faj gyakoriságának megjelenésében a fenti évek között nincs szignifikáns különbség.

Ezek az adatok azt jelzik, hogy a gyöngybagoly táplálékában a fehérfogú cickányok általában minden évben kiegyenlítettten vannak jelen. A *M. arvalis*

őszi létszámmaximума is nagyon hasonló a baglyok táplálék-összetételében, amelyek közül a páprádi eredmények alapján a *M. arvalis* 1995-ös és 1997-es gyakorisága a faj gradációjára utal.

Következtetések

A gyöngybagoly költőládás megtelepítése folyamán a 80-as évek végétől gyakorlatilag az MMTE Pécsi Csoportja és a JPTE Ökológia és Állatföldrajzi Tanszéke a költőládák ellenőrzése kapcsán a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer előírásainak megfelelően (Csorba és Pecsénye 1997) megvalósította a kismémlősök indirekt faunisztikai monitorozását. A Duna–Dráva Nemzeti Park megalakulása után kutatási programunkban elsősorban a Dráva menti településekre is kiterjesztettük a gyöngybagoly köpeteinek gyűjtését, így folyamatosan kiépítjük a kismémlősök faunisztikai monitorozásának Baranya megyére és a Dráva mentére eső regionális programját (Horváth 1997).

A páprádi három éves köpetgyűjtés alapján faunisztikai szempontból a terület rágcsáló dominanciáját és így a Soricidae fajok kisebb jelenlétét mutattuk ki, ami a költőhelyek körül található élőhelyek minőségével magyarázható. Páprád mellett több a megművelt terület, melyek egy részén gabonát aratnak, amelyek elsősorban a *Microtus arvalis* elterjedését és nagy létszámát biztosítják. Az 1985-ben megkezdett regionális vizsgálataink előtti időszakból Baranya megye területeiről elszórtan, néhány településre korlátozódó adatot találunk Schmidt (1969, 1971, 1972, 1974, 1975) publikációiban, valamint Papp (1971) munkájában. Kismémlősadatokat publikált a megye területéről Kretzoi (1964), aki a Villányi-hegység keleti részében gyűjtött bagolyköpeteket. E vizsgálat érdekessége, hogy eredményei alapján a táplálék-összetételben nagyobb arányban voltak jelen a cickányok, mint a rágcsálók. A páprádi köpetvizsgálatok is a *Crocidura*-genus nagyobb gyakoriságát mutatták ki, az éves összehasonlítások eredményeként a genus két faja egyenletesen volt jelen a minták nagy részében, amit a G-tesztek bizonyítottak. Péctől délre eső területeken gyűjtött köpetekből Schmidt (1969) már regisztrált a mintákban nagyobb arányú *Crocidura*-genus megjelenést, amely eredményeket vizsgálataink mindenképpen megerősítenek.

A szezonális, vagyis egy adott éven belüli hónapok mintáinak összehasonlítása során kimutattuk, hogy a gyöngybagoly őszi zsákmánylistája kevésbé diverz, mint a tavaszi vagy a nyári. A *Sorex araneus* és a *Neomys*-fajok elsősorban tavasszal jelentek meg nagyobb mennyiségben a köpetekben, melyek közül ezt az eredményt szignifikánsan a *S. araneus* esetében regisztráltuk. A gyakoribb fajok közül tavasszal és nyáron több esetben a *Crocidura*- és az *Apodemus*-fajok szignifikánsan nagyobb példányszámúak. Adataink alapján őszre a gyöngybagoly elsősorban a *Microtus arvalis* vadászatára tér át, ez a faj jelenik meg nagy relatív

gyakorisággal a köpetekben, így a táplálék-összetétel diverzitása az őszi hónapokban lecsökken. Ezt több esetben a Shannon-diverzitások t-tesztje és a Rényi-féle diverzitási rendezés is bizonyította. 1996 ebből a szempontból rendhagyó évnékné számítt, mivel a 1995–96-os hosszú tél, a kedvezőtlen, hideg, csapadékos tavasz miatt a kisemlősök populációinak létszámnövekedése két-három hónapos késéssel indult be, a tanszék elevenfogó csapdázásos vizsgálatai csak augusztusban mutatták ki a populációk népességének növekedését, ami aztán gyorsan, szeptember–októberben maximumot ért el (Tölgyesi 1997, Horváth *et al.* 1997). A táplálékkínálatnak ez az éves alakulása a gyöngybagoly táplálék-összetételében és költési idejében is megmutatkozott. Ebben az évben Baranya megyében több költőpár esetén augusztusi–szeptemberi költést, illetve kirepülő fiókákat, egy esetben a fiókák novemberi kirepülését is regisztráltuk.

A gyöngybagoly köpeteiben kisebb egyedszámmal megjelenő tíz faj szezonális előfordulását tekintve – felhasználva a súlyozott gyakorisági értékeiket – nem kaptunk szignifikáns különbséget. Úgy tűnik, hogy ezek a fajok, bizonyos összetételben és alacsonyabb abundanciával a gyakoribb fajok mellett minden időszakban jelen vannak a gyöngybagoly táplálékában, így kiegyesítik, változatosabbá teszik a zsákmánylistát. Azonban az összetételbeli változásokat a természetvédelmi értékelőrendszer pontjaival történő súlyozás ellenére kis egyedszámuk, így a kis mintaszám miatt nehéz kimutatni.

A különböző éveket összehasonlítva a homogenitásvizsgálatok és a gyakoribb fajok G-tesztjei az esetek többségében a minták szignifikáns különbségét adták, ami a különböző évek eltérő prédakínálatára utal. Ezek mellett nem hagyható figyelmen kívül a gyöngybagoly, mint ragadozó zsákmánypreferenciája. Az 1996-os őszi minták nagyobb diverzitását az évek összehasonlításakor is kimutattuk, amely évben több gyakoribb faj – pl. *Crocidura leucodon*, *Apodemus* spp., *A. agrarius* – szignifikánsan nagyobb példányszámmal fordult elő a gyöngybagoly köpeteiben, mint más évek nyár végi, őszi mintáiban. Az éves összehasonlítások is igazolták, hogy ősszel a *Microtus arvalis* nagyobb gyakorisággal van jelen a köpetekben, és főként a páprádi minták alapján az 1995-ös és 1997-es gyakorisága gradációját jelzi.

A gyöngybagoly a *M. arvalis* késő nyári denzitásának növekedésével átáll a faj vadászatra, nagyobb mértékben preferálja, ami a táplálék-összetétele diverzitásának csökkenését okozza. Természetesen lehetnek rendhagyó évek, mint 1996, vagy költőhelyek, amelyek környékén található habitatok nem a *M. arvalis* elterjedésének kedveznek. Mégis a fentiek alapján a vizsgálatok azt mutatják, hogy a kisemlősök indirekt monitorozásához a tavasszal vagy a nyár elején gyűjtött köpetminták alkalmasabbak. Ezen eredmények további megerősítéséhez több gyöngybagoly költőpár köpeteinek vizsgálata szükséges, ahol a rendszeres gyűjtés megvalósított és több év adata áll rendelkezésünkre.

Köszönetnyilvánítás – A kutatásokat az F 021184-es számú OTKA támogatta.

Irodalomjegyzék

- Ács, A. (1985): *A bagolyköpet-vizsgálatok alapjai*. – MME Zalai hcs. kiadv., Zalaegerszeg, 58 pp.
- Bank, L. (1990): Az 1985–86 évi gyöngybagoly- (Tyto alba Scop.) felmérés eredményei Baranya megyében. – *Aquila* **96–97**: 113–126.
- Báldi, A., Csorba, G. & Korsós, Z. (1995): *Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 59 pp.
- Csorba, G. & Pecsénye, K. (1997): *A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer X. Emlősök és a genetikai sokféleség monitorozása*. – Magyar Természettudomány Múzeum, Budapest, 47 pp.
- Demeter, A. (1995): *Morfometriai módszerek alkalmazása emlősök taxonómiai kutatásában*. – Kandidátusi értekezés, Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Demeter, A., Rác, G. & Csorba, G. (1995): *Identification of house mice (Mus musculus) and mound-building mice (Mus spicilegus) using distance and landmark data*. – In: Marcus, L. F., Corti, M., Loy, A., Naylor, G. & Slice, D. E. (eds): *Advances in Morphometrics*. Plenum Press, New York, pp. 359–369.
- Gulley, D. D., Boelter, A. M. & Bergman, H. L. (1990): *TOXSTAT. Release 3.2, User's Guide*.
- Haraszthy, L. (ed.) (1984): *Magyarország fészkelő madarai*. – Budapest, 246 pp.
- Horváth, Gy. (1994): Kisemlős-faunisztikai vizsgálatok a gyöngybagoly (Tyto alba Scop., 1769) köpetanalízise alapján Baranya megyében. – *Állattani Közlem.* **80**: 71–78.
- Horváth, Gy. (1995): Adatok a Dráva-sík kisemlős faunájához (Mammalia: Insectivora, Rodentia) gyöngybagoly (Tyto alba Scop.) köpetvizsgálata alapján. – *Dunántúli Dolg. Term. tud. Sor.* **8**: 203–210.
- Horváth, Gy. (1996): *Kisemlősök faunisztikai és ökológiai vizsgálata gyöngybagoly köpetvizsgálata és élvefogó csapdázás alapján*. – Doktori értekezés, JPTE, Pécs, 177 pp.
- Horváth, Gy. (1998): A Dráva mente kisemlősfaunájának elemzése gyöngybagoly (Tyto alba [Scop., 1769]) köpetvizsgálata alapján (1995–1997). – *Dunántúli Dolg. Term. tud. Sor.* **9**. [in press]
- Horváth, Gy. & Majer, J. (1994): Adatok Baranya megye kisemlősfaunájához (Mammalia: Micro-mammalia). – *Janus Pann. Múz. Évk.* **39**: 79–84.
- Horváth, Gy., Trócsányi, B., Tölgyesi, M. & Mátics, R. (in press): Contributions to striped field mouse Apodemus agrarius population dynamics in forest edge habitat. – *Pol. Ecol. Stud.*
- Kalivoda, B. (1993): Kisemlős-faunisztikai és populációdinamikai összehasonlító vizsgálatok Jász-Nagykun-Szolnok megyében gyöngybagoly (Tyto alba) köpetek alapján (Vizsgálati módszerek). – *Tisicum* **8**: 9–30.
- Kalivoda, B. (1994): *A magyar bagoly-táplálkozásvizsgálati irodalom bibliográfiája és emlőstani elemzése*. – Diplomadolgozat, ELTE TTK, Budapest, 168 pp.
- Knore, D. von (1973): Jagdgebiet und taglicher Nahrungsbedarf der Schleiereule. – *Zool. Jahrb.* **100**: 301–320.
- Kretzoi, M. (1964): Bagolyköpet-vizsgálatok. – *Aquila* **69–70**: 47–50.

- Láng, E. (1997): *Bevezetés: A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer*. – In: Horváth, F., Rapcsák, T. & Szilágyi, G. (eds): Informatikai alapozás. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer I. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 9–11.
- Manczel, J. (1983): *Statisztikai módszerek alkalmazása a mezőgazdaságban*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 495 pp.
- Papp, J. L. (1971): Aranyosgadány kisemlősfaunája gyűjtések és bagolyköpet-vizsgálatok alapján. – *Vertebr. Hung.* **12**: 69–78.
- Pielou, E. C. (1975): *Ecological Diversity*. – Wiley Interscience Publication, New York–London–Sydney–Toronto, 165 pp.
- Schmidt, E. (1967): *Bagolyköpet-vizsgálatok*. – Magyar Madártani Intézet, Budapest, 130 pp.
- Schmidt, E. (1969): Adatok egyes kisemlős-fajok elterjedéséhez Magyarországon bagolyköpet-vizsgálatok alapján. (Előzetes jelentés). – *Vertebr. Hung.* **11**: 137–153.
- Schmidt, E. (1971): Beispiele zur Bedeutung von Gewöllenuntersuchungen für die Kenntnis der Kleinsäugerwelt in einen engeren tiergeographischen Bezirk (Ungarn). – *Säugetierkundl. Mitt.* **19**: 44–48.
- Schmidt, E. (1972): A magyarországi mezei pocok- (*Microtus arvalis*) állomány relatív sűrűsége 1969–71-ben bagolyköpetek vizsgálata alapján. – *Aquila* **78–79**: 189–196.
- Schmidt, E. (1974): Pele előfordulási adatok bagolyköpetekből. – *Állattani Közlem.* **61**: 117–118.
- Schmidt, E. (1976): Kleinsäugerfaunistische Daten aus Eulengewöllen in Ungarn. – *Aquila* **82**: 119–144.
- Tóthmérész, B. (1996): *NuCoSa: Programcsomag közösségi szintű botanikai, zoológiai és ökológiai vizsgálatokhoz*. – Scientia Kiadó, Budapest, 84 pp.
- Tóthmérész, B. (1997): *Diverzitási rendezések*. – Scientia Kiadó, Budapest, 98 pp.
- Tölgyesi, M. (1997): *Kisemlős populációméret becslési eljárások két alkalmazott módszerének gyakorlati vizsgálata négy rágcsálófaj csapdázási adatai alapján*. – Diplomamunka, JPTE TTK, Pécs, 43 pp.
- Ujhelyi, P. (1994): *A magyarországi vadon élő emlősállatok határozója*. – Magyar Madártani Egyesület, Budapest, 189 pp.
- Wijnandts, H. (1984): Ecological energetics of the long-eared owl (*Asio otus*). – *Ardea* **72**: 1–92.
- Zar, J. H. (1996): *Biostatistical analysis*. – Prentice & Hall International, Inc., 662 pp.

Additional data on the indirect monitoring of small mammal fauna based on a three-year pellet analytical study of a barn owl pair

Horváth, Gy. & Jeney, K.

Department of Ecology and Zoogeography, Janus Pannonius University
H-7601 Pécs, Ifjúság útja 6, Hungary

Abstract: Our investigations of the small mammal fauna in county Baranya and the Dráva Plain are based on the analysis of barn owl pellets. With regular pellet collecting we are establishing the regional level of indirect monitoring that can reveal facts on the distribution of small mammal species. In the present study we report on the results of the analysis of pellets collected during three years from a barn owl pair nesting in the village Páprád. The 17 samples yielded a total of 624 processable pellets. From the 1231 taxonomically identified small mammal specimens we showed the dominance of Rodentia (Soricidae: 317, Rodentia: 914 specimens). The comparison of samples from different months within a year revealed that the autumn prey composition of the barn owl was less diverse than in the spring or in the summer. The amount of *Sorex araneus* and

Neomys species remains found in the pellets was greater in the spring. Out of the more frequent species, it was *Crocidura* and *Apodemus* species that were in some cases found in significantly higher numbers in the spring and in the summer. Our data showed that the barn owls had switched to hunting mainly *Microtus arvalis* by autumn, as suggested by the high relative frequency of this species in the autumn pellet samples. Consequently, the diversity of food composition decreased in the autumn months, which fact was supported by the comparison of yearly results. The autumn high abundance of *M. arvalis* in 1995 and 1997 indicated the gradation of this species. Based on our findings it is concluded that pellet samples collected in the spring or early in the summer are preferable for the indirect monitoring of the small mammal fauna.

Key words: small mammals, barn owl, pellet analysis, monitoring, diversity

A növényzet magasságának hatása a cinegési ürgék élőhelyválasztására

Kis János^{1, 2}, Váczi Olivér¹, Katona Krisztián¹ & Altbäcker Vilmos¹

¹ELTE, Etológia Tanszék

2131 Göd, Jávorka u. 14

²Állatorvostudományi Egyetem, Zoológiai Intézet

1400 Budapest, Pf. 2

Összefoglaló: Vizsgálatunkban arra a kérdésre kerestük a választ, hogy a növényzet magassága milyen hatással van az ürgék egyedsűrűségére egy újratelepített ürgepopulációban, a bükki Cinegésben. Megvizsgáltuk továbbá, hogy van-e hatása a növényzet magasságának az ürgelyukak megtalálhatóságára. Az ürgék relatív sűrűségét ürgelyukszámolással becsültük. Eredményeink szerint területegységenként kevesebb lyuk található magas, mint alacsony fűben. A hosszú fűvű területen lyukszámolás után kaszálást végeztünk, melyet újabb lyukszámolás követett. Tíz nappal a kaszálás után a rövid fűvű terület és az immáron lekaszált „hosszú fűvű terület” lyukszámaiban eltűnt a különbség. Kimutattuk, hogy az ürgelyukakat könnyebb észrevenni alacsony növényzetben, mint magasban. Véleményünk szerint az aktívan védeni kívánt ürgepopulációk esetében elengedhetetlen a növényzet magasságának szabályozása, ami akár legeltetéssel, akár kaszálással megoldható.

Kulcsszavak: élőhelyválasztás, ürge, *Spermophilus citellus*, újratelepítés

Bevezetés

Az élőlények tér- és időbeli eloszlását az általuk felhasznált erőforrások (pl. táplálék, búvóhely) és a rájuk nézve kedvezőtlen körülmények (pl. magas hőmérséklet, ragadozó jelenléte) határozzák meg. A talajban lakó emlősök élőhelyválasztása függ a talaj minőségétől, a felszín relatív magasságától és a növényzet magasságától (Chapuis 1980, Parer & Libke 1985, Nyéki 1991, Váczi *et al.* 1996, Altbäcker *et al.* 1998). A növényzet magassága fontos szerepet játszhat abban, hogy a talajfelszínen tartózkodó emlősöket elrejtse ragadozóik elől, de ugyanígy takarásul szolgálhat a vadászó ragadozóknak. Az, hogy az állatok magasabb, vagy alacsonyabb növényzetű élőhelyet választanak, utalhat arra, vajon számukra a rejtőzés fontosabb, vagy az, hogy időben észleljék és elkerülhessék a ragadozókat.

Jelen vizsgálatunkban az ürge *Spermophilus citellus* növényzeti magasságtól függő élőhelyválasztását vizsgáltuk egy újratelepített hegylábi populáció esetében, ahonnan az ürge korábban kipusztult (Szitta 1996, Ilonczai Z. szóbeli közlése). Három kérdésre kerestük a választ: (1) a növényzet magassága hogyan befolyásolja az ürgelyukak észrevehetőségét, (2) van-e különbség az ürgelyukak sűrűségében alacsony és magas növényzetben, (3) hogyan változik tíz nap alatt

az ürgelyuk-sűrűség rövid növényzetben. Magyarországon az ürge többnyire pusztákon él, azonban másutt magashegységek mezőin is megtalálható (Krystufek 1993). Altbäcker és csoportja Bugacpusztán folytat élőhelyválasztás-vizsgálatot az ürge egy homokpusztai állományán (Váczi *et al.* 1996), így egy eltérő élőhely állományának vizsgálata értékes információkkal szolgálhat az ürge életmódjáról. A vizsgálat segítséget nyújthat az állomány fenntartásához és gyarapításához szükséges kezeléshez.

Módszerek

Általános módszerek

A vizsgálatot a Bükki Nemzeti Parkban a Hór-völgy menti Cinegésben és Hidegkút-laposán végeztük, Cserépfalutól 4 km-re ÉÉK-re, 1997. július 5–18 között. Az ürgék előfordulásának gyakoriságát az ürgelyuk-sűrűséggel becsültük (Yensen & Quinney 1992, Harper & Batzli 1996).

Ürgelyukak sűrűségének becslése

Az ürgelyukak sűrűségét két mintaterületen vizsgáltuk. Az egyiket a vizsgálat kezdete előtt ismeretlen időben lekaszálták (vizsgálat előtt kaszált terület: *VEK*), a másikat a vizsgálat során kaszáltuk (vizsgálat során kaszált terület: *VSK*). A két mintaterület hozzávetőleg azonos tengerszint feletti magasságban lévő lapos felszín volt. A mintaterületeken 5–5 db 10 m sugarú körben (területük egyenként 0,031 ha) számoltuk meg az ürgelyukakat. A mintavételi körök egy kb. 1 ha-os területen helyezkedtek el.

(1) A lyukak észrevehetőségének vizsgálatához a vizsgálat során kaszált (*VSK*) területen kaszálás előtt és kaszálás után számolt lyuksűrűséget hasonlítottuk össze. (2) A növényzet magasságának hatását a lyuksűrűségre a vizsgálat előtt kaszált terület (*VEK*) és a vizsgálat során kaszált terület (*VSK*) ürgelyukszámának összehasonlításával végeztük. A *VSK* területen a kaszálás utáni számlálás adatait használtuk, hogy a növényzet magassága ne befolyásolja becsülésünket. A *VEK* és a kaszálás utáni *VSK* területek között nem volt különbség a növényzet magasságában (Fűhossz: $z = 0,419$, $P > 0,6$, $N = 5$; Mann–Whitney U-teszt, 1. táblázat). A *VEK* és a *VSK* területeken a számlálást és a *VSK* terület kaszálását július 8-án végeztük. (3) Az ürgelyuk-sűrűség tíz nap alatt történt változásának vizsgálatához a (2) vizsgálat adatait hasonlítottuk össze tíz nappal később, július 18-án a *VEK* és a *VSK* területeken végzett számlálás adataival.

Növényzet magassága

Mintavételi körönként három véletlenszerűen kiválasztott pontban becsültük a növényzet magasságát. A növényzet magasságát a fűhosszal írtuk le. A fű-

hossz egy kiválasztott pontban talált leghosszabb növényyszál kinyújtott hossza a talajfelszíntől mérve.

Adatfeldolgozás

Az ürgelyuk-sűrűséget hektárra számolva közöljük. A fűhosszadatokat mintavételi körönként átlagoltuk, ezek az átlagok jelentenek egy-egy adatpontot. Az egyes területeken belül különböző időpontokban vett mintákat Wilcoxon páros előjeltesztel, a különböző mintaterületeket Mann–Whitney-tesztel hasonlítottuk össze. Ahol külön nem említjük, kétoldalú tesztekkel használtunk. Egyoldalú tesztekkel a kaszálás előtti és utáni összehasonlításnál használtunk, mert mind a lyukak számában, mind a növényzet magasságában egyirányú változást feltételeztünk. Az adatokat átlag \pm az átlag hibája (SE) formában adjuk meg.

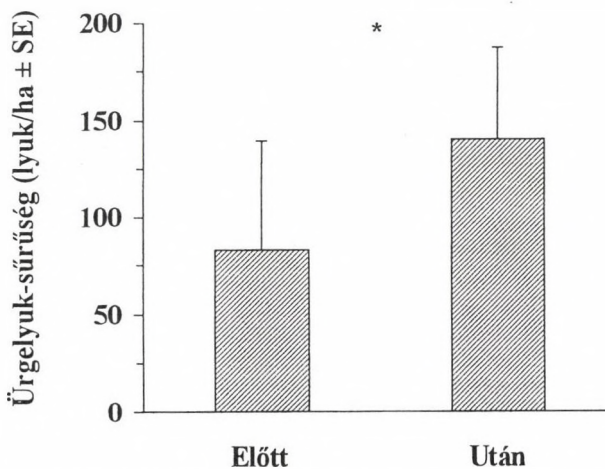
Eredmények

Növényzet magasságának hatása az ürgelyukak észrevehetőségére

A vizsgálat során kaszált (VSK) területen kaszálás előtt kevesebb ürgelyukat számoltunk, mint kaszálás után ($z = 1,826$, $P < 0,04$, $N = 5$, egyoldalú Wilcoxon páros teszt, 1. ábra). A fűhossz kisebb volt kaszálás után, mint azelőtt (Fűhossz: $z = 2,023$, $P < 0,025$, $N = 5$; egyoldalú Wilcoxon páros teszt, 1. táblázat).

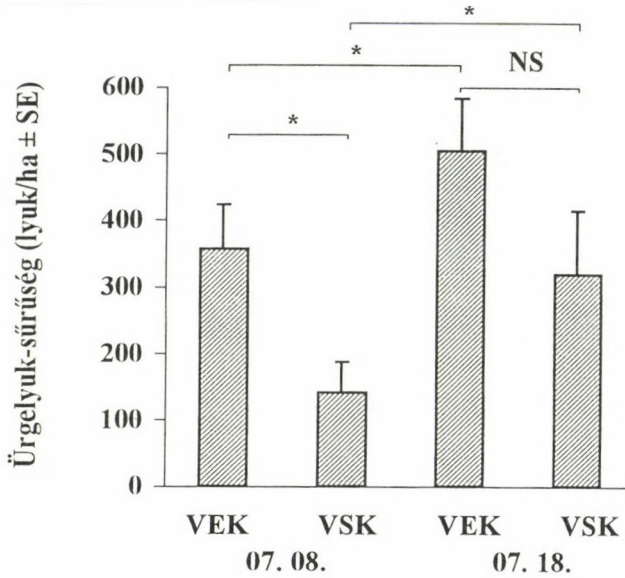
Ürgelyukak sűrűségének függése a növényzet magasságától

A vizsgálat előtt kaszált (VEK) területen az ürgelyuk-sűrűség nagyobb volt, mint a vizsgálat során kaszált (VSK) területen a kaszálás után számolva ($z = 2,319$, $P < 0,03$, $N = 5$; Mann–Whitney U-teszt, 2. ábra).



1. ábra. Ürgelyuk-sűrűség kaszálás előtt és után. * $P < 0,05$, egyoldalú Wilcoxon páros előjelteszt.

2. ábra. A növényzet magasságának és tíz nap elteltének hatása az ürgelyuk-sűrűségekre. VEK: vizsgálat előtt, VSK: vizsgálat során kaszált terület. * $P < 0,05$, NS: nem szignifikáns, Mann–Whitney U-teszt.



Lyuksűrűség-változás tíz nap alatt a vizsgálat előtt (VEK) és a vizsgálat során kaszált (VSK) területeken

Tíz nap alatt a lyuksűrűség mind a vizsgálat előtt (VEK), mind a vizsgálat során kaszált (VSK) területeken megnőtt (VEK: $z = 2,023$, $P < 0,05$, $N = 5$; VSK: $z = 2,023$, $P < 0,05$, $N = 5$; Wilcoxon páros teszt; 2. ábra). A két terület közötti lyuksűrűség-változás abszolút értelemben nem különbözött (VEK: 146 ± 62 lyuk/ha; VSK: 178 ± 59 lyuk/ha, $z = 0,424$, $P > 0,6$, $N = 5$; Mann–Whitney U-teszt), ha azonban normáltuk a növekedés mértékét az első számláláskor talált sűrűségekre, a vizsgálat előtt kaszált (VEK) területen a növekedés tendenciája kisebb volt, mint a vizsgálat során kaszált (VSK) területen, jellehet, a különbség

1. táblázat. A növényzet magassága (cm ± SE) a különböző mintaterületeken és időpontokban. VEK: vizsgálat előtt, VSK: vizsgálat során kaszált terület.

Kezelés	időpont	fűhossz	
		VEK	VSK
Kaszálás előtt	07. 08.	–	85 ± 4
Kaszálás után	07. 08.	35 ± 4	34 ± 2
Kaszálás után	07. 18.	33 ± 3	33 ± 3

nem szignifikáns (*VEK*: $48,6 \pm 19,3\%$; *VSK*: $157,0 \pm 62,0\%$, $z = 1,676$, $P < 0,095$, $N = 5$; Mann–Whitney U-teszt). Tíz nap elteltével a két terület közötti lyuksűrűség-különbség nem volt kimutatható ($z = 1,265$, $P > 0,2$, $N = 5$; Mann–Whitney U-teszt). A fűhossz nem változott tíz nap alatt (*VEK*: $z = 0,405$, $P > 0,6$, $N = 5$; *VSK*: $z = 0,405$, $P > 0,6$, $N = 5$; Wilcoxon páros teszt; 1. táblázat) és nem különbözött a két terület között a második, július 18-i számlálásnál (fűhossz: $z = 0,000$, $P > 0,9$, $N = 5$; Mann–Whitney U-teszt; 1. táblázat).

Értékelés

A növényzet kaszálása után nőtt a felfedezett ürgelyukak száma. Föld alatti üregekben élő állatok élőhelyének térképezésénél tehát mindenképpen figyelembe kell venni az észrevehetőség változását a növényzet magasságával. Mivel nincs okunk feltételezni, hogy az egyes vizsgálati területek között eltérő lenne az egy ürgére eső ürgelyukszám, a lyukszámlálásos módszer alkalmasnak látszik az ürgék sűrűségének relatív becslésére (Harper & Batzli 1996, Váczai *et al.* 1996). Össze lehet tehát hasonlítani az általunk alkalmazott módszer segítségével az egyes területek ürgesűrűségre gyakorolt hatását. Az üregben lakó, nappal mozgó állatok számára a magas növényzet védelmet jelenthet repülő ragadozókkal szemben eltakarva a lyuk közelében tartózkodó állatot, ugyanakkor a földön mozgó ragadozókat elrejtí, így azt a zsákmányállat később veszi észre, mint nyílt terepen, és esélye a menekülésre csökkenhet. A cinegési ürgepopulációban az alacsony növényzetű területen (*VEK*) több ürgelyukat találtunk, mint a magas növényzetű területen (*VSK*). A növényzet magasságában a kaszálás után nem volt különbség a két terület között, így a lyuksűrűségben talált különbség nem magyarázható a lyukak eltérő észrevehetőségével. Más vizsgálatok szintén pozitív kapcsolatot találtak a lyuksűrűség és a növényzet magassága között (McCarley 1966, Balph 1984). Mivel az üreglakók jelentős része a testméretéhez viszonyítva rövid növényzetű élőhelyeken fordul elő, amelyből kilát, feltételezzük, hogy ezeknél az állatoknál az üreg bejárata, vagy a bejárat körül tartózkodó állat elrejtésének adaptív értéke kisebb, mint a veszély észlelését biztosító nyílt élőhely választásé. Egy másik lehetséges hipotézis szerint a lyukak környékén zajló társas viselkedéshez előnyösebb a rövid fű, mivel a szociális kommunikációban használt testrészek (elsősorban az állat farka) jobban látszanak. Továbbá, az állatok mozgása rövid fűben valószínűleg kevesebb energiát igényel mint sűrű növényzetben. Ezen hipotézisek tesztelésére érdemes lenne további vizsgálatokat végezni. Tíz nap alatt mindkét területen megnőtt az ürgelyukak száma és a két terület közötti különbség elmosódott. Ugyanakkor a növekedés üteme a vizsgálat során kaszált területen magasabbnak tűnt, mint a vizsgálat előtt kaszált területen. Tíz nap valószínűleg kevés ahhoz, hogy biztosan kimutathassuk a lyuksűrűség-növekedés kü-

lönbséget. Ennek ellenére úgy tűnik, az ürgék gyorsan reagálnak az élőhely kedvező alakulására: vagy újabb egyedek települnek a korábban kedvezőtlen élőhelyre, vagy a már meglévők aktivitása fokozódik. Katona (1997) kimutatta, hogy a lyuksűrűség június és július között egy homokpusztagyepen növekedett. A lyuksűrűség-növekedés az önállósuló fiatalok szétszéledésével magyarázható. Az első számlálás utáni tíz nap alatt a növényzet magassága nem változott jelentősen és nem különbözött a két területen. A két terület közti lyuksűrűség eltérő növekedési üteme tehát nem magyarázható a növényzet eltérő növekedésével. A különbséget valószínűleg az okozza, hogy a rövidebb fű a korábbihoz képest nagyobb lyuksűrűséget tesz lehetővé a frissen kaszált (VSK) területen, ami kiegyenlíti az első vizsgálatokban tapasztalt sűrűségkülönbséget. Vizsgálatunk eredményei nem magyarázzák, hogy miért nőtt az ürgelyukak sűrűsége mindkét területen a tíz nap során. Ennek oka talán valamely erőforrás, pl. a táplálék mennyiségének évszakos változásában rejlik, sokkal valószínűbb azonban, hogy a jelenség az ürgék éves ciklusának lefutásával magyarázható.

Vizsgálatunk kimutatja, hogy a cinegési ürgék az alacsonyabb növényzetű élőhelyet előnyben részesítik a magasabb növényzetűvel szemben. Ennek egy lehetséges, jelen vizsgálatban nem ellenőrzött magyarázata, hogy a földfelszíni lakóközvetben mozgó ragadozók szemmel tartása nagyobb szelekciós előnyt jelent az ürgék számára, mint az ürgék vizuális rejtettsége a ragadozók elől. Minden olyan esetben, amikor egy ürgepopuláció fennmaradását szeretnénk biztosítani egy arra alkalmas élőhelyen, fontos szem előtt tartanunk a fenti eredményeket. A növényzet magasságának legeléssel vagy kaszálással beállított mértéke kritikus a populáció számára. Nem elég azonban a gyakran alkalmazott évi egyszeri vagy kétszeri kaszálás, mivel ha az év bizonyos szakaszaiban hosszú a fű, várható, hogy az ürgék nem maradnak meg az adott területen. Javasoljuk, hogy az egyre gyakrabban alkalmazott ürgetelepítések ne érjenek véget az ürgék kiengedésével. Szükséges volna a frissen telepített ürgepopulációk folyamatos megfigyelése, állományuk fennmaradásának további segítése.

* * *

Köszönetnyilvánítás – Köszönjük a Bükki Nemzeti Parknak, hogy területén engedélyezte vizsgálatunkat. A munkát az Állatorvostudományi Egyetem zoológus képzésének „probléma felismerő teregyakorlata” keretében végeztük I. éves zoológus hallgatók részvételével. A terepmunkában rajtuk kívül Ilonczai Zoltán, Juhász Róbert és Kiss Benedek segítettek. Köszönjük Liker Andrásnak észrevételeit a kézirat egy korábbi változatával kapcsolatban.

Irodalomjegyzék

Altbäcker, V., Nyéki, O. & Kertész, M. (1998): The Bugac rabbit project. Part 2: The distribution of rabbit warrens, nestholes and dunghills in Bugac Juniper forest (Hungary) in relation to vegetation type. – *J. Mammal.* (submitted).

- Balphy, D. F. (1984): *Spatial and social behavior in a population of Unita ground squirrels: Interrelations with climate and annual cycle.* – In: Murie, J. O. & Michener, G. R. (eds): *The biology of ground-dwelling squirrels.* University of Nebraska Press, Lincoln, Nebraska, pp 336–352.
- Chapuis, J.-L. (1980): Analyse de la distribution spatiale du lapin de garenne, *Oryctolagus cuniculus* (L.) sur une lande bretonne. – *Bull. Ecol.* **11**: 571–585.
- Harper, S. J. & Batzli, G. O. (1996): Effects of predators on structure of the burrows of voles. – *J. Mammal.* **77**: 1114–1121.
- Katona, K. (1997): *Az ürge (Citellus citellus) mikrohabitat használata Bugacpusztán.* – Szakdolgozat, ELTE, Etológia Tanszék, Budapest.
- Krystufek, B. (1993): European Souseliks (*Spermophilus citellus*, Rodentia, Mammalia) of Macedonia. – *Scopolia* **30**: 1–19.
- McCarley, H. (1966): Annual cycle, population dynamics and adaptive behavior of *Citellus tridecemlineatus*. – *J. Mammal.* **47**: 294–316.
- Nyéki, O. (1991): *Az üreginyúl (Oryctolagus cuniculus (L.)) várainak elhelyezkedése a Bugaci Ősborókásban.* – Szakdolgozat, ELTE, Etológia Tanszék, Budapest.
- Parer, I. & Libke, J. A. (1985): Distribution of rabbit, *Oryctolagus cuniculus*, warrens in relation to soil type. – *Aust. Wildl. Res.* **12**: 387–405.
- Szitta, T. (1996): Ürgetelepítés. – *Madártávlat* **3**(3): 5–7.
- Váczi, O., Katona, K. & Altbäcker, V. (1996): A bugacpusztai ürgepopuláció tér- és időbeli mintázata. – *Vadbiológia* **5**: 141–148.
- Yensen, E. & Quinney, D. L. (1992): Can Townsend's ground squirrels survive on a diet of exotic annuals? – *Gr. Bas. Nat.* **52**: 269–277.

The effect of vegetation height on the density of European susliks (*Spermophilus citellus*) in a Hungarian reintroduced population

Kis, J.^{1, 2}, Váczi, O.¹, Katona, K.¹ & Altbäcker, V.¹

¹Dept. Ethology, Eötvös Loránd University
H–2131 Göd, Jávorka u. 14, Hungary

²Inst. Zoology, University of Veterinary Sciences
H–1400 Budapest, Pf. 2, Hungary

Abstract: We investigated how the height of vegetation influenced the density of susliks in a reintroduced population in NE Hungary. We also studied whether the height of vegetation influenced the detectability of holes by humans. We estimated the relative suslik density by counting suslik holes. We found that the number of holes in tall vegetation was lower than in short vegetation. For determining the dynamics of hole occupation, we mowed the grass on the high vegetation area. Ten days after mowing, the differences in hole density disappeared between the two sample areas. Finally, we found that the detectability of holes was lower in high vegetation than in low vegetation. We suggest that prior to introducing new colonies of this endangered species it is essential to provide and maintain short grass steppe in the target areas.

Key words: habitat choice, European suslik, *Spermophilus citellus*, reintroduction

Az állatvilág sokfélesége Magyarországon

Korsós Zoltán & Mészáros Ferenc

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

Összefoglaló: Közleményünk áttekintést ad Magyarország vadon élő állatvilágának fajdiverzitásáról. Rendszertani csoportonként megadjuk a hazai ismert és/vagy becsült állatfajok számát, valamint ugyanazoknál a taxonoknál a Földön élő fajszámokra vonatkozó becsléseket.

A legnagyobb fajszámú – 10 000 faj körül – csoportok Magyarországon a bogarak, a hárttyácsszárnyúak és a legyek. A lepkék fajszáma 3500-nál több, 800–100 közötti fajszámúak pl. a kabócák, a poloskák, a tegzesek, a recésszárnyúak, az egyenesszárnyúak. A szitakötők, a kérészek, a bolhák, a vérszívó tetvek, a csótányok fajszáma 65–10 között van.

A védett állatfajok százalékos aránya, viszonyítva ugyanazon csoportok összes állatfajához meglehetősen ellentmondásos képet mutat. Amíg a hazai kétélűek és hullók minden faja, a madarak több mint 90%-a, az emlősök 70%-a, a halak közel 35%-a védett, addig a védett gerinctelen állatfajok aránya az 1%-ot sem éri el.

Kulcsszavak: fajdiverzitás, Magyarország, gerinces és gerinctelen állatok, védett fajok

Bevezetés

A biológiai sokféleség (a biodiverzitás) az élővilág sokféleségét (változatosságát) jelenti. Mivel a biológiai rendszerek hierarchikusan szervezettek, ezért a sokféleség minden szintre érvényes. A „gyakorlatban” azonban a biodiverzitást csupán az egyed feletti (szupraindividuális) szintre értelmezzük.

A biodiverzitás értelmezéséről, az ökoszisztémák működésében betöltött szerepéről viták, eltérő vélemények vannak. Az alapfogalmakról és a magyarországi tudományos álláspontról összefoglalást ad Bartha *et al.* (1993).

A pontos értelmezést segíti, ha egyértelműen meghatározzuk, hogy jelen esetben a kifejezést milyen értelemben használjuk.

A biológiai sokféleséget a populációkból álló faj szintjén definiáljuk, alapadatunk tehát a fajszám. Ez a legegyszerűbb, egyben legdurvább becslés, mert ez a sokféleség nagyon sok, fontos elemét nem veszi figyelembe. Figyelmen kívül hagyja a már említett szinteket (társulás, életközösség, táj, bióm), de nem vesz figyelembe más fontos szempontokat sem: genetikai, morfológiai sokféleség, egyedszám, tömegesség, tér-idő mintázat, és ugyanakkor nem súlyoz. A korábbi összefoglaló munkákból, faunaművekből – bár nem helyezték központba a biodiverzitás fogalmát, hiszen nem is ismerték – kiolvasható a Magyarország állatvilágának összefoglalására irányuló törekvés (Paszlavszy 1918, Móczár 1984, Magyarország állatvilága sorozat 1955–).

A fajdiverzitás alkalmazását a hazai (vadon élő) állatvilág sokféleségének jellemzésére többek között az a megfontolás indokolja, hogy viszonylag pontosan becsülhető, hogy az egyes állatcsoportokban hány faj él Magyarországon. Az így kapott adatok azonban önmagukban nem sokat mondanak. Érdekesebb információt nyerhetünk, ha pl. adatainkat a Földön élő fajok számával (Minelli 1993) hasonlítjuk össze. Sajnos ez utóbbi becslések adatainak szórása igen nagy. A korábbi 3–5 milliós becslések egy nagyságrenddel alábecsülték a fajok számát. Természetesen azt sem tudjuk biztosan, hogy az újabb adatok mennyire pontosak. Csupán azt tudjuk, hogy az eddig tudományosan leírt fajok száma alig kevesebb, mint 2 millió, és évente több ezer új fajt írnak le.

1. táblázat. A Magyarországon élő állatok fajszámai

Állatcsoport	Latin név	fajszám a Földön	magyarországi fajszám
<i>Vegyés gerinctelenek összesen</i>		210 000–300 000	3000
Szivacsok	Porifera	6000	7
Csalánozók	Cnidaria	15 000	8
Laposférgek	Platyhelminthes	18 000	400
Zsinórférgek	Nemertinea	800	2
Hengeresférgek	Nemathelminthes	23 000–100 000	1000
Villásférgek	Aschelminthes	1800	750
Nyelesférgek	Kamptozoa	100	1
Gyűrűsférgek	Annelida	9000	130
Puhatestűek	Mollusca	130 000	220
Medveállatkák	Tardigrada	530	100
Féregatkák	Pentastomida	60	?
Tapogatókoszorúsok: mohaállatok	Tentaculata: Bryozoa	5000	7
<i>Ízeltlábúak összesen</i>		1–30 millió	40 000
Pókszabásúak	Arachnida	75 000	1700
Levéllábú rákok	Anostraca, Notostraca, Conchost- raca, Cladocera	1000	125
Maxillopoda	Ostracoda, Copepoda, Branchiura	15 000	180
Malacostraca	Amphipoda, Mysidacea, Decapoda, Isopoda	24 000	75
Százlábúak	Chilopoda	2500	50
Szövőcsévések	Symphyla	160	10
Villáscsápúak	Pauropoda	500	10
Ikerszelvényesek	Diplopoda	10–80 000	87

Állatcsoport	Latin név	fajszaám a Földön	magyarországi fajszaám
<i>Rovarok összesen</i>	Insecta	1–30 millió	35 000
Alacsonyabbrendű rovarok	Protura, Collembola, Diplura, Machilidea, Lepismatidea	4500	250
Kérészek	Ephemeroptera	2100	60–70
Szitakötők	Odonata	4875	65
Csótányok	Blattodea	3500	10–15
Fogólábúak	Mantodea	1900	1
Álkérészek	Plecoptera	2000	60–80
Egyenesszárnyúak	Orthoptera	20 000	125
Bőrszárnyúak	Dermaptera	1840	6–8
Fatetvek	Psocoptera	3000	65–100
Vérszívó tetvek	Anoplura	?	25
Rágótetvek	Mallophaga	?	100
Rajtosszárnyúak	Thysanoptera	4910	180
Poloskák	Heteroptera	32 000	700
Kabócák	Homoptera	50 000	800
Vízifátyolkák	Megaloptera	200–300	4
Tevenyakú fátyolkák	Raphidioptera	180–200	14–17
Recésszárnyúak	Neuroptera	4000–6000	120–125
Bogarak	Coleoptera	350 000	10 000
Legyezőszárnyúak	Strepsiptera	400	40
Skorpiófátyolkák	Mecoptera	470	8–10
Tegzesek	Trichoptera	7000	250–270
Lepkék	Lepidoptera	210 000	3600
Kétszárnyúak	Diptera	130 000	9500
Bolhák	Siphonaptera	1740	55
Hártyásszárnyúak	Hymenoptera	143 000	10 000
<i>Gerincesek összesen</i>	Vertebrata	45 000	560
Halak	Pisces	21 800	81
Kétéltűek	Amphibia	4000	16
Hüllők	Reptilia	6000	15
Madarak	Aves	9300	365
Emlősök	Mammalia	4600	83

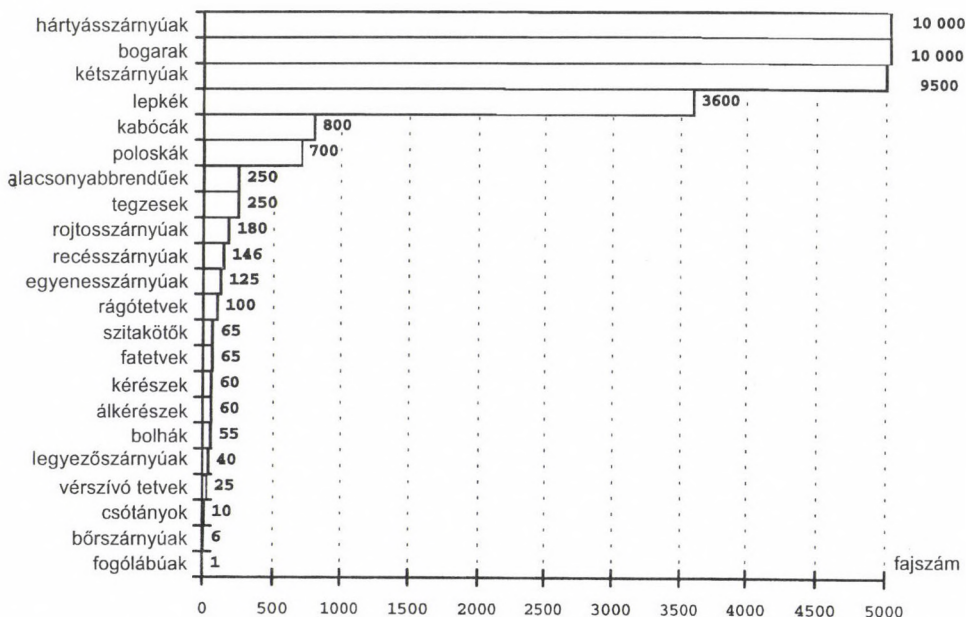
A vadon élő állatfajok sokfélesége

A rendszertanilag az állatok országába (*Regnum Animalia*) tartozó élőlények csoportosítása folyamatosan változó. Az alábbiakban és a mellékelt táblázatban (1. táblázat) nem is annyira a rendszertani hűséghez igyekeztünk igazodni (beosztásunk – kisebb, a hagyományost idéző változtatásokkal – főként Papp L.: Zootaxonómia c. egységes jegyzetét követi), hanem arra törekedtünk, hogy Magyarország faunáját teljes mértékben lefedjük. Minden esetben a fajszaomknál kötőjelesen megadott számok első tagja a ténylegesen ismert, második tagja pedig a leírásra vagy magyarországi megjelenésre várható, becsült fajszaomot jelöli.

A táblázat önmagáért beszél, néhány kiegészítő megjegyzés azonban mégis szükséges hozzá. A férgek (pl. laposférgek, hengeresférgek, gyűrűsférgek törzsei) a hagyományos beosztást követik, a valóságban jelenleg a legtöbb rendszer ezeket egyelőre kevésbé ismert névű, kisebb törzsekre szétbontva tárgyalja.

A jól ismert kerekcsőférgek (*Rotatoria*) a villáscsőférgekhez (*Aschelminthes*) tartoznak. A nyelescsőférgeknek (*Kamptozoa*) nálunk 1 faja ismert a Tiszából, az állomohaállat.

Az ízeltlábúak (*Arthropoda*) és azon belül a rovarok (*Insecta*) globális fajszaomát nagyon nehéz megbecsülni. A számos, különféle logikával kifejtett próbálkozások mintegy 10 és 30 millió közé teszik a teljes fajszaomát (Minelli 1993),

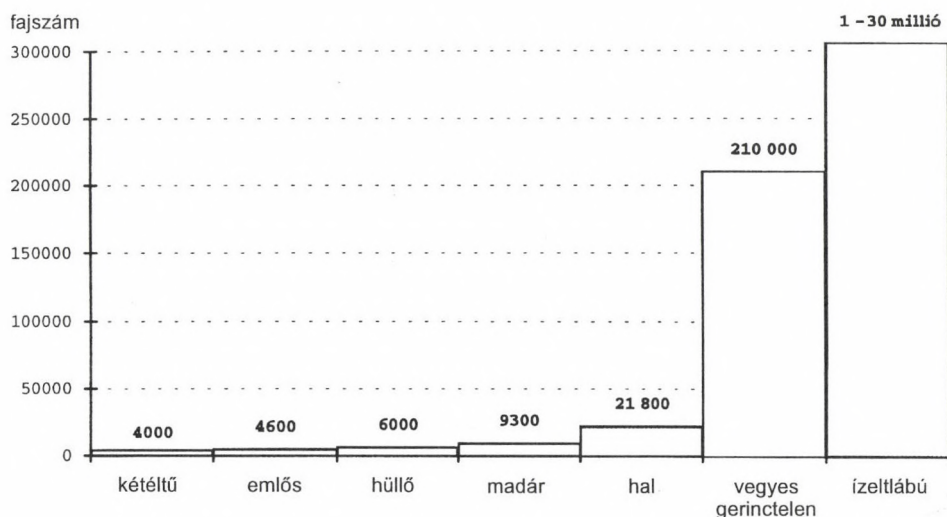


1. ábra. A Magyarországon élő rovarrendek fajszaoma.

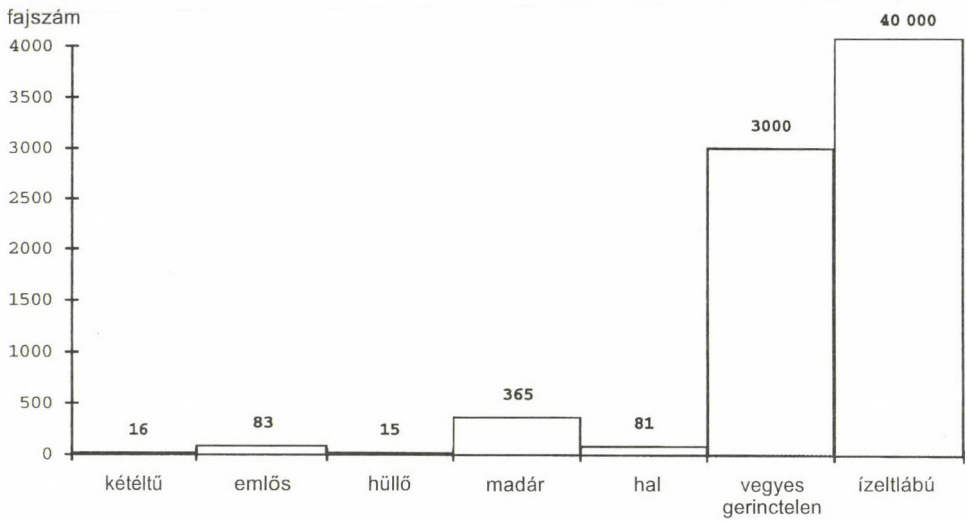
ebből kb. 1–1,5 milliót ismerünk. Még a leírt fajokról sincsen teljes világcatalógus az összes rovar tekintetében! A rovarok csoportjai a táblázatban többnyire a rendeket követik, de itt is kompromisszumra kényszerültünk a hagyomány kedvéért. A legnagyobb fajszámú – 10 000 faj körül – csoportok a bogarak, a hártýásszárnyúak és a legyek. A lepkék fajszáma 3500-nál több. 800–100 közötti fajszámúak pl. a kabócák, a poloskák, a tegzesek, a recésszárnyúak, az egyeneszárnyúak. A szitakötők, a kérészek, a bolhák, a vérszívó tetvek, a csótányok fajszáma 65–10 között van (1. táblázat).

A gerincesek (Vertebrata) beosztása is a hagyományos, öt osztályos beosztást követi. A 81 magyarországi halfajból 28 védett, fokozottan védett hal nincsen. A kétéltűeknek (Amphibia) mind a 16 (újabbán 18) faja védett, fokozottan védett köztük sincsen. A hüllők (Reptilia) 15 hazai faja is mind védett, köztük közülük fokozottan védett: a haragos sikló és a rákosréti vipera. A 365 magyarországi madárfajból (Aves) 340 védett, ebből 65 fokozottan. Az emlősök (Mammalia) 83 fajából 58 védett, 9 pedig fokozottan védett.

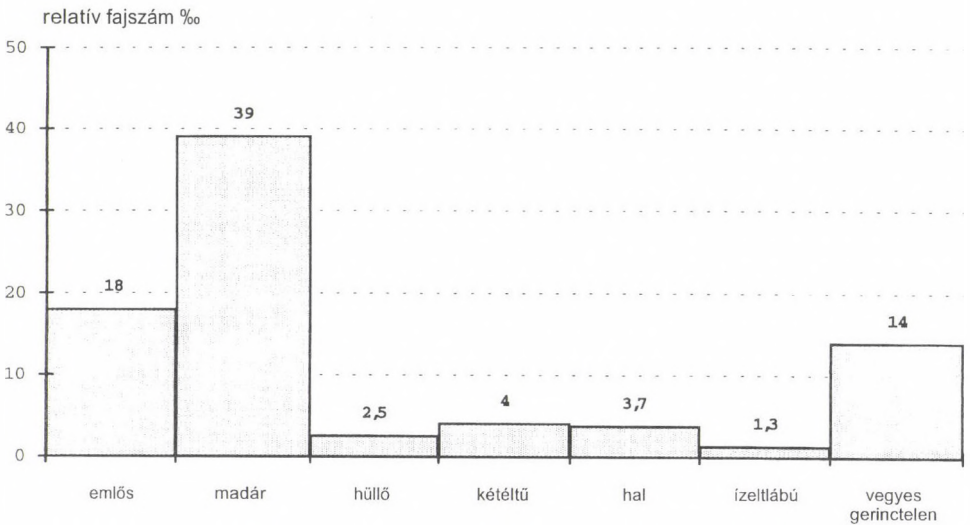
Ha összehasonlítjuk a Földön élő állatfajok becsült számát és az ugyanazokra a taxonokra vonatkozó hazai adatokat (2–3. ábrák), feltűnik, hogy a halak aránya kisebb, a madarak és emlősök aránya relatíve nagyobb (4. ábra). Ezt a jellegzetességet, csakúgy mint az állatvilág fajszámát a Kárpát-medence közepén fekvő Magyarországon, több tényező együttesen határozza meg. Közülük egyesek – pl. a földtörténeti múlt és az élővilág evolúciós folyamatai – általános érvényűek: mások speciálisan adott térségre jellemzőek, mint pl. a földrajzi helyzet: Magyarország a közép-európai lomberdő és a kontinentális erdősítyep övezet ha-



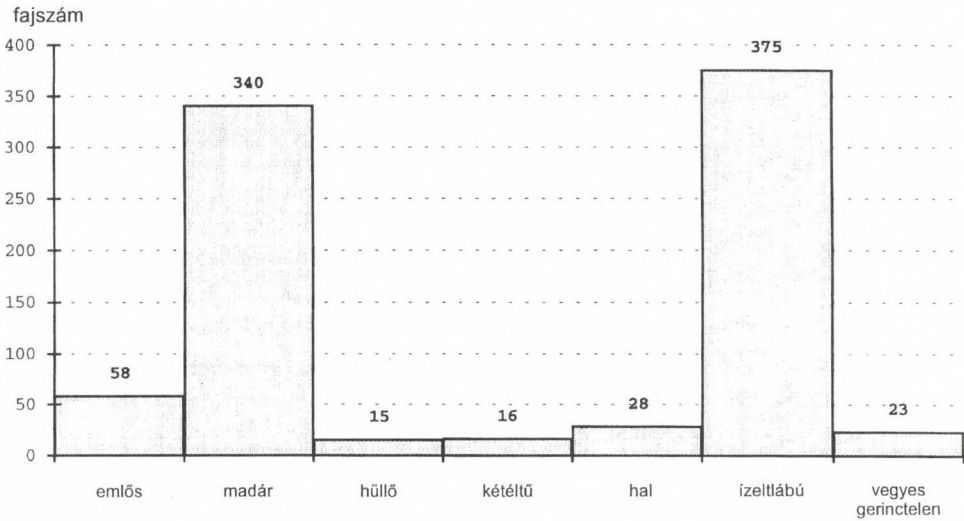
2. ábra. A Földön élő állatfajok becsült száma a főbb állatcsoportok szerint.



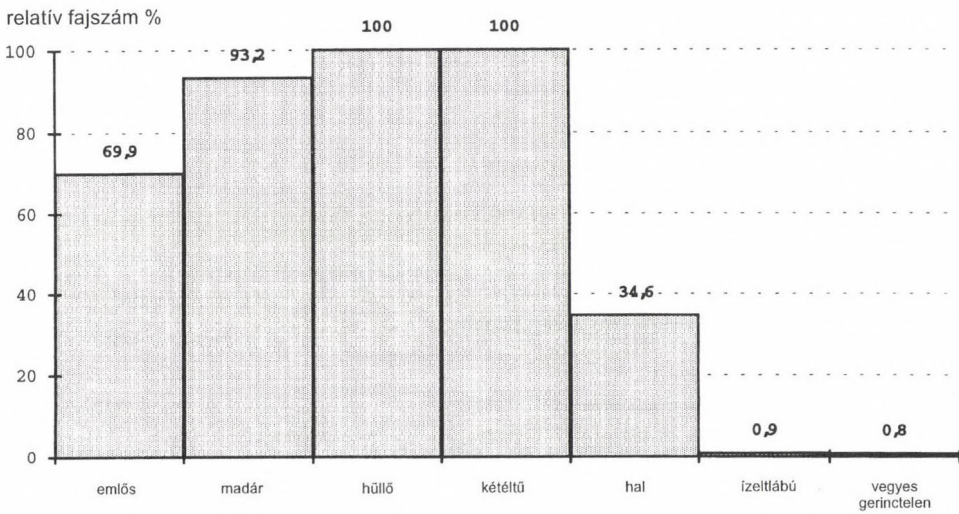
3. ábra. A Magyarországon élő állatfajok becsült száma a főbb állatcsoportok szerint.



4. ábra. A Magyarországon élő főbb állatcsoportok részesedése a Föld össz fajszámából.



5. ábra. A Magyarországon védett állatfajok száma a nagyobb állatcsoportok szerint.



6. ábra. A védelem alatt álló fajok százalékos aránya a csoport összes állatfajához viszonyítva.

tárán fekszik, jelentős szubmediterrán és atlanti hatásokkal; a Kárpát-medence 2000 éves humanizációja; „tenger-mentességünk” stb.

Érdeemes és szükséges elgondolkodni az állatvilág itt bemutatott sokféleségéről. Arról az ellentmondásos helyzetről, amit pl. az 5–6. ábrák mutatnak. A védett állatfajok százalékos aránya, viszonyítva ugyanazon csoportok összes állatfajához ellentmondásos képet mutat. Amíg a hazai kétéltűek és hüüllők minden faja, a madarak több mint 90%-a, az emlősök 70%-a, a halak közel 35%-a védett, addig a védett gerinctelen állatfajok aránya az 1%-ot sem éri el.

A fajok védelmének alapja a szubjektív és esztétikai megfontolások mellett a ritkaság, a veszélyeztetettség. Ismert, hogy a ritkaság nagyon sokszor léptékfüggő. Ma már teljesen egyértelmű, hogy a biológiai sokféleséget csak az élőhelyekkel együtt őrizhetjük meg.

Az, hogy a biológiai sokféleség érték, nem vitatható. Juhász-Nagy (1993) találóan fogalmazta meg, hogy a sokféleség kiemelt értékkategória, mert a sokféleséget a földtörténet évmilliói hozták létre, s ez egyszeri és megismételhetetlen. A biológiai sokféleség megőrzése és védelme tehát az élő természet és végső soron az élet védelmét jelenti.

Irodalomjegyzék

- Bartha, S. *et al.* (1993): Nemzeti biodiverzitás-megőrzési stratégia. – *Magyar Tudomány* **38**: 983–1010.
- Juhász-Nagy, P. (1993): *Az eltűnő sokféleség*. – Scientia Kiadó, Budapest.
- Magyarország állatvilága*. Fauna Hungariae (1955–). – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Minelli, A. (1993): *Biological Systematics. The State of Art*. – Chapman & Hall, New York.
- Móczár, L. (ed.) (1984): *Állathatározó, I–II*. – Tankönyvkiadó, Budapest.
- Papp, L. (ed.) (1996): *Zootaxonomía*. – Egységes jegyzet, Budapest.
- Paszlavszy, J. (ed.) (1916): *A Magyar Birodalom állatvilága. A Magyarországból eddig ismert állatok rendszeres lajstroma*. – Budapest.

Diversity of the Hungarian fauna

Mészáros, F. & Korsós, Z.
Dept. of Zoology, Hungarian Natural History Museum
H-1088 Budapest, Baross u. 13, Hungary

Abstract: Our paper gives a summary of the species diversity of the Hungarian fauna. According to taxonomical groups we give the number of known or/and the number of estimated species within a taxon occurring in Hungary, and additionally we give the estimated total number of species in the world within those taxa.

The largest taxa – with around 10,000 species in Hungary – are the coleopterans, hymenopterans and dipterans. The number of species of lepidopterans exceeds 3500. The number of species is estimated between 800–100 in the taxa of homopterans, heteropterans, trichopterans, neuropterans and orthopterans. The estimated number of species occurring in Hungary is 65–10 in the following taxa: dragonflies, mayflies, true lice, cockroaches.

The percentage of protected animal species compared to the total number of species in the different taxa gives a contradictory picture. While all the species of amphibians and reptiles, 90% of birds, 70% of mammals and almost 35% of fishes is protected, the ratio of protected invertebrates is lower than 1%.

Key words: species diversity, Hungary, vertebrates and invertebrates, protected species

Celldömölk környékének kisemlősfaunája, gyöngybagoly-köpetek vizsgálata alapján

Purger J. Jenő & Reider Mónika

JPTE, Ökológiai és Állatföldrajzi Tanszék
7601 Pécs, Ifjúság útja 6

Összefoglaló: Celldömölk környékéről (a 10 × 10 km-es UTM-hálótérkép XN53-as és XN63-as négyzeteknek megfelelő területről) 1996-ban begyűjtött 681 gyöngybagolyköpetből összesen 2246 gerinces állat csontmaradványai kerültek elő. A zsákmány 99%-a emlős, 1%-a pedig madár volt. Az emlősök 30%-a a rovarevők (Insectivora), 70%-a pedig a rágcsálók (Rodentia) rendjébe sorolható. A gyöngybagolyok emleltáplálékának 29,66%-át a cickányfélék (Soricidae), 0,09%-át a vakondfélék (Talpidae), 60,31%-át a pocokfélék (Arvicolidae), 9,90%-át az egérfélék (Muridae), 0,04%-át pedig a pelefélék (Myoxidae) családjába tartozó fajok egyedei alkották.

Kulcsszavak: gyöngybagoly, köpetvizsgálat, kisemlősök, Celldömölk környéke

Bevezetés

Celldömölk és környékének kisemlősfaunájáról az első adatok a hetvenes években jelentek meg (Schmidt 1973a, b, 1974a, b, c, 1976). A faunafelmérés gyöngybagoly- (*Tyto alba*), füles bagoly- (*Asio otus*) és kuvik- (*Athene noctua*) köpetek vizsgálata alapján történt 1971, 1972 és 1973-ban (Schmidt 1974a). A Celldömölkön, Izsákfán és Sitkén gyűjtött köpetekből összesen 836 kisemlős csontmaradványai kerültek elő, melyek alapján a következő 11 faj: erdei cickány (*Sorex araneus*), törpecickány (*Sorex minutus*), keleti cickány (*Crocidura suaveolens*), mezei cickány (*Crocidura leucodon*), vakond (*Talpa europaea*), erdei pocok (*Clethrionomys glareolus*), kósza pocok (*Arvicola terrestris*), mezei pocok (*Microtus arvalis*), földi pocok (*Pitymys subterraneus*), törpeegér (*Micromys minutus*), házi egér (*Mus musculus*), valamint a vízcickányok (*Neomys* spp.), erdei egerek (*Apodemus* spp.) és patkányok (*Rattus* spp.) jelenlétét mutatták ki (Schmidt 1974a). A mintákban a mezei pocok dominált. A három bagolyfaj közül a gyöngybagoly táplálék-összetétele bizonyult a legváltozatosabbnak, és szolgáltatta a legtöbb információt a vizsgált terület kisemlősfaunájáról (Schmidt 1974a).

A felsorolt eredmények ismeretében, úgy döntöttünk, hogy bejárjuk Celldömölköt és környékét azzal a céllal, hogy felkutassuk a gyöngybagolyok tartózkodási helyeit. A begyűjtött köpetek tartalmának vizsgálata alapján pedig elvégezzük a vizsgált terület kisemlősfaunájának felmérését, hangsúlyt fektetve a védett fajokra, és a fajok között fennálló mennyiségi viszonyokra.

Anyag és módszer

A kisemlősfauna felméréséhez a gyöngybagolyköpetek begyűjtésének és vizsgálatának módszerét alkalmaztuk (Schmidt 1967, Mikuska *et al.* 1979). A kisemlősök bagolyköpetek segítségével történő gyűjtése és vizsgálata széles körben elterjedt és a csapdázó gyűjtések mellett mindenütt eredménnyel alkalmazták. Lényege, hogy a baglyok költő- és pihenőhelyein rendszerint nagy mennyiségű köpet gyűjthető. A köpetekben épségben megmaradt koponyák, állkapcsok, illetve fogak alapján az egyes emlősfajok jól elkülöníthetők egymástól. A kapott eredmények pedig visszatükrözik a környék kisemlősfaunáját (Schmidt 1967, 1974b).

A köpetek begyűjtését a 10 × 10 km-es UTM-rendszerű hálótérkép XN53 és XN63-as négyzetének megfelelő területen végeztük. A köpetek 1996. március 15-én és július 30-án gyűjtöttük be 10 lelőhelyről. Mivel a sitkei és gércei katolikus templomból mindkét terepbejárásunk alkalmával sikerült köpeteket begyűjtenünk, így a minták száma 12-re emelkedett (1. táblázat). A következő évben, 1997. június 27-én a vizsgált területet újra bejártuk és leellenőriztük a korábbi lelőhelyeket is, de sem köpeteket, sem gyöngybaglyokat nem találtunk.

A köpetek túlnyomó részének korát nem tudtuk biztosan meghatározni, ezért csak az egész köpeteket gyűjtöttük be és dolgoztuk fel. Szétbontásukat száraz technikával végeztük (Schmidt 1967, Mikuska *et al.* 1979). A kisemlősök

1. táblázat. A különböző lelőhelyeken gyűjtött köpetek és az előkerült zsákmányállatok száma.

Table 1. Number of pellets collected in different localities and its prey content.

No.	Lelőhely Locality	UTM	Dátum Date	Köpet Pellet	Zsákmány Prey	Zsákmány/Köpet Prey/Pellet
1.	Lánkapusztá (épület)	XN53	1996.03.15.	4	12	3,0
2.	Tokorcs (major)	XN53	1996.03.15.	11	22	2,0
3.	Sitke (kat. templom)	XN53	1996.03.15.	95	288	3,1
4.	Sitke (kat. templom)	XN53	1996.07.30.	63	156	2,5
5.	Mesteri (major)	XN53	1996.07.30.	166	669	4,0
6.	Gérce (major)	XN53	1996.03.15.	14	30	2,1
7.	Gérce (kat. templom)	XN53	1996.03.15.	50	156	3,1
8.	Gérce (kat. templom)	XN53	1996.07.30.	44	166	3,8
9.	Vásárosmiske (major)	XN53	1996.03.15.	7	21	3,0
10.	Egeralja (ref. templom)	XN63	1996.07.30.	100	312	3,1
11.	Izsákfa (kat. templom)	XN63	1996.07.30.	43	111	2,6
12.	Nemeskocs (kat. templom)	XN63	1996.07.30.	84	303	3,6
Összesen/Total				681	2246	

2. táblázat. A köpetmintákból (1–12) előkerült zsákmányállatok és mennyiségi megoszlásuk.

Table 2. Presence of certain animal species in pellets of barn owl in samples 1–12.

Zsákmány/Prey	01.	02.	03.	04.	05.	06.	07.	08.	09.	10.	11.	12.	Össz.
<i>Sorex araneus</i>	1		10	1	32		1	1		44	3	23	116
<i>Sorex minutus</i>			5	2	13	1	1	2	1	33		11	69
<i>Neomys fodiens</i>					2					1			3
<i>Neomys anomalus</i>			1		11	1		1		1			15
<i>Crocidura suaveolens</i>	1	3	30	10	84	4	16	14	7	10	9	19	207
<i>Crocidura leucodon</i>		3	27	8	116	5	13	5	9	19	4	40	249
<i>Talpa europaea</i>										2			2
<i>Clethrionomys glareolus</i>			1	1						1	2	1	6
<i>Arvicola terrestris</i>					1								1
<i>Microtus agrestis</i>					1	1				8	1	1	12
<i>Microtus arvalis</i>	9	15	186	96	347	13	116	122	3	125	83	188	1303
<i>Pitymys subterraneus</i>			2		8		1			5	1	1	18
<i>Apodemus flavicollis</i>				3						1		1	5
<i>Apodemus sylvaticus</i>			9	7	18		2	2		25	3	9	75
<i>Apodemus</i> sp.		1	3	1	8			3		8	4	4	32
<i>Apodemus agrarius</i>			1	1	1	3	1	2		1	1	2	13
<i>Micromys minutus</i>			1	4	15	1	2	12		2		1	38
<i>Rattus norvegicus</i>			2	3	1	1				1			8
<i>Rattus</i> sp.					2								2
<i>Mus</i> sp.			6	11	7			2	1	19		1	47
<i>Muscardinus avellanarius</i>					1								1
Aves	1		4	8	1		3			6		1	24
Összesen/Total	12	22	288	156	669	30	156	166	21	312	111	303	2246

meghatározása a csonttani bélyegek alapján történt (Ács 1985, Kryštufek 1985, 1991, März 1972, Niethammer & Krapp 1978, 1982, 1990, Schmidt 1967, Ujhelyi 1989, Zörényi 1990, Yalden 1977, Yalden & Morris 1990). A *Sylvaemus*-szubgenuszba tartozó fajok meghatározásánál Tvrtkovic (1979) módszerét követjük. A sérülések és hiányosságok miatt meghatározhatatlan példányok *Apodemus* sp.-ként szerepelnek a táblázatban (2. táblázat). A *Neomys*-genuszba tartozó két faj, a közönséges vízcickány (*Neomys fodiens*) és a Miller-vízcickány (*Neomys anomalus*) meghatározását Tvrtkovic *et al.* (1980) által leírt módon végeztük. A *Mus*- és *Rattus*-genuszokba tartozó, nehezen határozható vagy sérült példányok

Mus sp. és *Rattus* sp.-ként kerültek a fajlistára (2. táblázat). Az emlősfajok magyar neveit Báldi *et al.* (1995) munkája alapján használtuk.

Eredmények

A 10 lelőhelyről begyűjtött 681 köpetből összesen 2246 zsákmányállat maradványai kerültek elő (1. táblázat). Egy köpetben átlagosan 3,3 zsákmányállat volt.

A két vizsgált UTM-négyzet területéről eltérő számú köpetet sikerült begyűjteni, és az előkerült zsákmánymaradványok száma is eltérő volt (1. táblázat). Az XN53-as négyzet területéről begyűjtött 454 köpetben 1520, míg az XN63-as négyzet területéről begyűjtött 227 köpetben 726 zsákmányállat volt.

A zsákmány összetételét tekintve 99%-ban emlős, 1%-ban pedig madár volt (2. táblázat). A köpetekből 24 – mezei veréb (*Passer montanus*) és házi veréb (*Passer domesticus*) – került elő.

Az emlősök 30%-a a rovarévők (Insectivora), 70%-a pedig a rágcsálók (Rodentia) rendjébe sorolható. A gyöngybaglyok emlőstáplálékának 29,66%-át a cickányfélék (Soricidae), 0,09%-át a vakondfélék (Talpidae), 60,31%-át a pocokfélék (Arvicolidae), 9,90%-át az egérfélék (Muridae), 0,04%-át pedig a pelefélék (Myoxidae) családjába tartozó fajok egyedei alkották (2. táblázat).

Következtetések

A vizsgált területen begyűjtött köpetekből 6 cickányfajt mutattunk ki. A gyöngybaglyok táplálkozása szempontjából a mezei cickány (*Crocidura leucodon*) és keleti cickány (*Crocidura suaveolens*), valamint az erdei cickány (*Sorex araneus*) mondható jelentősnek, mivel az emlőstáplálék 25,7%-át e három faj egyedei alkották (2. táblázat). A törpecickány (*Sorex minutus*) és a két vízcickányfaj (*Neomys fodiens*, *N. anomalus*) egyedei valószínű, hogy szórványos előfordulásuk és életmódjuk miatt is ritkábban estek a baglyok zsákmányául. Vakond (*Talpa europaea*) csak az Egeralján (XN63) begyűjtött köpetekből került elő (2. táblázat), de mivel Schmidt (1974a) Izsákfán (XN64) gyűjtött anyagában is volt egy példány, elmondhatjuk, hogy a kimutatott 7 „védett” rovarévő faj egyedei mindkét UTM-négyzet területén előfordulnak.

A pocokfélék közül 5 faj egyedei kerültek elő. A leggyakoribb zsákmány a mezei pocok (*Microtus arvalis*) volt. Az emlőszsákmány 58,64%-át e faj egyedei alkották. A többi 4 pocokfaj a vizsgált területen a gyöngybaglyok táplálkozása szempontjából nem mondható jelentősnek. Kiemelnénk a csalityáró pocok (*Microtus agrestis*) 12 példányának előkerülését, mivel e védett faj egyedeinek jelenléte a vizsgált területen eddig nem bizonyított (Kalivoda 1994, Schmidt 1974a). Az erdei pocok (*Clethrionomys glareolus*), csalityáró pocok, mezei pocok és a

földi pocok (*Pitymys subterraneus*) mindkét UTM-négyzet, míg a kósza pocok (*Arvicola terrestris*) csak az XN53-as négyzet területéről gyűjtött köpetekben volt jelen (2. táblázat). Schmidtnek (1974a) azonban a kósza pocokot a Celldömölkön és Izsákfán (XN63) gyűjtött mintákból sikerült kimutatnia, így a pocokféléről is elmondhatjuk, hogy a kimutatott 5 faj egyedei mindkét UTM-négyzet területén előfordulnak.

A köpetekből kisszámú egérmaradvány került elő. Ennek ellenére a sárganyakú erdeieger (*Apodemus flavicollis*), a közönséges erdeieger (*Apodemus sylvaticus*), a pirók erdei-egér (*Apodemus agrarius*), a törpeeger (*Micromys minutus*) és a vándorpatkány (*Rattus norvegicus*) egyedeit sikerült kimutatnunk, és nagy valószínűséggel elmondhatjuk, hogy mind az öt faj egyedei előfordulnak mindkét vizsgált UTM-négyzet területén (2. táblázat). Schmidt (1974a) a házi egeret (*Mus musculus*) is kimutatta szinte minden begyűjtött köpetmintából. A házi eger és güzüeger (*Mus musculus*, *M. spicilegus*) a fennálló határozási nehézségek miatt, annak ellenére, hogy 20 egyed maradványai is előkerültek *Mus* sp.-ként szerepelnek a fajlistán (2. táblázat).

A Mesteriben (XN53) gyűjtött köpetekben egy mogyorós pele (*Muscardinus avellanarius*) maradványait is megtaláltuk (2. táblázat). E védett emlősfaj Schmidt (1974a) kimutatásaiban nem szerepelt. Bakó (1996) összefoglalójából pedig kiderül, hogy a mogyorós pele Vas megyei előfordulásairól igen kevés adattal rendelkezünk.

Végezetül megállapíthatjuk, hogy munkánk során 8 olyan kisémlősfajt sikerült a köpetekből kimutatni, amelyek előfordulásáról a vizsgált területen eddig nem rendelkezünk konkrét adatokkal (Kalivoda 1994, Schmidt 1974a).

Irodalomjegyzék

- Ács, A. (1985): *A bagolyköpetvizsgálatok alapjai*. – A Magyar Madártani Egyesület Zalai Helyi Csoportjának kiadványa, Zalaegerszeg, 58 pp.
- Bakó, B. Z. (1996): *Adatok a magyarországi pelefajok morfológiájához, elterjedéséhez és ökológiájához*. – Diplomadolgozat, JPTE TTK, Pécs, 66 pp.
- Báldi, A., Csorba, G. & Korsós, Z. (1995): *Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 59 pp.
- Kalivoda, B. (1994): *A magyar bagoly-táplálkozásvizsgálati irodalom bibliográfiája és emlőstani elemzése*. – Diplomadolgozat, ELTE TTK, Budapest, 168 pp.
- Kryštufek, B. (1985): *Mali sesalci*. – Naša rodna zemlja 4. Prirodoslovno društvo Slovenije, Ljubljana, 29 pp.
- Kryštufek, B. (1991): *Sesalci Slovenije*. – Prirodoslovni muzej Slovenije, Ljubljana, 294 pp.
- März, R. (1972): *Gewöll- und Ruffungskunde*. – Akademie Verlag, Berlin, 398 pp.
- Mikuska, J., Tvrtkovic, N. & Dzukic, G. (1979): Sakupljanje i analiza gvalica ptica kao jedna od vaznih metoda upoznavanja faune naših sisara. – *Arh. biol. nauka*, Beograd **29**(3–4): 157–160.

- Niethammer, J. & Krapp, F. (eds) (1978): *Handbuch der Säugetiere Europas. Band 1. Nagetiere I.* – Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, 476 pp.
- Niethammer, J. & Krapp, F. (eds) (1982): *Handbuch der Säugetiere Europas. Band 2/I. Nagetiere II.* – Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, 649 pp.
- Niethammer, J. & Krapp, F. (eds) (1990): *Handbuch der Säugetiere Europas. Band 3/I. Insektenfresser, Herrentiere.* – AULA Verlag, Wiesbaden, 523 pp.
- Schmidt, E. (1967): *Bagolyköpet-vizsgálatok.* – Magyar Madártani Intézet, Budapest, 137 pp.
- Schmidt, E. (1973a): A gyöngybagoly (*Tyto alba*) és az erdei fülesbagoly (*Asio otus*) legfontosabb táplálékállatai Magyarországon. – *Aquila* **76–77**: 55–64.
- Schmidt, E. (1973b): Über die mengenmässige Verteilung einiger Spitzmausarten in Ungarn. – *Acta Theriologica* **18**(15): 281–288.
- Schmidt, E. (1974a): Adatok Vas megye kisemlőfaunájához baglyok táplálékvizsgálata alapján. – *Savaria, a Vas Megyei Múzeumok Értesítője* **7–8**: 71–77.
- Schmidt, E. (1974b): A magyarországi mezei pocok (*Microtus arvalis*) állomány relatív sűrűsége 1969–71-ben bagolyköpetek vizsgálata alapján. *Aquila* **78–79**: 189–196.
- Schmidt, E. (1974c): Über die Verbreitung und Wohndichte der Kleinwühlmaus (*Pitymys subterraneus* (De Selys-Longchamps) in Ungarn. – *Vertebr. Hung.* **15**: 45–52.
- Schmidt, E. (1976): Kleinsäugerfaunistische Daten aus Eulengewöllen in Ungarn. – *Aquila* **82**: 119–144.
- Tvrtkovic, N. (1979): Razlikovanje i odredjivanje morfološki slicnih vrsta podroda *Sylvaemus* Ognev et Vorobiev 1923 (Rodentia, Mammalia). – *Rad JAZU, Zagreb*, **383**: 155–186.
- Tvrtkovic, N., Djulic, B. & Mrakovcic, M. (1980): Distribution, species characters, and variability of the Southern water-shrew, *Neomys anomalus* Cabrera, 1907 (Insectivora, Mammalia) in Croatia. – *Biosistematika*, Belgrade, **6**(2): 187–201.
- Ujhelyi, P. (1989): *A magyarországi vadonélő emlősállatok határozója.* – Magyar Madártani Egyesület, Budapest, 185 pp.
- Zörényi, M. (1990): *A bagolyköpetekből várható hazai emlősfajok határozókulcsa.* – Babits füzetek 1, Babits Mihály Művelődési Központ, Szekszárd, 33.
- Yalden, D. W. (1977): *The Identification of remains in Owl Pellets.* – An Occasional Publication of the Mammal Society, No. 2, Reading, 9 pp.
- Yalden, D. W. & Morris, P. A. (1990): *The Analysis of Owl Pellets.* – An Occasional Publication of the Mammal Society, No. 13, London, 24 pp.

Small mammal fauna of the Celldömök surroundings obtained by barn owl pellet analysis

Purger, J. J. & Reider, M.

Dept. of Ecology and Zoogeography, Janus Pannonius University
H-7601 Pécs, Ifjúság útja 6, Hungary

Abstract: In Celldömök surroundings (XN53 and XN63 according to 10 × 10 km UTM grid) during 1996, 681 barn owl pellets were collected, containing 2246 prey remnants. Mammals comprised 99% and birds were 1% of total prey. From remainders of mammals 30% were insectivores (Soricidae 29.66%, Talpidae 0.09%) and 70% rodents (Arvicolidae 60.31%, Muridae 9.90% and Myoxidae 0.04%).

Key words: barn owl, pellet analysis, small mammals, Celldömök surroundings

Adatok a Balaton-felvidéki Nemzeti Park holyva (Coleoptera: Staphylinidae) faunájához I. (Micropeplinae–Paederinae)

Szásziné Horváth Henrietta

8300 Tapolca, Keszthelyi u. 5.

Összefoglaló: A Balaton-felvidéki Nemzeti Park területéről eddig 90 fajt és 5 alfajt mutattak ki a Micropeplinae, Piestinae, Phloeocharinae, Proteininae, Omaliinae, Oxytelinae, Steninae, Paederinae alcsaládok tagjai közül. Vizsgálataim során 11 mintavételi területen gyűjtöttem etilén-glikolos talajcsapdával cseres-tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*, *Quercetum pubescenti-cerris*) erdőtársulásokban, 1995–1996-ban. Az említett alcsaládokból 29 fajt sikerült kimutatnom, melyek közül 9 faj először került elő a területről.

Kulcsszavak: Staphylinidae, Micropeplinae, Paederinae, Balaton-Felvidéki Nemzeti Park

Bevezetés

A Balaton-felvidéki Nemzeti Park a legújabb nemzeti parkjaink sorában, kialakításának első ütemében 56 696 ha vált védetté, amelyből 35 259 ha ezt megelőzően is védett volt. A környezetvédelmi és területfejlesztési miniszter 31/1997. (IX.23.) KTM rendelete alapján (1997.10.01-től) a Kis-Balaton-medence; a Balaton-meder egyes szakaszai; a Balatoni- és Keszthelyi-riviéra egyes részei; a Tapolcai-medence, Tátika-csoport, Keszthelyi-fennsík, Badacsony–Gulács-csoport jelentős része és a Balaton-felvidék és kismedencéinek csaknem teljes területe került a nemzeti park gondozásába. A Balatonszőlős–Királyszentistván közötti terület (mintegy 6000 ha) a II. ütemben csatlakozik majd a nemzeti parkhoz. Faunisztikai adataim az I. ütem területéről származnak, a Rezi-től Köveskálig húzódó régióból.

Az első gyűjtési adatok a területről csaknem százévesek Hopffgarten (1912) Gyenesdiás környékéről írta le a *Tachyporus hypnorum* fajt. Redl (1894) jegyzékéből származnak a következő adatok, 13 fajt sorol fel a Tapolcai járás korabeli területéről. A századforduló éveiben Biró és Ehmann gyűjtött a területen, anyagukat Tóth (1980) dolgozta fel. Az 1930-as évekből Lichtneckert gyűjteménye maradt fenn. Székessy (1943) elkészítette a Tihanyi-félsziget bogárfaunájának monografikus feldolgozását, amelyben 116 holyvafajt sorol fel (Biczók, Csiki, Jaczó, Kaszab, Mihályi, Sebestyén, Siroki, Székessy, Tóth gyűjtéséből). Gazdag faunisztikai adatok találhatóak az 1962-ben indult „Bakony természeti képe” kutatási program keretében feltárt anyagban (Kaszab, Kecskeméti, Lenczy, Loksa,

Papp, Rézbányai, Tóth L., Tóth S. gyűjtéséből.) A Bakony hegység holyvafaunáját Tóth (1980, 1982, 1985, 1986) dolgozta fel.

A területről már kimutatott fajokat külön fejezetben tárgyalom.

Anyag és módszer

PhD-munkám keretében 11 mintaterületen helyeztem ki talajcsapdákat cseres-tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*, *Quercetum pubescenti-cerris*) erdőtársulásokba a Balaton-felvidéki Nemzeti Parkban, illetve két esetben azzal határos területeken. Minden mintaterületen 6–6 db, 0,3 l-es talajcsapdával dolgoztam, amelyeket úrtartalmuk ötödéig etilén-glikollal töltöttem fel és az avarban talált ágakkal fedtem be. A csapdákat havonta ellenőriztem. Az „egymásba helyezett mintavétel” három lépcsős módszerét alkalmaztam, a gyűjtést két éven át végeztem: 1995. március 27-től 1995. október 3-ig és 1996. március 28-tól 1996. október 15-ig.

A kutatási engedélyt a Közép-Dunántúli Természetvédelmi Igazgatóság adta meg.

A holyvafajok határozását, ill. ellenőrzését Ádám László, a Magyar Természettudományi Múzeum Állattárának volt munkatársa végezte.

A mintaterületek rövid leírása

A Rezi mintaterület Rezi falu határában fekszik. A terület korábban nem állt védelem alatt, most a nemzeti park kezelt természeti övezetébe tartozik. A mintaterületen cseres-kocsánytalan tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*) erdőtársulás található.

A Balatongyörök, Garga-hegyi mintaterület Balatongyörök faluhoz tartozik, a Garga-hegy Ny-i lejtőjén található. A mintaterület nem tartozik a nemzeti park területéhez, azzal határos. Az előzetes tervek alapján választottam ki, melyekben a park nagyobb kiterjedésű volt.

Az itt található erdőtársulás molyhos tölgyes-cseres (*Quercetum pubescenti-cerris*).

A Keszthelyi-fennsík, Pad-kői erdő mintaterület Balatongyörök faluhoz tartozik. A terület a nemzeti park kezelt természeti övezetének része. A mintaterületen cseres-molyhos tölgyes (*Quercetum pubescenti-cerris*) erdőtársulás jellemző.

A Szent György-hegyi mintaterület a Szent György-hegy erdővel borított csúcsán fekszik. A terület a nemzeti park kiemelt természeti övébe tartozik, jelenleg magánterület. A mintaterületen cseres-kocsánytalan tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*) szelídgesztenyével elegyes erdőtársulása található.

A csobánci mintaterület Gyulakeszi falu határában fekszik, a Csobánc hegy erdővel borított csúcsán. A terület korábban fokozottan védett volt, most a nem-

zeti park kiemelt természeti övébe tartozik. A mintaterületen hárskegyes cseres-kocsánytalan tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*) erdőtársulás található.

A hegyesdi mintaterület Hegyesd várhegy D-i, hegylábi lejtőjén helyezkedik el. A terület a nemzeti park kezelt természeti övezetének része. Kocsánytalan cseres-tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*) társulás jellemző a területen.

A Salföld, Cseres-hegyi mintaterület Salföld falu közelében a Cseres-hegyen található. A terület korábban fokozottan védett terület volt, most a nemzeti park kiemelt természeti övezetébe tartozik. Az erdőtársulás típusa kocsánytalan tölgyes-cseres (*Quercetum petraeae-cerris*).

A köveskáli mintaterület Köveskál falu közelében, a Térdes-kúttól ÉK-re fekszik. A terület a nemzeti park kezelt természeti övezetének része. A területen molyhos tölgyes-cseres (*Quercetum pubescenti-cerris*) erdőtársulás található.

A Kő-hegyi mintaterület Mindszentkál falutól É-ra fekszik, Szentimrepuszta közelében. A terület a nemzeti park pufferezónájához tartozik. A mintaterületen cseres-kocsánytalan tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*) erdőtársulás található.

A Sátorma-hegy, Fősső-erdei mintaterület Szentbékáll falutól É-ra található. A terület a nemzeti park kezelt természeti övezetének része. Az erdőtársulás típusa cseres-kocsánytalan tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*).

A Hajagos, hagyasfás mintaterület a Hajagos-hegy hegylábi lejtőjén, Mindszentkál falutól ÉNy-ra fekszik. A mintavételi terület nem tartozik a nemzeti park területéhez, azzal határos. Az előzetes tervek alapján választottam ki, melyekben a park nagyobb kiterjedésű volt. A területen fás legelő található, a szórta-csoportosan álló 150–200 éves kocsánytalan tölgyek a korábbi erdő hagyasfái, közöttük magról kelt cser- (*Quercus cerris*) és kocsánytalan tölgyek (*Quercus petraea*) fiatalosa is megfigyelhető.

Eredmények

Az általam gyűjtött fajok lelőhelyadatainak rövidített jelölése: R = Rezi; G = Balatonyörök, Garga-hegy; P = Keszthelyi-fennsík, Pad-kői-erdő; Sz = Szent György-hegy; Cs = Csobánc; H = Hegyesd; S = Salföld, Cseres-hegy; K = Köveskál, Felső-erdő; Kő = Kő-hegy; Sá = Sátorma, Fősső-erdő; Ha = Hajagos, hagyasfás. Ahol a fajszámot nem jelöltem, ott csak egy példányt gyűjtöttem.

A Balaton-felvidéki Nemzeti Park területéről már közölt fajok listája (Micropeplinae–Paederinae)

Micropeplinae

Micropeplus porcatus (Fabricius, 1793) – Sz: 1994.07.06. Az általam vizsgált területről eddig Tihany, 1940.05.25. (Székessy); Balatonederics, 1904.04.03. (Győrffy) gyűjtéséből Tóth (1980) írta le.

Micropeplus marietti (Jacquelin du Val, 1857–59) – Tihany, 1934.05.23–24. (Székessy) gyűjtéséből Tóth (1980) írta le.

Piestinae

Siagonium quadricorne (Kirby et Spence, 1815) – Tátika, bükkfakéreg alól, 1953.09.13. (Kaszab) gyűjtéséből Tóth (1980) írta le.

Proteininae

Megarthus affinis (Müller, 1852) – Balatonederics, (Győrffy).

Megarthus denticollis (Beck, 1817) – Balatonederics, (Győrffy).

Proteinus ovalis (Stephens, 1834) – P: 1995.10.03.; Cs: 1995.04.30. A nem legelterjedtebb és leggyakoribb faja hazánkban. Az általam vizsgált területről eddig Tihany, 1939.04.10. (Jaczó); Tátika, bükkfakéreg alól 1953.09.13. (Kaszab) gyűjtéséből Tóth (1980) írta le.

Proteinus brachypterus (Fabricius, 1792) – P: 1995.10.03.; K: 1995.05.01.; S: 1996.08.14.; H: 1995.04.30.; Cs: 1995.06.30. 3 db, Kő: 1996.03.28. Az általam vizsgált területről eddig Tihany, 1939.04.10. (Jaczó) gyűjtéséből Tóth (1980) írta le.

Omaliinae

Eusphalerum longipenne (Erichson 1837–39) – Felsőörs, 1966.05.30. 6 db (Papp).

Eusphalerum ophthalmicum (Paykull, 1800) – Balatonalmádi, (Lichtneckert).

Eusphalerum florale (Panzer, 1789) – Balatonederics, (Győrffy).

Acrolocha striata (Gravenhorst, 1802) – Balatonederics, (Győrffy).

Phyllodrepa melanocephala (Fabricius, 1787) – Tátika, plató, rostálva, 1953.09.13. 2 db (Kaszab).

Phyllodrepa floraris (Paykull, 1789) – P: 1995.06.30. Az általam vizsgált területről eddig Balatonfüred, 1973.05.29. (Kecskeméti); Kapolcs, Kálomis-tó, 1968.05.07. (Papp); Tátika, a platón avarból rostálva, 1953.09.13. (Kaszab) gyűjtéséből Tóth (1980) írta le.

Omalium rivulare (Paykull, 1789) – R: 1995.05.11., 1995.10.03., 1996.09.15.; G: 1996.08.14.; P: 1995.10.03. 5 db; H: 1995.06.30.; Cs: 1995.05.11. 26 db; Sz: 1995.06.30. 7 db; S: 1996.10.15. 2 db; Kő: 1996.07.06.; Sá: 1995.06.30., 1995.10.03.; Ha: 1995.05.01., 1996.03.28. Az általam vizsgált területről eddig Tapolca, Visnyó-puszta, 1955.05.26., 1955.06.04. (Kötél); Balatonfüred, Malaise-csapda, 1973.05.29. (Kecskeméti); Tihany, 1941.05.15. (Kaszab); Tátika, bükkfakéreg alól, a platón avarból rostálva 1953.09.13. (Kaszab) gyűjtéséből Tóth (1980) írta le.

Omalium caesum Gravenhorst, 1806 – G: 1996.08.14.; H: 1995.06.30.; Cs: 1995.05.11. 10 db; 1996.08.14.; S: 1996.03.28., 1996.06.30.; Kő: 1995.06.30. 8 db, 1996.07.06.; Ha: 1995.05.01., 1995.06.30. 9 db, 1996.07.06. 7 db, 1996.10.15. Az általam vizsgált területről eddig Tihany, 1934.05.13. (Székessy); Zánka, 1902.08. (Entz); Balatonalmádi, 1965.03.29. (Papp); Tátika, a platón avarból rostálva 1953.09.13. (Kaszab) gyűjtéséből Tóth (1980) írta le.

Omalium cinnamumeum Kraatz, 1858 – P: 1995.08.13.; G: 1995.10.03. Nagyon ritka, avarból rostálva gyűjtötték. Az általam vizsgált területről eddig Balatonakali, 1955.05.11. (Magyar); Ti-

hany, 1939.04.15. (Székessy); Tátika, 1953.09. (Lenczy); Hajagos, 1954.09. (Lenczy) gyűjtéséből Tóth (1980) írta le.

Xylodromus concinnus (Marsham, 1802) – Tihany, 1934.05.23. (Székessy).

Xylodromus depressus (Gravenhorst, 1802) – Tátika, plató, rostálva, 1953.09.13. (Kaszab).

Lathrimaeum atrocephalum (Gyllenhal, 1827) – P: 1995.05.11. 24 db, 1995.06.30. 4 db; R: 1995.06.30.; H: 1995.05.01. 101 db, 1995.06.30. 5 db; Cs: 1995.04.30. 37 db, 1995.05.11. 20 db; K: 1995.05.01. 29 db, 1995.06.30. 2 db, 1996.03.28. 4 db; S: 1995.05.01. 3 db, 1995.06.30. 2 db, 1995.08.13.; Kő: 1995.05.11. 91 db, 1996.03.28. 6 db; Sá: 1995.05.01. 32 db, 1995.06.30. 2 db; Ha: 1995.05.01. 7 db, 1996.07.06. A talajcsapdák leggyakoribb fajai közé tartozik. Az általam vizsgált területről eddig Tihany, Aranyház, 1934.04.09. (Székessy) gyűjtéséből Tóth (1980) írta le.

Lathrimaeum atrocephalum ab. *concolor* (Delahon, 1914) – Tátika, plató, rostálva, 1953.09.13. (Kaszab).

Olophrum puncticolle (Eppelsheim 1880) – Keszthely, (Győrffy).

Olophrum viennense (Scheerpeltz, 1929) – Keszthely, (Győrffy).

Lesteva punctata (Erichson, 1796) – Balatonarács, Koloska-forrás 1952.09.01. (Kovácsné-Murai).

Anthophagus bicornis (Block, 1799) – Balatonarács, (Lichtneckert); Felsőörs, 1966.05.30. (Papp).

Oxytelinae

Coprophilus striatulus (Fabricius, 1792) – Szigliget, Vár-hegy, repülve, 1995.05.30. Az általam vizsgált területről Balatonederics (Győrffy); Lesenceistvánd (Székessy) gyűjtéséből Tóth (1980) írta le.

Trogophloeus opacus (Baudi, 1848) – Révfülöp, 1926.04.25. (Csiki); Tihany, 1939.04.12. 2 db (Kaszab).

Trogophloeus rivularis (Motschulsky, 1860) – Balatonfüred, Balaton-part, 1974.05.10. (Tóth S.); Kapolcs, Eger-víz patak völgye, 1971.07.09. 4 db (Tóth L.); Kálomis-tó 1971.07.09. 4 db (Tóth L.); Révfülöp, 1926.06.25. (Csiki); Tihany, 1939.04.15. 5 db (Székessy), 1939.04. (Biczók); Keszthely, (Győrffy).

Trogophloeus bilineatus (Stephens, 1832) – Tihany, 1939.04.15. (Székessy); Keszthely, (Székessy).

Trogophloeus obesus (Kiesenwetter, 1844) – Kapolcs, Eger-víz patak völgye, 1971.07.11. 4 db (Tóth L.); Kálomis-tó 1971.07.09. 3 db (Tóth L.); Tihany, 1939.06.21. (Biczók), 1941.05.15. 3 db (Székessy).

Trogophloeus anthracinus (Mulsant et Rey, 1861) – Tihany, 1941.05.15. (Kaszab & Székessy).

Trogophloeus nitidus (Baudi, 1848) – Gyenesdiás, nádasban, fényre, 1949.07.12–28. 5 db (Kaszab).

Trogophloeus corticinus (Gravenhorst, 1806) – Tihany, 1933.09.23. 5 db (Mihályi), 1939.04.15. 11 db (Székessy), pészmapocok jégkunyhójából, 1953.01.29. (Székessy); Balatonederics, 3 db (Ehmann), 4 db (Győrffy); Balatonszentgyörgy, erdőben rostálva 1950.03.21. (Kaszab & Székessy); Gyenesdiás, nádasban, fényre, 1949.07.12–28. (Kaszab); Keszthely, 1909 (Győrffy).

Trogophloeus corticinus var. *fulvipennis* (Fauvel, 1863) – Tihany, 1933.11.23. (Mihályi).

Trogophloeus gracilis (Mannerheim, 1830) – Tihany, 1939.04.15. (Székessy); Balatonederics, (Ehmann & Győrffy).

Trogophloeus pusillus (Gravenhorst, 1802) – Gyenesdiás, kerti csapkodás 1949.07.12–28. (Kaszab).

Trogophloeus exiguus (Erichson, 1837–39) – Gyenesdiás, nádas, fényre repülve 1949.07.12–28. 3 db, fenyves, fényre 1 db (Kaszab).

Aploderus caelatus (Gravenhorst, 1802) – Balatonederics, (Székessy).

Oxytelus sculptus (Gravenhorst, 1806) – Tihany, 1941.05.15. (Kaszab & Székessy); Balatonederics, (Győrffy); Gyenesdiás, kerti csapkodás 1949.07.12–28. (Kaszab).

Oxytelus insecatus (Gravenhorst, 1806) – Lesenceistvánd, 1974.04.10. (Tóth S.).

Oxytelus rugosus (Fabricius, 1775) – Balatonfüred, Balaton-part, 1974.05.10. (Tóth S.); Csupak, 1955.04.07. (Magyar); Kapolcs, Egervíz-patak völgye, 1971.07.09. (Tóth L.); Révfülöp, 1925.08.19. (Szilády); Tihany, 1939.04.15. 16 db (Székessy), 1940.04.16. (Székessy); Balatonederics, 6 db, (Győrffy), 3 db (Ehmann), 1966.04.08. (Tóth L.); Keszthely, 6 db, (Győrffy), 7 db (Horváth); Gyenesdiás, nádas, fényre repülve, 1949.07.12–28. 11 db, fenyves, fényre repülve 6 db, kerti csapkodás 1 db (Kaszab).

Oxytelus rugosus var. *pulcher* (Gravenhorst, 1802) – Gyenesdiás, fenyvesben, fényre repülve, 1949.07.12–28. (Kaszab); Keszthely, (Horváth).

Oxytelus piceus (Linnaeus, 1767) – Tapolca, (Redl); Tihany, 1934.05.15–08.01. (Székessy); Balatonederics, (Székessy); Gyenesdiás, nádas, fényre repülve, 1949.07.12–28. 2 db (Kaszab).

Oxytelus inustus (Gravenhorst, 1806) – R: 1995.06.30. Az általam vizsgált területről eddig Tapolca, Visnyó-puszta, 1955.05.26–06.24. (Kötél); Tihany, 1934.05.05–17. (Székessy); Balatonederics, (Győrffy) gyűjtéséből Tóth (1980) írta le.

Oxytelus sculpturatus (Gravenhorst, 1802) – R: 1995.08.30.; P: 1995.06.30., 1995.08.13. 5 db; G: 1995.08.13. 2 db, 1996.08.14. 3 db; Cs: 1995.05.11.; K: 1995.06.30. Az általam vizsgált területről eddig Tapolca, Visnyó-puszta, 1955.05.26–06.04. (Kötél); Balatonalmádi, 1963.06.15. (Tóth); Balatonfüred, Malaise-csapda, 1973.05.29. (Kecskeméti); Tihany, 1934.05.05. (Székessy); 1941.05.15. (Kaszab); Balatonederics, (Székessy) gyűjtéséből Tóth (1980) írta le.

Oxytelus mutator (Lohse, 1963) P: 1995.06.30. 7 db, 1995.08.13. 14 db; 1995.10.03.; G: 1995.08.13. 21 db, 1996.08.14. 3 db. Az általam vizsgált területről eddig Vállus, Csetény, 1969.05.23. (Papp) gyűjtéséből Tóth (1980) írta le.

Oxytelus complanatus (Erichson, 1839) G: 1996.08.14. 3 db. Az általam vizsgált területről eddig Balatonederics (Győrffy); Gyenesdiás, kert, esti hálózás, 1949.07.12–28. (Kaszab) gyűjtéséből Tóth (1980) írta le.

Oxytelops tetracarinatus (Block, 1799) R: 1995.08.30. 2 db; P: 1995.06.30. 12 db, 1995.08.14.; G: 1996.08.14. 2 db; Sz: 1995.06.25.; Cs: 1995.06.30. 6 db; H: 1995.06.30. 3 db, 1995.08.13., 1996.08.14. 2 db; K: 1995.06.30. 4 db, 1995.08.03. 11 db; Kő: 1995.08.13. Az általam vizsgált területről eddig Balatonfüred, 1929.07.23. (Horváth); Tihany, 1939.04.25., 1940.05.15. (Székessy); Balatonederics, (Győrffy); Vonyarcvashegy, (Horváth) gyűjtéséből Tóth (1980) írta le.

Platystethus arenarius (Fourcroy, 1785) – Balatonfüred, (Székessy); Gyenesdiás, kerti csapkodás, 1949.07.12–28. (Kaszab).

Platystethus cornutus (Gravenhorst, 1802) – Balatonalmádi, 1963.06.17–1964.08.10. (Tóth L.); Kapolcs, Egervíz-patak völgye, 1971.07.09. 38 db, Kálomis-tó, 50 db (Tóth L.); Monostorapáti, tópart, 1967.08.22. (Tóth L.); Tihany, 1933.11.23. (Mihályi), 1939.06.21. (Biczók); Gyenesdiás, fenyves, fényre repülve, 1949.07.12–28. (Kaszab).

Platystethus capito (Heer, 1938–42) – Balatonfüred, (Pregi); Tihany, 1939.04.15. 6 db (Székessy), 1941.05.15. (Kaszab & Székessy); Balatonederics, (Székessy).

Platystethus nodifrons (Sahlberg, 1834) – Balatonederics, (Székessy).

Platystethus nitens (Sahlberg, 1834) – Balatonfüred, nádasszegély, 1973.07.05. (Tóth L.); Kapolcs, Egervíz-patak-völgye, 1971.07.09. 16 db (Tóth L.), Kálomis-tó, 1971.07.09. 9 db (Tóth L.); Tihany, 1934.05.14. (Székessy), 1939.04.15. (Székessy), 06.21. 5 db (Biczók); Balatonederics, 4 db, 12 db (Ehmann), 9 db (Győrffy), 1 db (Horváth); Gyenesdiás, fenyves, fényre repülve 1949.07.12–28. 2 db (Kaszab), 1912. 4 db (Horváth).

Blediuss spectabilis (Kraatz, 1856–58) – Révfülöp, 1926.06.17. (Csiki); Tihany, 1933.11.23. 2 db (Székessy), 1934 (Székessy), 1936.07. (Entz); Balatonederics, (Ehmann); Gyenesdiás, 1912. 2 db (Horváth).

Bledius germanicus (H. Wagner, 1935) – Tihany, 1933.09.23. (Mihályi), 1936.07. (Entz); Gyenesdiás, nádas, fényre repülve 1949.07.12–28. 7 db (Kaszab).

Bledius fracticornis (Paykull, 1790) – Révfülöp, 1925.08.19. (Szilády); Tihany, 1936.07. 3 db (Entz), 1939.06.21. (Biczók); Balatonederics, (Győrffy); Gyenesdiás, nádas, fényre repülve 1949.07.12–28. 126 db (Kaszab); Keszthely, 2 db (Horváth).

Bledius opacus (Block, 1799) – Gyenesdiás, nádas, fényre repülve 1949.07.12–28. (Kaszab).

Bledius nanus (Erichson, 1839–40) – Gyenesdiás, nádas, fényre repülve 1949.07.12–28. 2 db (Kaszab).

Bledius dissimilis (Erichson, 1839–40) – Tihany, 1936.07. (Entz); Gyenesdiás, nádas, fényre repülve 1949.07.12–28. 24 db (Kaszab).

Paederinae

Paederus schoenherri Czwalina, 1889 – Ha: 1996.07.06.; Sz: 1995.06.30. Az általam vizsgált területről eddig Koloska-völgy, 1976.06.06. (Rozner); Lesence-völgy, 1977.08. (Orosz); Vádlus, 1978.04.03. (Podlussány) gyűjtéséből Tóth (1982) írta le.

Paederus littoralis Gravenhorst, 1802 – Ha: 1996.03.28. 4 db. Az általam vizsgált területről eddig Balatonfüred, 1978.04.05. (Podlussány); Balatongyörök, 1955.09. (Lenczy); Kapolcs, Kálomis-tó, 1968.05.07. (Papp); Kővágóörs, 1978.04.04. (Podlussány); Balatonederics, (Győrffy); Keszthely, (Győrffy); Fenékpusztá, 1951.01.12. ? gyűjtéséből Tóth (1982) írta le.

Paederus fuscipes (Curtis, 1826) – Balatonfüred, Malaise-csapda, 1973.05.30. (Tóth S.), Balaton-part, 1973.09.09. (Tóth S.); Kapolcs, Kálomis-tó, 1971.07.09. 2 db (Tóth L.); Kővágóörs, 1976.07.07. 3 db (Ádám), 1978.04.05. (Podlussány); Tihany, 1934.04.27. (Mihályi), 1934.05.04. (Székessy), 1936.04.10. 4 db (Kaszab), 1939.04.21. (Biczók), 1940.04.16., 05.16., 05.25. (Székessy); Vászoly, 1978.04.24. (Podlussány); Balatonederics, (Győrffy); Balatongyörök, 1956.08. (Lenczy); Gyenesdiás, fenyves 1949.07.12–28. 7 db, nádas lámpafényre, 2 db, kert, esti csapkodás 1 db (Kaszab).

Paederus riparius (Linnaeus, 1758) – Balatonudvari, Kilián-telep, 1969.07.02. (Tóth L.); Kővágóörs, 1978.04.04. (Podlussány); Révfülöp, 1926.10.04. (Csiki); Tapolca, (Redl); Tihany, 1939.04.21 (Biczók), 1940.04.16. (Székessy).

Paederus balcanicus (Koch, 1938) – Révfülöp, 1926.06.21. (Csiki); Tihany, 1939.06.21. 4 db (Biczók).

Astenus filiformis (Latreille, 1840) – Révfülöp, 1926.06.26. (Csiki); Tapolca, (Horváth); Tihany (Székessy).

Astenus pulchellus (Heer, 1839) – Gyenesdiás, kert, esti csapkodás, 1949.07.12–28. 2 db (Kaszab).

Astenus longelytratus (Palm, 1936) – Keszthely, (Horváth).

Rugilus angustatus (Fourcroy, 1785) – Keszthely, (Horváth) Szélesen elterjedt, de mindenütt ritka.

Rugilus subtilis (Erichson, 1840) – Sz: 1995.05.01. Az általam vizsgált területről eddig Szent György-hegy, 1965.08.13. (Tóth); Tihany, 1940.04.16. (Székessy) gyűjtéséből Tóth (1982) írta le.

Rugilus rufipes Germar, 1835 – S: 1995.08.13.; Sz: 1995.06.30. 2 db. Faunaterületünkön a nem leggyakoribb faja. Az általam vizsgált területről eddig Tihany, 1939.04.15. (Székessy); Balatonederics, (Győrffy); Tátika, plató 1956.09.05. (Lenczy); 1954.09.13. (Kaszab) gyűjtéséből Tóth (1982) írta le.

Rugilus similis (Erichson, 1839) – G: 1996.08.14.; Ha: 1995.05.11.; S: 1995.06.30. Az általam vizsgált területről eddig Keszthely, (Győrffy) gyűjtéséből Tóth (1982) írta le.

Rugilus erichsoni (Fauvel, 1867) – Várvölgy, *Pinus nigra* kérge alól, 1971.10.16. (Tóth L).

Rugilus orbiculatus (Paykull, 1789) – Keszthely, 4 db (Győrffy); Várvölgy, *Pinus nigra* kérge alól, 1971.10.16. (Tóth L).

- Dolicoaon biguttulus* (Boisduval et Lacordaire, 1835) – Kővágóörs, 1973.04.04. (Podlussány); Tihany, 1934.05.14. (Székessy).
- Medon ferrugineus* (Erichson, 1840) – Tihany, 1939.04.15. 2 db, 1940.09.15. 5 db (Székessy); Tátika, plató, avarból rostálva 1953.09.13. 3 db (Kaszab).
- Medon fuscus* (Mannerheim, 1830) – Tihany, 1940.04.16., 1941.05.15. 5 db (Székessy).
- Medon brunneus* (Erichson, 1839) – Sá: 1995.06.30.; Cs: 1996.10.15. Az általam vizsgált területről eddig Tihany, 1939.04.15. (Székessy) gyűjtéséből Tóth (1982) írta le.
- Pseudomedon obsoletus* (Nordmann, 1802) – Tihany, 1939.04.15. 3 db (Székessy); Balatonederics, 2 db (Ehmann); Gyenesdiás, fenyves, 1949.07.12–28. 3 db (Kaszab).
- Lithocharis nigriceps* (Kraatz, 1859) – Gyenesdiás, kert, esti csapkodás 1949.07.12–28. 3 db (Kaszab).
- Scopaeus laevigatus* (Gyllenhal, 1827) – Balatonederics, (Ehmann); Gyenesdiás, esti csapkodás, 1949.07.12–28. 5 db (Kaszab); Vállus, 1978.04.03. (Podlussány).
- Scopaeus minimus* (Erichson, 1839) – Balatonederics; Keszthely, (Székessy).
- Scopaeus furcatus* (Binaghi, 1935) – Balatonederics; Keszthely, 1909. (Győrffy).
- Scopaeus pusillus* (Kiesenwetter, 1843) – Balatonederics, 6 db (Ehmann), 4 db (Győrffy).
- Scopaeus cognatus* (Mulsant et Rey, 1855) – Balatonalmádi, (Székessy).
- Lathrobium scutellare* (Nordmann, 1837) – Zánka, 1902.07. (Csiki).
- Lathrobium fennicum* (Renkonen, 1938) – Tihany, 1934. (Székessy), 1939.04.15. 15 db (Székessy). Ritka színezőelem.
- Lathrobium longulum* (Gravenhorst, 1802) – Balatonederics, (Csiki).
- Lathrobium spadiceum* (Erichson, 1840) – Tihany, 1941.05.15. (Kaszab & Székessy).
- Lathrobium pallidum* (Nordmann, 1837) – Balatonederics, (Csiki), 5 db (Ehmann), 2 db (Győrffy).
- Lathrobium pallidum* var. *jansoni* (Crotch, 1865) – Balatonederics, (Ehmann).
- Lathrobium fulvipenne* (Gravenhorst, 1806) – Tapolca, (Székessy); Balatonederics, (Ehmann).
- Lathrobium fulvipenne* var. *letzneri* (Gerhardt, 1869) – Tihany, 1943.09.23. (Székessy); Balatonederics, (Ehmann), 5 db (Csiki).
- Lathrobium elegantulum* (Kraatz, 1857) – Kővágóörs, 1978.04.04. (Podlussány); Balatonederics, (Ehmann).
- Lathrobium castaneipenne* (Kolenati, 1846) – Tihany, 1939.04.15. (Székessy).
- Lathrobium elongatum* (Linnaeus, 1767) – Gyenesdiás, nádas, fényre repülve, 1949.07.12–28.
- Achenium humile* (Nicolai, 1822) – Tapolca, (Székessy); Keszthely (Győrffy).

A Balaton-felvidéki Nemzeti Park területéről először kimutatott fajok listája (Micropeplinae–Paederinae)

Micropeplinae

Micropeplus tesserula Curtis, 1828 – Cs: 1995.05.11. Ritka faj.

Phloeocharinae

Phloeocharis subtilissima Mannerheim, 1831 – P: 1995.05.11. 2 db, 1995.06.30., 1995.08.13. 2 db; Cs: 1996.08.14.

Omaliinae

Acidota cruentata Mannerheim, 1831 – Kő: 1996.03.28.; Ha: 1996.03.28. 3 db; S: 1996.03.28.

Lesteva longelytrata (Goeze 1777) – Cs: 1995.05.11. 2 db.

Oxytelinae

Oxytelops tetratoma (Czwalina, 1871) – K: 1995.08.13. 4 db; H: 1996.08.14.

Steninae

Stenus humilis (Erichson, 1839) – G: 1996.03.28.

Stenus ludyi (Fauvel, 1886) – Ha: 1995.05.01. 3 db; K: 1995.05.01.

Stenus ochropus (Kiesenwetter, 1858) – G: 1995.10.03., 1996.03.28.; Kő: 1995.06.30., 1996.03.28.; Ha: 1995.05.11.; S: 1996.06.30.; Sá: 1995.06.30.; Cs: 1995.05.11.

Paederinae

Rugilus mixtus (Lohse, 1956) – G: 1996.08.14. 2 db; Sá: 1995.06.30. Eddig hazánkban csak a Bükkből és a Vasi-hegyhátról mutatták ki.

Az említett alcsaládokból 99 faj és 5 alfaj fordul elő a területen az eddigi kutatások alapján. 29 fajt sikerült kimutatnom a Balaton-felvidéki Nemzeti Park területéről, melyek közül 9 faj először került elő. A *Steninae* alcsalád három fajtát gyűjtöttem a területen. Az alcsalád egyetlen fajtát sem találták eddig a nemzeti park területén, ennek oka a gyűjtési módszerek szelektivitása is lehet. Két ritka faj, a *Micropeplus tesserula* és a *Rugilus mixtus* is előkerült.

Irodalomjegyzék

- Benick, G., Lohse, G., Likowsky, A. & Besuchet, C. (1974): *Staphylinidae II. (Hypocyphitinae und Aleocharinae) Pselaphidae.* – In: Freude, H., Harde, K. W. & Lohse, G. (eds): Die Käfer Mitteleuropas. Krefeld, 5: 1–318.
- Horion, A. D. (1963): *Faunistik der Mitteleuropäischen Käfer. IX/1.* – Überlingen-Bodensee. Kommissionsverlag Buchdruckerei Aug. Feyel.
- Horion, A. D. (1965): *Faunistik der Mitteleuropäischen Käfer. X/2.* – Überlingen-Bodensee. Kommissionsverlag Buchdruckerei Aug. Feyel.
- Koch, K. (1989): *Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie.* – Goecke & Evers Verlag, Krefeld.
- Lohse, G. A. (1964): *Staphylinidae I.* – In: Freude, H., Harde, K. W. & Lohse, G. (eds): Die Käfer Mitteleuropas. Krefeld 4: 1–264 pp.
- Moór, Gy. (szerk.) (1996): *Balaton Nemzeti Park. Természetvédelmi kezelési előírások a Badacsonyi TK bővítéséhez (Tapolcai-medence).* – Veszprém.
- Moór, Gy. & Petróczi, I. (1997): Pannónia örököse. A Balatoni Nemzeti Park. – *Természetbúvár* 52(5): 20–23.
- Petróczi, I. (szerk.) (1996): *Balaton Nemzeti Park. Tájékoztató füzet a polgármesteri hivatalok részére.* – Veszprém.
- Tóth, L. (1980): A Bakony hegység holyva- (Col.: Staphylinidae) faunájának alapvetése. I. – *A Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* 15: 93–109.

- Tóth, L. (1982): A Bakony hegység holyvafaunájának alapvetése. II. (Coleoptera: Staphylinidae, Paederinae). – *A Bakonyi Természettudományi Múzeum Közleményei* 1: 119–138.
- Tóth, L. (1982): *Holyvák II. – Staphylinidae II.* – Magyarország Állatvilága. VII/6. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Tóth, L. (1983): *Holyvák V. – Staphylinidae V.* – Magyarország Állatvilága. VII/9. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Tóth, L. (1984): *Holyvák VII. – Staphylinidae VII.* – Magyarország Állatvilága. VII/11. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Tóth, L. (1985): A Bakony hegység holyvafaunájának alapvetése. III. (Coleoptera: Staphylinidae). – *A Bakonyi Természettudományi Múzeum Közleményei* 4: 85–106.
- Tóth, L. (1986): A Bakony hegység holyvafaunájának alapvetése. IV. (Coleoptera: Staphylinidae, Habrocerinae–Hypocyptinae). – *A Bakonyi Természettudományi Múzeum Közleményei* 5: 17–38.
- Tóth, L. (1989): *Holyvák VI. – Staphylinidae VI.* – Magyarország Állatvilága. VII/10. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Tóth, L. (1993): *Holyvák VIII. – Staphylinidae VIII.* – Magyarország Állatvilága. VII/12A. Akadémiai Kiadó, Budapest.

Contributions to the Staphylinidae (Coleoptera) fauna
of the Balaton-felvidék National Park I. Micropeplinae–Paederinae

Szásziné Horváth, H.

H–8300 Tapolca, Keszthelyi u. 5, Hungary

Abstract: Locality data of 99 species and 5 subspecies of Staphylinidae belonging in the following subfamilies: Micropeplinae, Piestinae, Phloeocharinae, Proteininae, Omaliinae, Oxytelinae, Steninae, Paederinae collected in the Balaton-felvidék National Park are listed, complemented with notes concerning the habitat and methods of collecting.

Key words: Staphylinidae, Micropeplinae–Steninae, Balaton-felvidék National Park

A tűz mint veszélyeztető tényező a rákosréti vipera élőhelyén

Újvári Beáta¹, Korsós Zoltán¹ & Kisbenedek Tibor²

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

²Magyar Természettudományi Múzeum, MTA TKI Állatökológiai Kutatócsoport
1088 Budapest, Baross u. 13

Összefoglaló: Beszámolót közlünk két tüzesetről, amelyek a rákosréti vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) egyik legjobb élőhelyén, a Dabas melletti gyóni honvédségi lőtérén fordultak elő. Az első tüzet 1996-ban az amerikai IFOR erők lögyakorlata okozta, a forró lövedéktől a 16 hektáros rét 1/5-e leégett. A területen maradt 20–30 db 180 mm-es gyakorló lövedék a rákövetkező évben – szemtanúk beszámolójával bizonyítva – feleltlen személyeket újabb tüzgyújtásra készítetett, melynek következtében 1997. május 3-án a teljes élőhelyen és környékén a növényzet 90%-ban megsemmisült. Az összeégett viperával, gyíkokkal és más táplálékállatok tetemeivel jelzett pusztulás természetvédelmi értéke szinte felbecsülhetetlen volt. A rendőrségi feljelentés sajnos nem vezetett eredményre.

A nem égett és a leégett területen végzett összehasonlító vizsgálat azt mutatta, hogy a tűz és az azt követő nem megfelelő kezelés súlyos károkat okozott a rét vegetációjában, amely csak hosszú idő elteltével regenerálódhat. A talaj- és fűhőmérséklet dinamikájában bekövetkező változások, a táplálékállatok lecsökkenése és a rákosréti vipera szaporodásának gátlása hosszú távú – ha nem végzetes – hatással van a ritka populáció fennmaradására. A tűz mint veszélyeztető tényező szerepe a kevés élőhely elszigetelődésével, széttöredezésével sokkal fenyegetőbbé vált, mint a múltban, amikor az állományok pusztulása az érintkező élőhelyekről könnyen pótlódhatott. A tüzesetek ellenére sem sikerült az állam tulajdonában és a honvédség kezelésében lévő terület megfelelő kézben tartásáról megállapodni, és a szükséges élőhelyvédelmet biztosítani. A további intenzív lögyakorlatok katasztrófális következményekkel fenyegetik a már csak Magyarországon élő rákosréti vipera egyik utolsó előfordulási helyét.

Kulcsszavak: tűz, élőhelyvédelem, rákosréti vipera, katonai gyakorlótér

Bevezetés

A rákosréti vipera helyzete

A Magyarországon élő rákosréti vipera (*Vipera ursinii rakosiensis* Méhely, 1893) a széles elterjedésű, bonyolult *Vipera ursinii* fajcsoportnak egyik kistermetű, sík vidéki, sztyepi alakja. A *Vipera ursinii* formakörbe tartozó alfajok Dél-Franciaországtól délen Olaszország, Görögország, Törökország és Örményország hegyvidékein, északon a Bécsi-medencén, a Magyar Alföldön, Románián, Moldávián és Ukrajnán át egészen Kazahsztánig fordulnak elő. Elterjedési területük alapján négy csoportra oszthatók fel; ezek: a közép-európai *ursinii*-csoport (*V. u. ursinii* és *rakosiensis*), a dél-európai *macrops*-csoport (*V. u. macrops* és *graeca*, a

törökországi *anatolica*-csoport (*V. u. anatolica*) és a kelet-európai, nyugat-szibériai *renardi*-csoport (*V. u. renardi, moldavica* és *erivanensis*). Az alfajok egyik csoportja hegyvidéki kaszálórétek lakója (*ursinii, macrops, graeca*) a másik csoport élőhelyét alföldi füves területek, legelők, kaszálórétek alkotják (*rakosiensis, renardi*) (Nilson *et al.* 1993).

A rákosréti vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) elterjedése korábban három országra terjedt ki: Magyarországra, Ausztria legkeletibb régióira (Bécsi-medence) és Romániában a kolozsvári Széna-füvek területére. Mára már csak Magyarországon maradtak fenn elszigetelt populációi, az összes többi élőhelyről kipusztultnak tekinthető (Korsós 1991). Magyarországról 1823-ig visszamenően több mint 25 élőhelyet említenek a különböző irodalmi hivatkozások (Dely 1978, Dely & Janisch 1959, Fejérváry-Lángh 1943), ebből napjainkban már csak néhány izolált, kis kiterjedésű rét alkotja a rákosréti vipera utolsó menedékét az Alföld Duna–Tisza közé eső területein (a Kiskunságban) és a Fertő–Hanság Nemzeti Parkban (Korsós & Fülöp 1994, Nechay 1995). A Magyarországon lévő két elterjedési terület közül a Hanságban egyetlen, viszonylag jól ellenőrzött törzslománnyal található (Fülöp 1992). A Kiskunság területéről ma már szintén csak néhány helyről tudjuk biztosan, hogy él rajtuk rákosréti vipera.

Az élőhely jellemzése

A kiskunsági élőhelyeken a tipikus növényzet egyenlőtlen szerkezetű, zombékokkal tarkított, nem túl magas, zárt gyep. A jellemző növénytársulások, a homoki sztyeprétek, a láprétek és a köztük lévő átmeneti növénytársulások mozaikosan váltják egymást (Seregélyes & S. Csomós 1995).

A homoki sztyeprét (*Astragalo-Festucetum sulcatae*) két karakterfaja a pusztai csenkesz (*Festuca sulcata = rupicola*) és az élesmosófü (*Chrysopogon gryllus*), a lápréteket pedig kékperjés kiszáradó láprét és kormos csátés láprét (*Molinietum coeruleae* és *Molinietum schoenetosum*) alkotja. A kétféle növény-társulás határán láprét-sztyeprét átmenetek alakulnak ki, betelepült *Chrysopogon gryllus*-sal. A területek érintetlenségét jól jellemzi a nagyszámú, antropogén zavarásra igen érzékeny, védett növényfaj jelenléte. Ilyenek például a szibériai és a fátyolos nőszirm (*Iris sibirica, I. spuria*) és az orchideafélék: a mocsári (*Orchis laxiflora* ssp. *palustris*), a poloskaszagú (*O. coriophora*), a sömörös (*O. pustulata*) és a vitézkosbor (*O. militaris*), valamint a pókbangó (*Ophrys sphegodes*) (Sánta 1994). A vegetáció szerkezete tagolt, mikroszintekbe rendeződött, s különböző korú fűcsomókkal jellemezhető.

A hansági élőhely a Fertő–Hanság Nemzeti Park kezelésében van, a Kiskunságban azonban csak a lelőhelyek egy része áll védelem alatt. Némelyikük állami tulajdon és a természetvédelem, ill. esetenként a honvédség kezelésében van, mások viszont magántulajdon képeznek és hatékony védelmük megoldatlan. Az egyik optimális élőhelynek tartott 6,4 hektáros rét a Dabas–Tatárszent-

györgy között húzódó gyalogsági lőtér biztonsági övezetébe tartozik. Korábban úgy gondoltuk, hogy védelmét valószínűleg nagyobb eredménnyel biztosítja a természetvédelemmel egyébként készségesen együttműködő katonai jelenlét (Nechay 1994), mintha ennek megszűnésével csak papíron létezne a törvényes megőrzés. Az elmúlt években a honvédség nem igyekezett anyagilag hasznosítani a területet, sőt az állandó lőtérfelügyelet bizonyos fokú védettséget jelentett az illegális állatgyűjtéssel és a helyi lakosság ellenszenvével szemben.

A tüzesetek

Az első tüzeset

1996-ban az állam a jugoszláviai háború kapcsán a táborfalvi lőteret bérbe adta a békefenntartó IFOR-erőknek (Hargitai 1997). A szinte folyamatosan zajló lögyakorlat azonban sokszor nemcsak a lakosságot, de minket, kutatókat is megakadályozott abban, hogy bejussunk a három éve használt mintaterületre. A lögyakorlatok időpontjának előzetes egyeztetése ellenére az amerikaiak rendszeresen eltértek a kiadott menetrendtől. A legnagyobb kárt azonban inkább az okozta, hogy míg a lőtér egykori katonai használói csak biztonsági zónának tekintették a világon már csak nálunk élő rákosréti viperák egyik legjobb élőhelyét (Nechay 1994, 1995), addig az IFOR-erők ténylegesen lőtérként használták. 1996. június 16-án néhány célpontot (autóroncsokat és -gumikat) helyeztek ki a területre, s a rákövetkező nap több mint 15 belövés érte a rétet. A kb. 40 kilogramos lövedékek mély sebeket hasítottak a földbe, kiszaggatták a növényzetet, és a forró fémhüvelyek következtében leégett az élőhely mintegy egyötöde (1. ábra). Közvetlenül a tűz után összeégett fürge és zöld gyíkot (*Lacerta agilis* és *L. viridis*) találtunk a kormos talajon, és az égés érintette a beültetett rádióadó segítségével nyomon követett egyik rákosréti vipera mozgáskörzetét is.

A második tüzeset

Az égést követően kérésünkre az amerikai csapatok vezetője és a magyar lőtérfelügyelet eltávolította a kihelyezett célpontokat, és megígérték, hogy a továbbiakban a lögyakorlatok aktívan használt körzetéből kihagyják ezt a mintaterületet. A becsapódott (lőportöltet nélküli) összesen mintegy 20–30 darab gyakorlólövedéket azonban otthagyták a földet érés helyén. A gondatlanság nem várt következményt hozott: 1997. május 3-án egy ismeretlen férfi és két gyerek a fűben heverő egyik lövedék köré száraz fűvet hordott, majd nyilvánvalóan abban a hitben, hogy izgalmas robbanásnak lehetnek majd tanúi, meggyújtották a fűvet és gyorsan elszaladtak. A lövedék persze nem robbant, viszont az erős szél felszította a tüzet, melynek következtében a terület nagy része, sőt a közeli akácerdő is félig leégett. Dr. Henk Strijbosch holland herpetológus (Katholieke Universiteit,

Nijmegen) szemtanúja volt az esetnek, és később levelében a következőképpen írta le a látottakat (angolból fordítva):

„Sajnos nem készítettem fényképeket a tűzről és az emberekről sem, akik, amikor a tűz föllángolt, már olyan messze voltak, hogy pontos személyleírást sem tudok róluk adni. Én ekkor a dabasi mező északkeleti sarkán álltam, és szabad szemmel egy felnőtt férfit és két gyermeket figyeltem meg, ahogy a gránátos domb körül (így neveztük a helyet előtte) foglalatoskodnak valamivel. Egyszer csak észrevettem, hogy rendkívül izgatottan ugrálni kezdenek, és ekkor már a távcsővel néztem, ahogy hirtelen mindhárman futásnak eredtek délnyugati irányban. Helyükön a tűz első jelei mutatkoztak: keskeny füstoszlop szállt az égnek. Az emberek olyan gyorsan futottak, ahogy csak bírtak, majd eltűntek a fák mögött. Közben a tűz valóban lángra kapott, úgyhogy feleségemmel odamentünk, hogy megpróbáljuk megfékezni. Amikor a helyszínre értünk, már egy észak-északnyugat – dél-délkeleti irányban (azaz az erős szélnek megfelelően) 100 méter átmérőjű és délnyugat-északkeleti irányban 50–60 méter széles ovális területen leégett a fű. Az égett rész közepén néhány lövedék feküdt, tehát arra a következtetésre jutottunk, hogy a buta férfi ott gyújtott tüzet, várván, hogy majd azok felrobbannak. Csak északnyugatról, azaz hátszéllel tudtuk megközelíteni az égő helyszínt, de a hőség még itt is olyan erős volt, hogy 10 másodpercnél tovább



1. ábra. Az 1996-os tűz következményei a gyóni katonai lőtérén.

nem lehetett a tűzvonalban maradni. Hiába tapostuk el a lángokat egy rövid szakaszon, a vastag, száraz fű pillanatok alatt újra fellobbant, aminek a rendkívül erős szél is nyilván kedvezett. A tűz dél–délkeleti irányban nagyon gyorsan elharapózott, és hamar elérte a bokrokat és a fákat, ahol aztán a lángok öt méternél is magasabbra csaptak! Nyulakat és őzeket is láttunk, ahogy páni félelemmel menekültek. Amikor tehetetlenül elhagytuk a területet, a tűz még mindig terjedt minden irányban.”

A tüzet követően két nappal, május 5-én megdöbbenve tapasztaltuk, hogy a gyóni rét, kutatási mintaterületünk nagy része mint természetes élőhely teljesen megsemmisült, rajta égett rovarok, gyíkok voltak. Május 9-én az újabb terepbejáráskor egy összeégett, fiatal rákosréti vipera tetemet is találtunk (törvényes eszmei értéke 500 000 Ft) (2. ábra).

A történetek és H. Strijbosch beszámolója alapján 1997. május 10-én ismeretlen tettes által okozott gondatlan gyújtogatásért feljelentést tettünk a Dabasi Rendőrkapitányságon. Sajnos a rendőrség nyomozása eredménytelennek bizonyult, minket ki nem hallgattak (ahogy értesítettek: „a nyomozás adatai alapján nem állapítható meg az elkövető kiléte és az eljárás folytatásától sem várható eredmény”), így két hónappal később (1997. július 4-én) az ügyet lezárták.

A tűz következményei

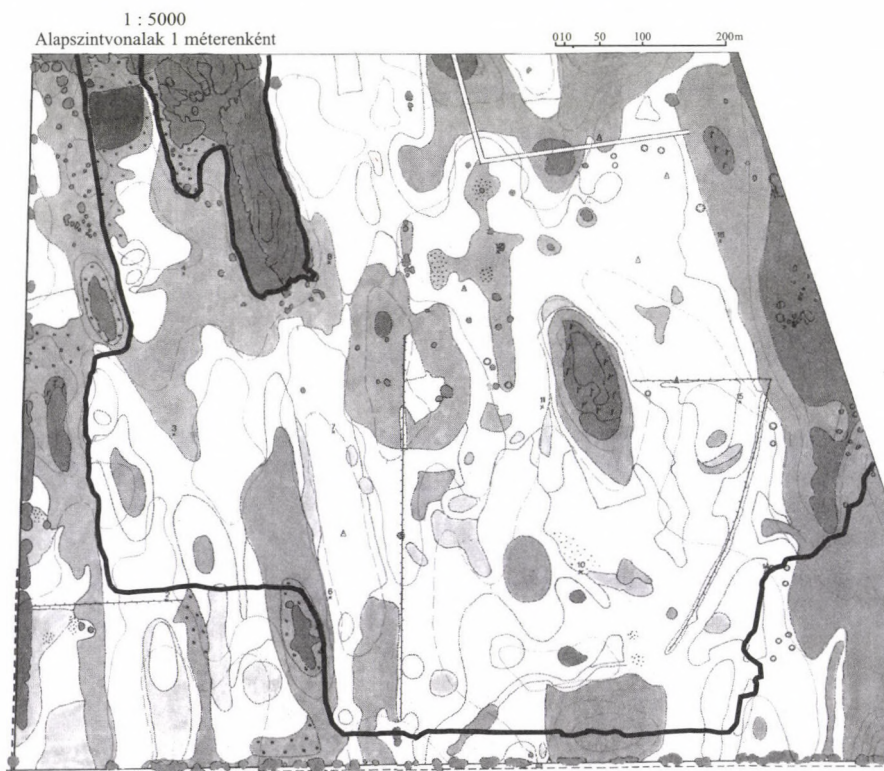
Az égés során elpusztult védett növények, rovarok és gerinces állatok eszmei értéke eléri a több millió forintos összeget. Az egykor zöld, vastag gyepsző-



2. ábra. Összeégett fiatal rákosréti vipera a második gyóni tűz után.

1. táblázat A gyóni rét leégése után megmaradt növényzet százalékos megoszlása az eredeti vegetációborításhoz viszonyítva.

Vegetáció		Borítás (%)	
Sztyeprét	egyéves homoki gyep	4	0,71
Homoki sztyeprét	homoki sztyeprét mélyebb térszínen	30	0,6
	homoki sztyeprét magasabb térszínen	2,1	0,34
	homogén <i>Stipa capillata</i> állomány	1,1	0
Láprét-sztyeprét átmenet	kékperjés kormos csátés láprét-sztyeprét átmenet	13,6	1,08
	<i>Serratula tinctoria</i> -s láprét-sztyeprét átmenet	4	0,86
Láprétek	kékperjés kormos csátés kiszáradó láprét	37,7	1,7
	fűzláp	2,1	0,22
Nádas, magassásos		0,4	0
Telepített nyár és akác		5	4
Leégett rész		0	90,49
Összesen		100	100



3. ábra. A leégés határai (a térképet készítette Seregélyes T. és S. Csomós Á. 1995).

nyeggel borított rétet a tűz fekete tarlóvá változtatta, megsemmisítve ezzel a viperák számára optimális területek nagy részét (3. ábra, 1. táblázat). A viperák többsége remélhetőleg a kisemlős- és tücsökjáratokba húzódva vészelté át a gyors pusztulást. Feltételezéseink szerint a tapasztalatlanabb fiatalok kisebb eséllyel találtak menedéket, erre utal az összeégve talált előző évi példány is. A leégés következtében megszűnt a rét korábbi zombékos vegetációs szerkezete, így hiába bújtak elő később a viperák, nem találhattak menedéket, és a sima, fekete talajon könnyű célpontot nyújthattak a ragadozóknak.

Mikroklímaváltozás

A vegetáció fokozatos, részbeni regenerálódásáig (amely feltételezések szerint legalább három évet vesz igénybe) jelentősen megváltoztak a mikroklímatis viszonyok. Megszűnt a növényzet árnyékoló hatása, és ennek következtében a fekete talajfelszínen sokkal magasabb hőmérsékletértékeket mértünk. Az elhalt növényekből álló vastag gypszintet és a zombékos vegetációs szerkezetet nemcsak búvóhelyül használják a viperák, hanem hőmérsékletük szabályozására is. A tűz után egy hónappal összehasonlító méréseket végeztünk a leégett és az érintetlenül maradt részek egyes pontjain, és azt tapasztaltuk, hogy a leégett részekén magasabb a hőmérséklet a fűcsomó tövében (a talajfelszínen), mint a fű tetején. A károsítatlan részekén ezzel éppen ellentétes adatokat kaptunk (2. táblázat). Korábbi vizsgálataink azt mutatták, hogy a melegebb időszakokat a fűcsomók árnyékos tövébe húzódva vészelték át a viperák (Újvári & Korsós 1997), amelyeknek az eltűnése tehát azt eredményezi, hogy a viperák nem tudják a szükséges módon befolyásolni testhőmérsékletüket. A túlmelegedés elkerülése érdekében valószínűleg lehúzódnak a rágcsálók járataiba, kevesebbet mozognak a talajfelszínen, és így viszont kevesebbet is táplálkoznak.

A táplálékállatok megváltozása

A gyóni turjános rét és homokdombok mintavételi területen összehasonlítottuk a leégett és az égést nem szenvedett gypfoltok egyenesszárnyú-közösségeit. Az égett és a nem égett gypfoltok egyenesszárnyú-közösségeinek közösségszerkezetében eltérést vártunk. Várakozásunkat az indokolta, hogy a leégett gypfoltokban a gyepek szerkezete alapvetően megváltozott a május harmadikai tűz után, az avas gyepek teljesen eltűnt, a talajfelszín csupasz maradt.

2. táblázat. A hőmérsékleti viszonyok megváltozása a dabas-gyóni tüzesetet követően.

	Hőmérséklet [°]	
	Érintetlen terület	Leégett területen
Fűcsomó tövénél (talajszinten)	24,56±1,49 [7]	32,24±4,18 [7]
Fűcsomó tetején (10 cm magasan)	27,20±2,11 [7]	29,71±4,16 [7]

Az egyenesszárnyú-fajok mintavételezését 1997. július 17-én végeztük. A mintavétel kaszáló fűhálózással történt, 10 × 10 méteres négyzetekben, minden négyzetben 300 csapást tettünk. Hat mintavételi pont egyenesszárnyú-közösségeit hasonlítottuk össze. A mintavételi pontokból négy a legnagyobb összterületű láprét (1a, 1b, 1c, 1d), egy a láprét-sztyeprét átmenet (2) és egy pedig a sztyeprét (3) társulástípushoz tartozott. Az 1b, 1c, 2 és 3 mintavételi ponton a gyep leégett, míg a 1a és 1d mintavételi pontokon a gyep nem égett le (3. ábra).

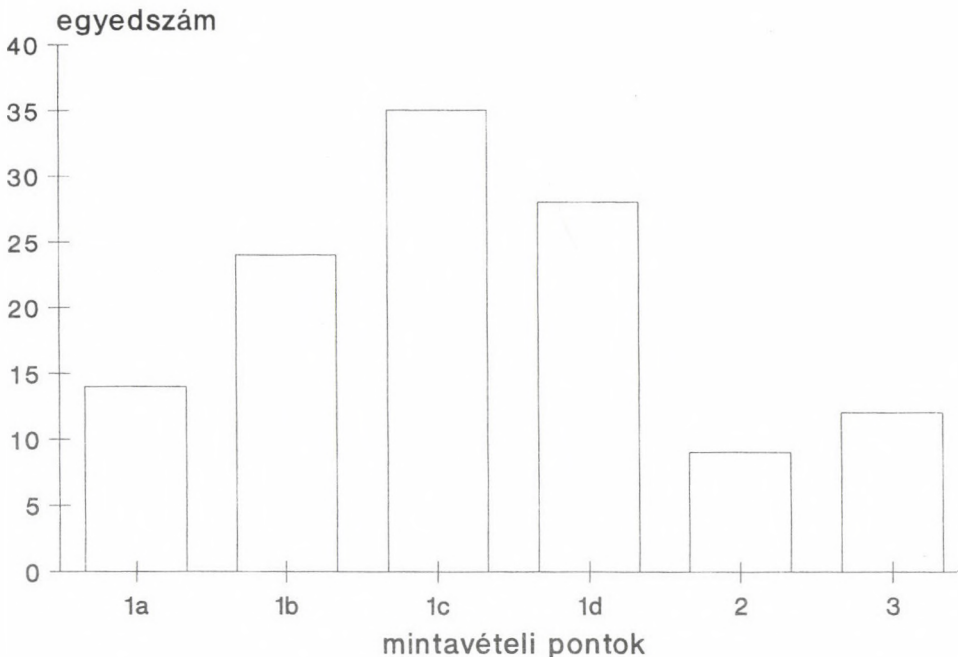
A fogott fajok listája az előző évi fajösszetétellel nagy hasonlóságot mutatott (Kisbenedek 1995, 1996). Két eltérést tapasztaltunk az előző évhez képest: az egyik szerint az égett területen a *Dociostaurus brevicollis* és a *Glyptobothrus brunneus* a korábbi években nem fordultak elő, a másik eltérés szerint az *Oecanthus pellucens* és a *Decticus verrucivorus* fajok a korábbi évektől eltérően csak az ép gyepekben fordultak elő (3. táblázat). Egyik esetben sem tudtuk a fajösszetétel-változásokat egyértelműen a gyep leégésével kapcsolatba hozni. Az előbbi

3. táblázat. A leégett területen fogott egyenesszárnyú- és fogólábúfajok listája (mintavételi időpontok: 1996. július 12. és 1997. július 17).

fajok	1996	1997
<i>Bicolorana bicolor</i>	+	+
<i>Calliptamus italicus</i>	+	+
<i>Chortippus albomarginatus</i>	+	+
<i>Chortippus dorsatus</i>	+	+
<i>Chortippus parallelus</i>	+	+
<i>Conocephalus discolor</i>	+	-
<i>Conocephalus dorsalis</i>	+	-
<i>Conocephalus</i> sp.	+	+
<i>Decticus verrucivorus</i>	+	-(+)
<i>Dociostaurus brevicollis</i>	-	+
<i>Euchortippus declivus</i>	+	+
<i>Gampsoclies glabra</i>	+	+
<i>Glyptobothrus brunneus</i>	-	+
<i>Oecanthus pellucens</i>	+	-
<i>Dirshius haemorrhoidalis</i>	+	-
<i>Dirshius paetrens</i>	+	-
<i>Omocestus ventralis</i>	+	+
<i>Stenobothrus crassipes</i>	+	+
<i>Stenobothrus lineatus</i>	-	+
<i>Tetratetrix nutans</i>	-	+
<i>Mantis religiosa</i>	+	-(+)

esetben ugyan mindkét faj melegigényes, szárazságkedvelő, megjelenésük azonban mégsem köthető össze a gyep leégésével vagy az avas gyep eltűnésével, és ezáltal a hőmérséklet-növekedéssel a gypszintben, mivel más melegigényes, szárazságkedvelő fajokat (pl. *Dirshius haemorrhoidalis*, *D. paetrens*) ebben az évben éppen nem fogtunk meg. Az utóbbi esetben a fajok eltűnése inkább a terület részleges lekaszásának köszönhető. Az összegyedszámokat csak a láprétegyeptársulás leégett és le nem égett foltjaiban tudtuk összehasonlítani, mivel a többi társulástípusból nem volt mintánk. Szignifikáns különbség nem volt a leégett gypfolt és a le nem égett gypfolt egyenesszárnyú-közösségeinek egyedszámai között (4. ábra). A diverzitásrendezés (Tóthmérész 1997) szerint ugyanabban a társulástípusban a le nem égett gyep egyenesszárnyú-közösségei magasabb diverzitást mutatnak, mint a leégett gyep egyenesszárnyú-közösségei (5. ábra).

Összefoglalva elmondhatjuk, hogy a leégés csak diverzitásváltozást okozott az egyenesszárnyú-közösségeknél, e mögött egy-két faj eltűnése, illetve új fajok megjelenése állhat. Az egyedszámokban nem találtunk szignifikáns különbséget a Wilcoxon-teszt (Norušis 1986) szerint. A relatíve kis különbség oka valószínűleg az, hogy az egyedek zöme a tűz idején még nem kelt ki a petékből. A később kikelt egyedek május végére pedig már friss, felnőtt füvet találtak, amely megfelelő táplálékot tudott biztosítani számukra.

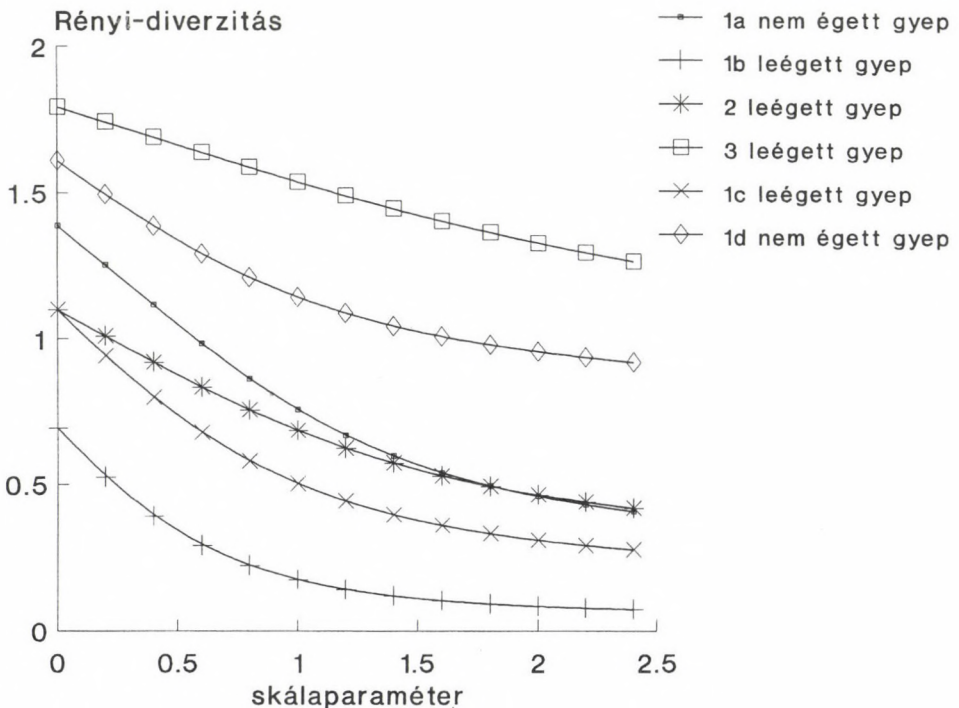


4. ábra. Az egyenesszárnyúak összegyedszáma az egyes mintavételi pontokon.

A szaporulatra gyakorolt hatás

A tűz talán legsúlyosabb következménye éppen az esemény időpontjából adódik. A rákosréti viperák általában március végén bújnak elő telelőhelyükről, levedlenek, majd májusban párzanak. Ebben az időszakban a legaktívabbak, sokat mozognak, több időt töltenek kinn a talajfelszínen. A leégés következtében megváltozott mikroklimatikus viszonyok miatt valószínűleg kevesebbet voltak elől, és minden bizonnyal csak nagyon kevés állat páرزott ebben az évben.

Az előző évi fiatal viperákat tapasztalatlanságuk miatt (nehezebben találnak bújóhelyet) szintén megtizedelhetette a tűz, tehát az elmúlt két évben nagyon visszaeshetett a szaporulat túlélési esélye. 1997-ben július végén, augusztus elején, azaz éppen a nőstény viperák fialásának idején a honvédség lekaszáltatta a rétet, amely tehát az esetleges ezévi szaporulatot még tovább veszélyeztette. A leégés állomány nagyságára gyakorolt pontos hatására mindent egybevetve csak néhány év múlva derülhet fény.



5. ábra. Az egyenesszárnú-közösségek diverzitásrendezése mintavételi pontonként.

Megvitatás

A tűz sok esetben természetes ökológiai tényező és sok közösség életének szerves része. A periodikusan ismétlődő tüzesetek által kialakított új élőhelyekről egyes fajok eltűnhetnek, mások pedig, amelyek az új feltételek mellett találják meg a számukra szükséges életkörülményeket, betelepülhetnek (Fox 1982). A tűz növelheti a fajdiverzitást, és bizonyos periodicitást, kedvezően hat a diverzebb társulás fenntartására (Mushinsky 1985). Mushinsky (1986) az évenkénti rendszeres leégést túl sűrűnek találta, szerinte az 5–7 évenként megjelenő tűz tűnik optimálisnak a habitatkomplexitás maximalizálása szempontjából. Vannak fajok, amelyek gyorsan alkalmazkodnak és újra eléri eredeti denzitásukat (Trainor & Woinarski 1994), másoknál azonban akár 28%-kal is csökkenhet a populáció diverzitása (Patterson 1984). A legtöbb esetben a kétéltűek és hüllők résekbe, járatokba húzódva vészeli át az égést, így csak a fiatalabb, tapasztalatlanabb egyedeket pusztítja el közvetlenül a tűz (Patterson 1984, Trainor & Woinarski 1994). Alig két cm-mel a talajfelszín alatt már 60 °C alatti (Kahn 1960), 5 centiméterrel a talajfelszín alatt pedig már csak 50 °C a hőmérséklet (Patterson 1984), tehát az ennél mélyebben lévő üregekbe húzódó állatok minden bizonnyal túlélhetnek.

A rákosréti vipera egykor a nagy kiterjedésű alföldi füves puszták, legelők, kaszálórétek lakója volt. Ezeken az élőhelyeken természetes jelenség lehetett és egyben vegetációszerkezetet, állomány nagyságot szabályozó környezeti tényező is az időnként, véletlenszerűen feltámadó „préritűz”. Mivel ez leginkább nyáron, a forró, száraz időszakban következhetett be, a viperák életében fontos, késő tavaszi párási és kora őszi fialási időszakokat nagy valószínűséggel elkerülte. Az emberi behatásnak, a mezőgazdaság terjeszkedésének és az élőhelyek megváltozásának köszönhetően azonban az egykor összefüggő elterjedési területek néhány elszigetelt élőhelyre zsugorodtak össze. A populációméret csökkenése és az izoláció következtében leromolhatott a rákosréti vipera környezethez való alkalmazkodóképessége is. Egykor talán a tüzek és következményeik által a populáció mozgásra, vándorlásra készített tagjai új, alkalmas élőhelyekre is eljuthattak, biztosítva ezzel az állományok keveredését és a fennmaradás, az újratelepülés esélyét is.

A területek feldarabolódásának, elszigetelődésének és kiterjedésük csökkenésének következtében azonban a véletlenszerűen bekövetkező tűzvész napjainkban sokkal súlyosabb hatással van a rákosréti vipera állományaira, mert új, biztonságos, táplálékban gazdag élőhelyek felkeresésére már nincs lehetőség, és a visszatelepülés lehetősége is jóval korlátozottabb. Ennek ellenére mint veszélyeztető tényezőt csak ritkán veszik figyelembe, még a füves élőhelyek WWF által készített természetvédelmi helyzetjelentéséből is hiányzik (Nagy 1992). Sajnos a tűz utáni regenerálódás mesterséges elősegítése is, mint az élőhely-rekonstrukci-

ók általában, meglehetősen gyerekcipőben jár még. Míg egy-egy kiszáradással veszélyeztetett terület vízellátásának javítása (Kárpáti 1991), vagy például új szaporodóhelyek, mesterséges tavak létesítése kétéltűek számára több sikerrel kecsegtet, addig a részben több évszázados emberi behatás (legeltetés) következményeképpen kialakult, érzékeny egyensúlyban lévő füves élőhelyek fenntartása, ill. katasztrófa okozta pusztulásuk megelőzése, úgy tűnik, sokkal nehezebb feladat.

Természetvédelmi javaslatok

Az elmúlt néhány évtized gyakorlati természetvédelmi tapasztalatai világszerte bebizonyították, hogy az egyes, kipusztulás szélére került állatfajokat nem lehet önmagukban, az élőhelyüket jelentő környezetük nélkül megóvni. Sokkal célravezetőbb az ún. élőhelyvédelem (más néven habitat- vagy biotópvédelem), melynek során az élőlényeket természetes ökológiai kapcsolatrendszerükkel együtt, egy-egy, az önfenntartást közelítő tájegység részeként óhajtják megőrizni. Európában a Berni Egyezmény szorgalmaz ilyen típusú természetvédelmet, melynek Magyarország is aláírója, s amelynek két ajánlása is van érvényben hazánk részére a rákosréti vipera legfontosabb élőhelyeire nézve. Míg az 5753 hektáros Peszéradacsi Tájvédelmi Körzet létrejöttében (1993) nagy szerepe volt a rákosréti vipera jelenlétének, addig sajnos a másik legfontosabb élőhely, a dabasgyóni rét mind a mai napig a védett területen kívül esik (Nechay & Péchy 1994). Ismerve a Magyar Honvédség helyzetét (füves, sík vidéki gyalogsági lőtérként állítólag ez az egyetlen terület maradt a kezelésükben), az élőhely biztonságos fennmaradását a törvényes természetvédelem alá helyezés sem oldaná meg: a jelenlegi intenzív katonai használat a fentiekben részletezett tűz- és más veszélyeket hordoz magában. Hazai és nemzetközi kötelességünk lenne tehát, hogy a globális érdeket előtérbe helyezve a rákosréti vipera összes élőhelyét állami tulajdonba vegyék és a természetvédelem kezelésébe adják (Csapody 1997). Ha a természetvédelmi hatóság még az állami területek más használóival szemben sem képes érvényesíteni szempontjait, akkor hogyan várható el, hogy a védettségek gyakorlati eredményei legyenek egy magántulajdonban lévő élőhelyen? Márpedig a rákosréti vipera életterei közül ilyenre is van példa.

Az állami tulajdonban lévő és a természetvédelem fennhatósága alatt álló terület sem ér sokat, ha kezelését a hatóság úgy oldja meg, hogy (esetleg anyagi bevétel céljából) magánfelhasználónak adja bérbe. Manapság aligha van olyan természetes élőhely Magyarországon, amelyik hosszú távú fennmaradásához ne igényelné az aktív, értő emberi beavatkozást, hiszen „őserdeinknek”, „ősi füves pusztáinknak” a népesség növekedése következtében már évszázadokkal ezelőtt búcsút mondtunk. A természetközeli élőhelyek fenntartása természetvédelmi ke-

zelést igényel, amely a területen élő legfontosabb élőlényfajok és -társulások változatlan állapotban történő, hosszú távú fenntartását kell hogy célozza.

Ahogy arra a tüzesetek is rámutattak, a rákosréti vipera élőhelyének jellemzésében kulcsfontosságú szerep jut a vegetációszerkezetnek. Első lépésként a dabas-gyóni rét vegetációtérképe készült el (Seregélyes & S. Csomós 1995), jelenleg pedig a különböző élőhelyek, valamint a leégett és érintetlenül maradt területek növényzetének összehasonlító szerkezetelemzése folyik. Az eredményeket figyelembe véve kell kidolgozni a rákosréti vipera által „lakott” rétek kezelését, amelynek legfontosabb összetevői a mérsékelt legeltetés, a kézi kaszálás és a vízellátottság szabályozása. Míg a különféle füves élőhelyek természetvédelmi kezelési terveit alapvonalaikban már meghatározták (Nagy 1992), addig a rákosréti vipera – mint élőhelyének legmagasabb prioritású faja – megmaradását célzó helyes kezelési terv még nem született, s ez csak a tudományos és természetvédelmi konszenzuson alapulhat (Corbett 1989).

* * *

Köszönetnyilvánítás – Köszönjük Dr. Henk Strijboschnak (Katholieke Universiteit, Nijmegen), hogy hozzájárulását adta a második tüzesetről szóló személyes beszámolója fordításban való közléséhez. A tanulmány elkészítését a T16608 és F2354 számú OTKA kutatási pályázatok támogatták.

Irodalomjegyzék

- Corbett, K. (1989) (ed.): *Conservation of European reptiles and amphibians*. – Christopher Helm, London, 274 pp.
- Csapody, T. (1997): Táboron innen és túl. – *Élet és Irodalom* **41**(10): 35.
- Dely, O. Gy. (1978): *Hüllők – Reptilia*. – Fauna Hungariae, No. 130, **20**(4): 1–120.
- Dely, O. Gy. & Janisch, M. (1959): La répartition des vipères de champs (*Vipera ursinii rakosiensis* Méhely) dans le Bassin de Carpathes. – *Vertebr. hung.* **1**(1): 25–34.
- Fejérváry-Lángh, A. M. (1943): Beiträge und Berichtigungen zum Reptilien-Teil des ungarischen Faunenkataloges. – *Fragm. faun. hung.* **6**(3): 81–98.
- Fox, B. J. (1982): Fire and mammalian secondary succession in an Australian coastal heath. – *Ecology* **63**(5): 1332–1341.
- Fülöp, T. (1992): Distribution and conservation measures of *Vipera ursinii rakosiensis* in the Hanság Nature Reserve. – In: Korsós, Z. & Kiss, I. (eds): *Proc. Sixth Ord. Gen. Meet. S.E.H., Budapest 1991*, pp. 165–169.
- Hargitai, M. (1997): Szigorúan ellenőrzött viperák. – *Népszabadság* 1997. márc. 11.
- Kahn, W. C. (1960): Observations on the effect of a burn on a population of *Sceloporus occidentalis*. – *Ecology* **41**(2): 358–359.
- Kisbenedek, T. (1995): *Jelentés Dabas Orthoptera közösségéről, állapotfelméréséről*. – Budapest, 3 pp.
- Kisbenedek, T. (1996): *Jelentés az egyenesszárnyú (Orthoptera) rovarok közösségeinek szerkezetvizsgálatáról Dabasnál*. – Budapest, 5 pp.

- Korsós, Z. (1991): Európa legveszélyeztetettebb mérgekgyógyója, a parlagi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*). – *Természetvédelmi Közlem.* **1**: 83–88.
- Korsós, Z. & Fülöp, T. (1994): A parlagi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis* Méhely, 1893) száz éve. – *Állattani Közlem.* **78** (Suppl.): 31–38.
- Mushinsky, H. R. (1985): Fire and the Florida sandhill herpetofaunal community: with special attention to responses of *Cnemidophorus sexlineatus*. – *Herpetologica* **41**(3): 333–342.
- Mushinsky, H. R. (1986): Fire, vegetation structure and herpetofaunal communities. – In: Rocek, Z. (ed.): *Studies in herpetology*. Prague, pp. 383–388.
- Nagy, Sz. (1992): *Füves élőhelyek természeti értékei és védelme az Alföldön*. – WWF-füzetek, MME, **2**: 1–18.
- Nechay, G. (1994): Demilitarised zones. – *Naturopa* **76**: 28.
- Nechay, G. (1995): Legveszélyeztetettebb gerinces fajunk: a rákosi vipera. – *Természet Világa* **126**(4): 188–189.
- Nechay, G. & Péchy, T. (1994): Habitat conservation and promoting the breeding success of *Vipera ursinii rakosiensis* in Hungary. – In: *Seminar on recovery plans for species of amphibians and reptiles*. Environmental encounters, No. 19, Council of Europe, Strasbourg, pp. 59–61.
- Nilson, G., Andrén, C. & Joger, U. (1993): A re-evaluation of the taxonomic status of the Moldavian steppe viper based on immunological investigations, with a discussion of the hypothesis of secondary intergradation between *Vipera ursinii rakosiensis* and *Vipera (ursinii) renardi*. – *Amphibia-Reptilia* **14**: 45–57.
- Norušis, M. J. (1986): SPSS/PC+ for the IBM PC/XT/AT. Manual.
- Patterson, G. B. (1984): The effect of burning-off tussock grassland on the population density of common skinks. – *New Zealand J. Zool.* **11**: 189–194.
- Sánta, A. (1994): *A gyóni Göboly-járás botanikai értékei, a terület növénytakarójának rövid jellemzése*. – Budapest, 2 pp.
- Seregélyes, T. & S. Csomós, Á. (1995): *A gyóni turjános rét és homokdombok vegetációtérképe*. – Budapest.
- Tóthmérész, B. (1997): *Diverzitási rendezések*. – Scientia Kiadó, Budapest, 98 pp.
- Trainor, C. R. & Woinarski, J. C. Z. (1994): Responses of lizards to three experimental fires in the savanna forests of Kakadu National Park. – *Wildlife Research* **21**: 131–148.
- Újvári, B. & Korsós, Z. (1997): Thermoregulation and movements of radiotracked *Vipera ursinii rakosiensis* in Hungary. – In: Böhme, W., Bischoff, W. & Ziegler, T. (eds): *Herpetologia Bonnensis*. Bonn (SEH), pp. 367–372.

Fire hazard in the habitat of the endangered Hungarian meadow viper

Újvári, B.,¹ Korsós, Z.¹ & Kisbenedek, T.²
¹Dept. Zoology, Hungarian Natural History Museum
 H–1088, Budapest, Baross u. 13, Hungary

²Animal Ecol. Res. Group, HAS, Hungarian Natural History Museum
 H–1088, Budapest, Baross u. 13, Hungary

Abstract: Two fire cases are reported which basically destroyed one of the best habitats of the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). The first of them occurred on 17 June 1996 and was caused by a shooting training of the American IFOR troops on the Dabas–Gyón meadow. One-fifth of the 6.4 hectares habitat burnt down. The empty shells of about 20–30 pieces of 180 mm bullets were left in the grasses until next year, when they were a reason for another,

even more destructive damage to the meadow. According to the eye witness report of Dr Henk Strijbosch, a group of a man and two children lighted fire around some shells on 3 May 1997 obviously in the hope that they will explode and produce some funny spectacle. Instead of this, the fire caused an extreme damage in burning down 90% of the meadow. Surveying the area on 9 May, a young dead meadow viper specimen and a number of burnt carcasses of prey animals (insects and lizards) were found.

It is shown that fire hazards and inadequate management cause serious vegetation changes which are difficult to regenerate. In addition, change of microclimatic variables such as soil and grass temperature dynamics, loss of prey animals, and fail of breeding success were observed. While in the former times, when continuous distribution of the meadow viper can be presumed on the grasslands of the Great Hungarian Plain, local fire damage to a population could be overcome by reintroduction from neighbouring meadows after vegetation regeneration, this is not the case nowadays due to the fatal fragmentation and isolation of the few appropriate habitats remained. Despite the fire cases, unfortunately, no agreement could be signed with the military forces, and although the area is in governmental property, it is still managed by the Hungarian Army. The grassy meadow is a part of the Táborfalva shooting range, formerly used as a buffer zone, but presently as an active training area. An optimal habitat management for the meadow viper is still to be elaborated, but it is obvious that important elements are moderate grazing, manual mowing and deliberate ground water regulation.

Key words: fire hazard, habitat protection, Hungarian meadow viper, military training area

Szakosztályi krónika

1997. szeptember – 1998. szeptember közötti időszakról

Szakosztályunk taglétszáma 382 fő, miután néhány notóriusan nem fizető tagtársunk MBT tagságát törölni kellett. Továbbra is a Magyar Biológiai Társaság legnagyobb taglétszámú szakosztálya vagyunk. A *Természetvédelmi Közlemények* előző számában leírt nehézségek az előadóülések szervezése és a *Természetvédelmi Közlemények* összeállítása terén továbbra is megvannak, ami elsősorban az előadók és a kéziratok kis számát jelentik. Szerencsére a szakosztály lapjának, a *Természetvédelmi Közleményeknek* a megjelenése egyre kisebb időközökkel követi egymást. Mivel pályázati pénzek továbbra is vannak, a lap kiadása rajtunk, szerzőkön múlik. Kérem tehát a tagtársakat, illetve a nem tag szakembereket és érdeklődőket, hogy küldjenek kéziratokat a lapnak.

A következő előadóülésekre és kirándulásokra került sor 1997. szeptember – 1998. szeptember között:

1997. október 2.

Újvári Beáta és Dr. Korsós Zoltán: A milosi vipera: természetvédelem és rádiótelemetria

Dr. Gyurácz József: A gyurgyalagok védelme Magyarországon

Megyeri László és Hoffmann Marianna: Környezetvédelem a háztartásban: víz és szennyvíztisztítási kérdések

1997. október 30.

Távérzékelés, számítógépes térképezés és digitális képfeldolgozás a természetvédelemben

Horváth Ferenc: Mire jó a térinformatika?

Takács András Attila: Térinformatika és természetvédelem

Tímár Gábor és Újvári Beáta: G.I.S. alkalmazása egy fokozottan védett állatfaj, a parlagi vipera kutatásában

Ritter Dávid, Szemethy László, Tóth Péter és Mocskonyi Zsófia: G.I.S. az alkalmazott kutatásban – egy vadbiológiai esettanulmány

1997. december 11.

Liker András és Dr. Székely Tamás: A legeltetés és az úthasználat hatása bfbicek szaporodási sikerére

Dr. Seregélyes Tibor és Csomós Ágnes: Környezeti hatástanulmányok készítésének tapasztalatai

Dr. Csorba Gábor: Vietnam természeti értékei

1998. március 5.

(Az MBT Pedagógus csoportjával közösen szervezett ülés.)

Márkus Ferenc: A Balaton-felvidéki Nemzeti Park története és természeti értékei

1998. április 2.

Dr. Ripka Géza: Közterületi díszfák és díszcserjék állati kártevői és a védelem lehetőségei

Péchy Tamás: A rákosi vipera Duna–Tisza közti állományainak élőhelyei

Dobó Zoltán: Mennyire természetközeli a halastavak mikrovilága?

Dr. Gergely Attila, Dr. Szél Győző, Kecskés Ferenc és Dr. Merkl Ottó: Botanikai és zoológiai vizsgálatok a újpesti Palotai-szigeten

1998. április 21.

(Az MBT Pedagógus csoportjával közösen szervezett ülés.)

Kecskés Ferenc: Kelet-Grönland biológus szemmel

1998. május 14.

Dr. Jakucs Erzsébet: Az ektomikorrhizák szerepe az erdei ökoszisztémákban

Gera Pál: Az európai vidra (*Lutra lutra*) védelmének problémái Magyarországon

Munkácsy Béla: Miért tartunk lakásunkban több malac helyett inkább több kukát, avagy a szelektív hulladékgyűjtés lehetőségei Magyarországon

1998. június 19–21.

(A Nimfea Természetvédelmi Egyesülettel közösen szervezett program.)

Kirándulás a Körös–Maros Nemzeti Parkba.

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 alkalmazunk, 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), előfej 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.

Könyvrészletek 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@zool.nhmus.hu vagy lokos@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 visszakerülnek a szerzőkhöz.

További útmutatásért, illetve tájékoztatásért, valamint a szerkesztéssel kapcsolatos egyéb problémákkal forduljanak közvetlenül a technikai szerkesztőkhöz (Peregovits László és Lőkös László).