

76980

56980

Természet- védelmi közlemények

Magyar
Biológiai Társaság
Budapest

5-6

1997

TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK

5-6. ÉVFOLYAM

A Magyar Biológiai Társaság
Környezet- és Természetvédelmi
Szakosztályának közleményei



Budapest, 1997

Handwritten signature or mark.

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 Természetudományi Múzeum
1088 Budapest, Baross u. 13
Tel.: 2677100, 2677101, Fax: 1171669
E-mail: perego@zoo.zoo.nhmus.hu vagy lokos@bot.nhmus.hu

ISSN 1216-4585

© Magyar Biológiai Társaság
1027 Budapest, Fő u. 68

Tartalomjegyzék

<i>Margóczy Katalin, Báldi András, Dévai György & Horváth Ferenc: A természetvédelmi ökológia kutatási prioritásai</i>	5
<i>Csontos Péter: A magbank-ökológia alapjai: definíciók és mintavételi kérdések</i>	17
<i>Csontos Péter: Az allelopátia kutatásának hazai eredményei</i>	27
<i>Hulják Péter: A vörös áfonya (<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.) hazai előfordulása és védelmének lehetőségei</i>	41
<i>Molnár Zsolt, Horváth Ferenc, Litkey Zsolt & Walkovszky Attila: A Duna-Tisza közti kőrises égerlápok története és mai állapota</i>	55
<i>Báldi András & Csorba Gábor: Mennyire megalapozott ökológiailag a hazai szárazföldi gerincesek természetvédelmének jogi státusa?</i>	79
<i>Bankovics Attila: A túzok (<i>Otis tarda</i> L., 1758) természetvédelmi kezelése kiskunsági élőhelyein</i>	87
<i>Rékási József: Észak-Bácska fehér gólya (<i>Ciconia ciconia</i> (L.), 1758) állománya 1994-ben</i>	93
<i>Purger J. Jenő: A csokonyavisontai halastavak (Somogy megye) környékének kisémlős faunája, gyöngybagoly köpetek vizsgálata alapján</i>	105
Krónika (<i>Összeállította: Báldi András</i>)	111
Könyvismertetés (<i>Horváth Ferenc</i>)	78

Contents

<i>Margóczy, K., Báldi, A., Dévai, Gy. & Horváth, F.:</i> Ecological research priorities in nature conservation	5
<i>Csontos, P.:</i> Seed bank ecology: definition of seed bank and questions of its sampling	17
<i>Csontos, P.:</i> Allelopathy in Hungary: a review of literature	27
<i>Hulják, P.:</i> The natural habitat of cowberry (<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.) and the possibilities of its protection	41
<i>Molnár, Zs., Horváth, F., Litkey, Zs. & Walkovszky, A.:</i> Ash-alder fenwoods of the Duna–Tisza köze (Hungary): Their present state and history in the 20th century	55
<i>Báldi, A. & Csorba, G.:</i> Ecological validation to the legal status of terrestrial vertebrates in Hungary	79
<i>Bankovics, A.:</i> The management of the Great Bustard (<i>Otis tarda</i> L., 1781) population in the Kiskunság National Park	87
<i>Rékási, J.:</i> White Stork population of N Bácska (S Hungary) in 1994	93
<i>Purger, J. J.:</i> Small mammal fauna of the surroundings of the fish ponds near Csokonyavisonta (country Somogy) obtained by barn owl pellet analysis	105
Chronicle (<i>compiled by Báldi, A.</i>)	111
Book review (<i>F. Horváth</i>)	78

A természetvédelmi ökológia kutatási prioritásai*

Margóczy Katalin¹, Báldi András², Dévai György³ & Horváth Ferenc⁴

¹*József Attila Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék, 6701 Szeged, Pf. 659*

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

³*Kossuth Lajos Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék, 4010 Debrecen, Pf. 14*

⁴*MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, 2163 Vácrátót*

Összefoglaló: A természetvédelmi ökológia egy alkalmazott tudomány, amely a szünbiológiai diszciplínák és a természetvédelem gyakorlata között teremti meg a kapcsolatot. Napjainkban, amikor a biodiverzitási krízis egyre súlyosabbá válik a természetes populációk, közösségek és tájak megőrzése érdekében a tudománynak hatékony segítséget kell nyújtani a gyakorlati természetvédelemnek. Magyarországon számos eredményes természetvédelmi célú kutatás folyt eddig is (komplex ökológiai állapotfelmérés, természeti értékek feltárása, helyreállítási kísérletek, populációsintű kutatások, fajsintű természetvédelmi értékelési rendszerek, adatbázisok, információs rendszerek kifejlesztése stb.). A természetvédelmi kutatások támogatottságának áttekintése alapján megállapítható, hogy a természetvédelmi ökológia valamennyi lehetséges objektumának kutatása aktuális, nemzeti érdek, és a diszciplína egésze az eddigieknél sokkal nagyobb prioritást kell hogy élvezzen! A diszciplínán belül kiemelt figyelmet érdemelnek az alábbi kutatási témák: természeti állapotfelmérés, feltárás, folyamatos adatgyűjtő és nyilvántartó rendszerek kiépítése, populáció- és közösségcentrikus és tájszintű kutatások, nemzetközi egyezményekben rögzített kötelezettségek teljesítéséhez szükséges kutatások, restaurációs ökológia, élőhely helyreállítás, a természetvédelem társadalmi vonatkozásainak ökológiai megalapozása.

Kulcsszavak: misszió orientált diszciplína, biodiverzitási krízis, aktualitás és támogatottság, fejlesztési javaslatok

A természetvédelmi ökológia fogalma, tárgyköre és feladata

A gyakorlati természetvédelem szerteágazó feladatainak megoldása során az alaptudományok széles körének eredményeit hasznosítja (1. ábra), ezek közül az egyik központi jelentségű diszciplína a szünbiológia, és azon belül az ökológia. A természetvédelmi ökológia egy alkalmazott tudomány, amely a szünbiológiai diszciplínák és a természetvédelem gyakorlata között teremti meg a kapcsolatot.

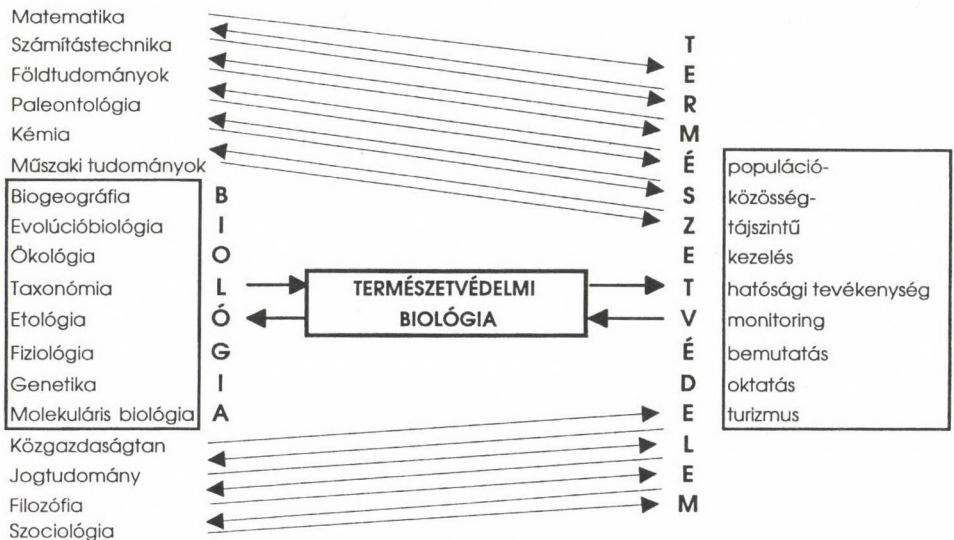
Ez a kapcsolat kétirányú: egyrészt az alaptudomány eredményeinek természetvédelmi alkalmazását hivatott elősegíteni, másik fontos feladata pedig az, hogy a természetvédelem igényei szerinti speciális kutatásokat kezdeményezzen. A természetvédelmi biológia, (és azon belül a természetvédelmi ökológia) olyan

* Az MTA Természetvédelmi Bizottsága számára készült előterjesztés átdolgozott változata.

misszió orientált diszciplína (Soulé & Wilcox 1980), amelynek eredményessége egyedül az által mérhető, mennyiben járul hozzá a természetes populációk, közösségek és tájak megőrzéséhez (Primack 1993).

Nemzetközi prioritások

A természetvédelmi biológiát a biodiverzitási krízis tudatosulása hívta életre. Soulé 1978-ban szervezte az első nemzetközi konferenciát a természetvédelmi biológia témakörében. Azóta a tudományág rohamosan fejlődött, egymás után alakultak a tudományos társaságok, amelyek a természetvédelmi biológiát tűzték a zászlajukra. Sok könyv jelent meg a témakör különböző vonatkozásairól (Soulé & Wilcox 1980, Soulé 1986, Usher 1986, Western & Pearl 1989, Fiedler & Jain 1993, Burgman *et al.* 1993, Samways 1994 stb.), igen sok tudományos rendezvényt szerveztek, megalakult a Society for Conservation Biology (1986), napjaink legdinamikusabban fejlődő természetvédelmi/ökológiai társasága. A 90-es években megjelentek az első tankönyvek (Primack 1993, Meffe & Carroll 1994, Hunter 1995, Spellerberg 1996). Több folyóirat indult az elmúlt másfél évtizedben (pl. Conservation Biology, Ecological Applications, Biodiversity and Conservation, Bird Conservation International). A Rio de Janeiró-ban rendezett ENSZ Környezet és Fejlődés világkonferencia tárgyköre nemcsak tudományos témákat ölelt fel, hanem sokkal szélesebb körben foglalkozott a természetvédelem problémáival.



1. ábra. A természetvédelem és a tudományok kapcsolata (Margóczy 1995)

1. táblázat. Az Ecology Abstracts által 1994-ben referált 705 környezeti témájú publikáció témacsoportonkénti megoszlása.

Természetvédelem	225
Környezetszennyezés	321
Fejlesztés	39
Helyreállítás	94
Degradáció	26

A biodiverzitás és a természetvédelem ilyen exponáltsága ellenére az Ecology Abstracts által 1994-ben referált 706 környezeti témájú publikáció közül csak 32% foglalkozott kifejezetten természetvédelemmel, míg a környezetszennyezéssel foglalkozó cikkek aránya 45% volt (1. táblázat).

A „conservation” kulcsszó megjelölésével referált publikációk közül a populációszintű vizsgálatok és a társadalmi vonatkozásokat tartalmazó közlemények nagy aránya szembeűnő (2. táblázat). A populációbiológia ma kidolgozottabb, több, gyakorlatban is alkalmazható elmélet, modell áll rendelkezésünkre (Burgman *et al.* 1993), így a kutatások eredményessége is nagyobb. A közösségek működésének megértése és leírása Western (1992) szerint 50 éves lemaradásban van a populációökológiához képest. Ez a lemaradás kevésbé jellemző a vegetációtudományra, mivel a növénytársulások leírásának már nagy hagyományai vannak. Bár a tájökológia ma igencsak divatos tudományág, az ökológiai folyamatok tájszintű megértése, és az elméletek természetvédelmi alkalmazása ma még eléggé korlátozott.

A biodiverzitás téma felkapottsága, és viszonylag széles körű kutatottsága ellenére nem szabad elfeledkeznünk arról, hogy „az eléggé megbízható tudásunk

2. táblázat. Az Ecology Abstracts által a „conservation” kulcsszó megjelölésével 1996-ban referált 220 publikáció, illetve a magyarországi természetvédelmi projektek témánkénti megoszlása. Ez utóbbi összeállítás az EURECO '95 magyar résztvevőinek természetvédelmi vonatkozású közleményei, a Symposium on Research, Conservation, Management (Aggteleki Nemzeti Park, 1996) rendezvényen előadott témák, és a Természetvédelmi Közlemények első négy kötetében megjelent, összesen 199 közlemény alapján készült.

Populációk védelme	70	54
Közösségek védelme	25	48
Területek védelme	18	44
Biodiverzitás	28	19
Tájökológia, fragmentáció	14	14
Fajmentés fogságban	16	2
Degradáció, diszturbancia	10	7
Társadalmi vonatkozások	39	11

még ma is feltűnően gyarló, kifejezetten gyenge”, ... „éppen a diverzitási és organizációs okoskodásoknak a jobb összekapcsolásában állunk a lehető leggyengébben” (Juhász-Nagy 1993). A populáció- és társulásökológia integrált elméletének kidolgozása jelenti a legnagyobb kihívást a tudomány számára, ugyanis a természetvédelem sikeressége nagyon erősen függ egy ilyen integrált elmélet lététől és alkalmazhatóságától (Western 1992).

A nemzetközi prioritások hatásai tükröződnek a szerveződő hazai LTER (long-term ecological research) kutatásokban, ökológiai monitorozási rendszerek kidolgozásában az erdőrezervátum hálózat kialakításában, valamint az ökológiai folyosók és természeti területek hálózatának tervezésében (Nowicki *et al.* 1996).

Hazai természetvédelmi ökológiai kutatások

Az elmúlt néhány év eredményesen művelt témacsoportjának áttekintése a teljesség igénye nélkül.

Komplex ökológiai állapotfelmérés

Nagy jelentőségű volt a nemzeti parkok komplex ökológiai állapotfelmérése 1992–1993-ban. Ennek elsődleges célja a különböző védettségi fokú zónák kialakítása volt, ellentétben a nemzeti parkok fajlistájának összeállítására irányuló hosszabb távú faunisztikai feltáró munkával, amelyet a Magyar Természettudományi Múzeum végez. A komplex ökológiai állapotfelméréseket a tudományegyetemek (Eötvös Loránd Tudományegyetem, József Attila Tudományegyetem, Janus Pannonius Tudományegyetem, Kossuth Lajos Tudományegyetem), valamint a Magyar Természettudományi Múzeum és az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete végezte.

Természeti értékek feltárása

Magyarország területe nem tekinthető természetvédelmi szempontból feltártnak! Rengeteg olyan fehér folt van, ahonnan még florisztikai, faunisztikai adataink sincsenek. Ezért fordulhatott el, hogy az utóbbi években is több természetvédelmi szempontból szenzációsan értékes területet fedeztek fel (1988-ban az ásosthalmi „Csodarétet”, a Pitvarosi pusztákon a vetővirág és az őszi csillagvirág hatalmas populációit, Piricsei J. liget reliktuumlápokat stb.). Az eddig ismeretlen területek feltárásának ösztönzése ezért nagyon fontos. Az ezzel kapcsolatos eredmények sajnos nagyrészt kutatási jelentésekben találhatóak, publikálva nem lettek. (Pl. Seregélyes T. & Csomós Á. – Balaton-felvidék; Molnár Zs. – Kesznyéti TK; Lendvai G., Kalotás Zs. & Horváth A. – Mezőföld; Dénes A. – Somogy; Németh F. – „Vasfüggöny zóna” stb.).

Helyreállítási kísérletek

A természetvédelmi restauráció jelentősége rohamosan növekszik. A feltárás mellett természetvédelmi rehabilitáció történt a csarodai lápon (Simon T. közlése). Sikeres volt a Sásdi rétek rehabilitációja is (Seregélyes T. közlése). Homoki gyepek rehabilitációjával próbálkoznak a Kiskunsági Nemzeti Parkban. (Margóczy 1996, Török 1996), vizes élőhelyek restaurációja folyik a Hortobágyi Nemzeti Parkban (Göri *et al.* 1996), és a Fertő-Hanság Nemzeti Parkban (Forró 1997).

Populációsztű kutatások

A populációsztű kutatások közül legjelentősebbek a madártani kutatások. Szép példája a nemzetközi viszonylatban is jelentős hazai túzokállomány kutatása és kezelése (pl. Demeter *et al.* 1994).

Fajsztű természetvédelmi értékelési rendszerek

A természetvédelmi értékelési rendszerek kidolgozása teszi lehetővé, hogy a fajok közötti prioritási sorrendet megállapítsuk és a területeket egységes szempontok szerint minősítsük és összehasonlítsuk a rajtuk előforduló fajok alapján. Ezen a területen végzett úttörő munkát Simon Tibor, aki a hazánkban honos száraz növényeket természetvédelmi érték-kategóriákba sorolta, ez a besorolás megtalálható az 1992-ben megjelent új növényhatározóban (Simon 1992), és így széles körben alkalmazhatóvá vált. További természetvédelmi értékelési rendszerek megjelentek a „Flóra adatbázis 1.2” című kiadványban (Horváth *et al.* 1995).

Néhány gerinctelen állatcsoportra is készült ilyen értékelési rendszer, de az óriási fajszám, és a hiányos előfordulási adatok miatt itt sokkal nagyobbak a bizonytalanságok. Varga Zoltán kéziratában az ízeltlábúak és puhatestűek természetvédelmi értékelését végezte el. Dévai György és munkatársa a szitakötőket minősítették, ez a rendszer az „Acta Biologica Debrecina” folyóiratban jelent meg (Dévai & Miskolczi 1987).

A teljes hazai teresztris gerinces fauna természetvédelmi értékelése önálló kiadvány formájában jelent meg (Báldi *et al.* 1995).

Adatbázisok, információs rendszerek kifejlesztése

A feltárt adatok használhatóságát az adatbázisok, információs rendszerek kifejlesztése teszi lehetővé. Ilyenek a Dévai György és Szilágyi Gábor által kifejlesztett *természetvédelmi információs rendszer* a Horváth Ferenc szervezésében készül *CoenoDAT* adatbázis (Horváth *et al.* 1995), valamint a *CORINE Biotopes Project* adatbázisa (Kovács-Láng *et al.* 1996). Jelentős a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület sokszázezer adatot tartalmazó madárgyűrzési számítógépes adatbázisa is. A természetvédelmi információs rendszerek legújabb eredményeit a biodiverzitás-monitorozó programot elkészítő projekt hozza (pl.

Kovács-Láng 1996, Horváth *et al.* 1996). A meglévő adatok ilyen irányú feldolgozottsága még korántsem teljes. Nem sikerült még számítógépes rendszerbe rendezni pl. a nemzeti parkok komplex ökológiai állapotfelmérésének adatait.

A témák aránya

A tematikailag feldolgozott 199 hazai természetvédelmi témájú közlemény között (2. táblázat) a populációsztintű kutatások aránya viszonylag alacsonyabb, mint amit a nemzetközi adatok mutatnak. Magas viszont a közösségi szintű témák aránya, mivel nálunk a növénytársulástani kutatások intenzívebbek. Jellemző a társadalmi vonatkozások alacsony reprezentáltsága, talán azért, mert a természetvédelemmel foglalkozó nem biológus kutatók elkerülték a vizsgált publikációs fórumokat. A természetvédelem érdekében pedig nélkülözhetetlen a különböző tudományterületek szakembereinek együttműködése. A fogságban való fajmentés mint tudományos téma sem jellemző nálunk, bár a gyakorlatban folyik ilyen irányú munka.

Jónéhány témát fel lehetne itt még sorolni, mégis az a véleményünk, hogy a magyarországi természetvédelmi orientáltságú ökológiai kutatások mennyisége és különösen támogatottsága messze nem elég ahhoz a kihíváshoz, amit az ország egyedülálló természeti értékeinek hatékony megőrzése jelent.

A természetvédelmi kutatások támogatottsága

A szupraindividuális organizációval foglalkozó kutatások rendkívül alacsony támogatási aránya figyelhető meg az OTKA élettudományi kutatási témák között (3. táblázat). Az 1995-ben többszörösére nőtt támogatási összegben belül nem változott jelentősen a négy tudományterület relatív támogatottsága, ami a korábbi évekre is jellemző volt. Sőt, a szupraindividuális kutatásokra az 1994-es 13% helyett 1995-ben csak 11% jutott. Ráadásul az egyed feletti organizációs szintekkel foglalkozó kutatási témák csak mintegy felének van természetvédelmi jelentősége.

Ezek szerint a jelenlegi tudománypolitikában egyáltalán nem érvényesül az, hogy az ország természeti értékeinek megőrzése mennyire életbe vágóan fontos, és hogy az ezzel kapcsolatos kutatások és tevékenységek az eddigieknél sokkal

3. táblázat. Az élettudományok témaköreiben OTKA pályázattal nyert projektek támogatottsága (millió Ft).

	1994	1995
Szupraindividuális biológia	45,94	144,736
Infraindividualis biológia	70,1	268,159
Agrártudomány	95,75	336,466
Orvostudomány	130,58	565,286

nagyobb támogatást kell hogy élvezzenek, hiszen ami most elpusztul, az emberi időléptékkal mérve már soha vissza nem állítható!

Erre a felelősségvállalásra utal Tardy János (Tardy 1994): „A döntéshozókban, épp úgy mint a felhasználókban, tudatosulnia kell, hogy az ország természeti környezete nemzeti örökségünk, pótolhatatlan és megismételhetetlen értékek hordozója, amelynek megőrzésében együttesen érvényesülnek a gazdasági, társadalmi, egészségügyi, tudományos, esztétikai és etikai szempontok. Ez az örökség nemcsak esztétikai értéket képvisel, hanem természeti erőforrásként is tekintendő, amelynek évmilliók során kialakult genetikai sokféleségében a társadalom gazdasági és termelő tevékenységének még ma is beláthatatlan innovációs tartalékai rejlenek.”

A Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium tárcaszinten is támogat természetvédelmi ökológiai témájú projekteket. Itt az összes támogatás kb. egy harmada természetvédelmi témájú, míg két harmada környezetvédelmi és építésügyi problémákkal foglalkozik.

A kutatás jelentőségére hívja fel a figyelmet Varga Zoltán egyik 1994-ben elkészült kéziratában: „Nem szabad oda jutni, hogy a napi gondok, vagy akár a napi politika függvényévé váljon olyan kutatások sorsa, amelyekben európai viszonylatban akár „nagy hatalom” lehetünk, s amelynek segítségével a biológiai sokféleségnek egy olyan jelentős „szelete” őrizhető meg, amely ránk van bízva, s amely munkát más sohasem végez el helyettünk.”

Kétségtelen tehát, hogy a természetvédelmi ökológia valamennyi lehetséges objektumának kutatása nemzeti érdek, és a diszciplína egésze az eddigiéknél sokkal nagyobb prioritást kell hogy élvezzen!

Prioritások és fejlesztési javaslatok

Az alábbiakban 8 pontban tekintjük át azokat a főbb kérdéseket, illetve témaköröket, amelyek kutatása véleményünk szerint kiemelt jelentőségű a hazai természetvédelmi ökológia művelésében. Az összeállításnál a nemzetközi prioritásokat is figyelembe vettük (Soulé & Kohm 1989). Mivel a kutatási és fejlesztési prioritásoknak szükségszerűen a természetvédelmi tevékenység tudományos megalapozását, a védendő természeti értékek feltárását és a védett területek országos hálózatának fejlesztését kell szolgálniuk, ezért az alábbi összeállítás messzemenően figyelembe veszi a Természetvédelmi Hivatal javaslatait (Tardy 1994).

A tudományos és a természetvédelmi prioritások olykor ellentétesek. Például a természetvédelem számára létfontosságú hazai florisztikai és faunisztikai feltáró munka eredményei aligha közölhetők le színvonalas külföldi folyóiratokban, és a monitorozás rutinvizsgálatának adatai is csak kis részben értékelhetők tudományosan.

Természeti állapotfelmérés, feltárás

(1) Nemzeti parkok, tájvédelmi körzetek és természetvédelmi területek komplex természeti állapotfelmérése tovább folytatandó. Ez a tevékenység képezi alapját mind a Természetvédelmi Információs Rendszer (TIR) és központi adatbázis megalapozásának és kiépítésének, a monitoring rendszer kialakításának és működtetésének, mind pedig a védett területek szakszerű kezelésének, és a természetvédelmi hatástanulmányok elkészítésének.

(2) Alapozó természetfeltáró és komplex állapotfelmérő kutatások további védett területek és tájvédelmi körzetek, tervezett nemzeti parkok (Duna–Ipoly NP, Balaton-felvidéki NP) kijelöléséhez és a védetté nyilvánítások előkészítéséhez. Igen lényeges az eddig még ismeretlen területek feltárása, például a számítógépi térképrekezelés előnyeit alkalmazó Gap analízissel (Scott *et al.* 1993).

(3) Az országos wetland-program tudományos és információs megalapozása; tőzeges lápterületek kataszterének és állapotának felmérése.

Folyamatos adatgyűjtő és nyilvántartó rendszerek kiépítését célzó kutatások

(1) A Természetvédelmi Információs Rendszer (TIR) és a hozzá kapcsolódó térinformatikai rendszer fejlesztését segítő kutatások.

(2) A Magyar Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer (MNBMR) széles körű bevezetése a gyakorlatba. A MME madártani monitorozásának, valamint a szigetközi és kis-balatoni monitorozó tevékenységnek a folytatása és integrálása a MNBMR-be.

(3) Veszélyeztetett élőhelyek, növénytársulások és ökoszisztémák vörös könyvének kiadását segítő kutatások.

(4) Indikátorfajok keresése, értékelése.

Populációközpontú vizsgálatok

(1) Nemzeti és nemzetközi szinten kiemelten védett növény- és állatfajok (gerincesek és gerinctelenek) életmódjának, viselkedésének, populációbiológiájának és szaporodásmódjának vizsgálata a helyes védelmi stratégiák és a szükséges rehabilitációs eljárások ökológiai megalapozása érdekében.

(2) Populáció életképesség vizsgálat (population viability analysis, PVA) módszerének alkalmazása.

(3) Egyes természetvédelmi szempontból jelentős populációk genetikai elemzése.

Közösségcentrikus kutatások

A fajközpontú természetvédelemről a közösségközpontúra való áttérés széles körben hangoztatott prioritás, hiszen nyilvánvaló, hogy hatékony természetvédelem csak a közösségek egészének figyelembevételével lehetséges (Pickett 1992, Western 1992).

Az ide tartozó kutatások nemzetközi szinten is alulreprezentáltak, holott égetően szükséges, hogy jobban megértsük a közösségek szerveződését, feltárjuk a kulcsfajokat, információkhoz jussunk az életközösségek stabilitását illetően. A természetvédelmi kezelések megtervezése elsősorban közösségi ökológiai információk birtokában lehetséges.

Tájszintű kutatások

Fontos az ökológiai folyamatok tájszintű elemzése, a földdinamika, a szegélyhatás, a fragmentáció és az ökológiai folyosók szerepével foglalkozó tudományos eredmények érvényességének vizsgálata konkrét esettanulmányok kapcsán. A hagyományos vegetációtérképezés mellett a távérzékelés és térinformatika alkalmazása óriási lehetőségeket rejt ezen a téren. Megállapítandó, hogy a védett területek hálózata mennyire fedile a természetes élőhelyeket. Elkészült a Nemzeti Ökológiai Hálózat tervezete (IUCN 1995), ennek további kidolgozása, és gyakorlati megvalósítása hatalmas kihívás a tájökológia műveli számára.

Nemzetközi egyezményekben rögzített kötelezettségek teljesítéséhez szükséges kutatások

Ennek a feladatkörnek fontos része részvételünk a CORINE (Coordination of Information on the Environment) Program Biotop Projektjében, amelyet a biodiverzitás jelentőségét felismerve az Európai Közösség országai kezdeményeztek. Ez a projekt az európai jelentőségű növény- és állatfajokról, valamint biotópokról egységes elvek alapján végez adatgyűjtést és információcserét. Így jön létre az egyedülálló standard az EK egész területén, amely megbízható információkat szolgáltat a sérülékeny ökoszisztémák és fajok tekintetében. További kutatásokat irányoz elő a River Corridors és az EECONET Programokhoz való csatlakozásunk is.

Restaurációs ökológia, élőhely rehabilitáció

Várható, hogy az ország Európai Közösséghez való csatlakozásakor jelentős mennyiségű szántóföld kikerül a művelés alól, így ezeken legcélszerűbb természetközeli élőhelyeket létesíteni. Ilyen élőhelyek létrehozása a tudomány mai állása szerint nem egyszerű feladat. A téma iránti növekvő nemzetközi érdeklődést jelzi, hogy 1996-ban megrendezték az első restaurációs ökológiai konferenciát (First International Conference on Restoration Ecology and Sustainable Development, 1996, SFIT, Zürich).

A természetvédelem társadalmi vonatkozásainak ökológiai megalapozása

Bár a természetvédelem közgazdasági, jogi, szociológiai, néprajzi stb. kérdéseivel az illető szakterület művelőinek kell foglalkozniuk, az intézkedési tevékenység optimális megtervezéséhez mindig szükséges a biológiai (elsősorban

ökológiai) szempontok figyelembevétele. A természetvédelem csak akkor lehet sikeres, ha az érintett társadalomtudományok és az ökológia szakemberei képesek együttműködni. Az ilyen multidiszciplináris megközelítések jelentős aránya figyelhető meg a nemzetközi szakirodalomban is (2. táblázat, pl. természeti javak és szolgáltatások közgazdasági értékelése, az emberi tevékenységek és a biodiverzitás védelmének összeegyeztetése stb.).

Intézményi háttér megteremtése

A fenti feladatok eredményes elvégzése nem képzelhető el az ilyen tevékenységet eddig is végző egyetemek, kutatóhelyek közreműködése nélkül, meg kell azonban teremteni a lehetőséget mind infrastrukturálisan, mind személyileg arra, hogy a Természetvédelmi Hivatal kialakítson egy önálló Természetvédelmi Információs Szolgálatot, amely egy koordináló egységből és területi állomások hálózatából áll. Ennek érdekében gondoskodni kell a megfelelő szakemberek oktatásához és továbbképzéséhez szükséges feltételek megteremtéséről.

Irodalomjegyzék

- Báldi, A., Csorba, G. & Korsós, Z. (1995): *Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere.* – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Burgman, M. A., Ferson, S. & Akcakaja, H. R. (1993): *Risk assessment in conservation biology.* – Chapman & Hall, London.
- Demeter, A., Fatér, I. & Szép, T. (1994): The degree and causes of destruction of endangered great bustard (*Otis tarda*) nests in Hungarian populations. – *Ornis Hungarica* 4: 19–24.
- Dévai, Gy. & Miskolczi, M. (1987): Javaslat egy új környezetminősítő értékelési eljárásra a szitakötők hálótérképek szerinti előfordulási adatai alapján. – *Acta Biol. Debrecina* 19–20: 33–54.
- Fiedler, P. L. & Jain, S. K. (eds) (1992): *Conservation biology. The theory and practice of nature conservation, preservation and management.* – Chapman & Hall, London.
- Forró, L. (1997): *Zooplankton kialakulása rekonstruált szikes tavakban: az első két év tapasztalatai.* – In: Ponyi, J. (ed.): Szikes vizek kutatásának problémái. – *Acta Biol. Debr.*, különszám [in print].
- Horváth, F., Dobolyi, Z. K., Morschhauser, T., Lőkös, L., Karas, L. & Szerdahelyi, T. (1995): *Flóra adatbázis 1.2.* – MTA ÖBKI, Vácrátót.
- Horváth, F., Majzik, Zs., Keller-Pintér J. & Isépy, I. (1995): *On-line CoenoDAT, Database of Floristic records, Phytosociological Relevé and Florula Lists*, p. 226. – In Harnos, Zs. (ed.): Conference Proceedings of International Conference on Environment and Informatics, Budapest.
- Horváth, F., Rapcsák, T. & Fölsz, F. (1996): TERMET, Meta-database on monitoring projects: a tool for managing biodiversity monitoring and overviewing the results. (in press)
- Hunter, M. L. Jr. (1995): *Fundamentals of Conservation Biology.* – Blackwell Science, New York.

- IUCN (1995): Nemzeti Ökológiai Hálózat. Javaslat a környezet- és természetbarát területhasználatra. – IUCN, Gland, Svájc és Budapest, Magyarország.
- Juhász-Nagy, P. (1993): *Az eltűnő sokféleség*. – Scientia, Budapest.
- Kovács-Láng, E. (1996): *Developing the framework for a biodiversity monitoring system in Hungary*. p. 46. – In: Barati, S. (ed.): Abstracts, Symposium on Research, Conservation, and Management. ANP, Jósvafő.
- Kovács-Láng, E., Fekete, G., Moskát, Cs., Horváth, F., Rédei, T., Tarján, P., Báldi, A., Fuisz, T., Kisbenedek, T., Németh, L. & Molnár, A. (1996): *CORINE Biotopes Project in Hungary*. p. 43. – In: Barati, S. (ed.): Abstracts, Symposium on Research, Conservation, and Management. ANP, Jósvafő.
- Margóczy, K. (1995): *Természetvédelmi biológia – Posztgraduális környezetvédő szakosító képzés jegyzete*. – Környezet- és Természetvédelmi Kutatási, Oktatási Regionális Centrum, Szeged.
- Margóczy, K. (1996): *Preliminary experiment for restoration of sand grassland*. – Abstracts, 1st Int. Conf. on Restoration Ecology and Sustainable Development, SFIT Zürich, Switzerland.
- Meffe, G. K. & Carroll, C. R. (1994): *Principles of Conservation Biology*. – Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Mass.
- Nowicki, P., Bennett, G., Middleton, D., Rientjes, S. & Walters, R. (eds) (1996): *Perspectives on ecological networks*. – ECNC, Tilburg.
- Primack, R. B. (1993): *Essentials of conservation biology*. – Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Mass.
- Samways, M. J. (1994): *Insect conservation biology*. – Chapman & Hall, London.
- Scott, J. M., Davis, F. Csuti, B., Noss, R. F., Butterfield, B., Grovers, C., Anderson, H., Caicco, S., D'Erchia, F., Edwards, Jr., C., Ulliman, J. & Wright, R. G. (1993): Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. – *Wildlife Monographs* **123**: 1–41.
- Simon, T. (ed.) (1992): *A magyarországi edényes flóra határozója*. – Tankönyvkiadó, Budapest.
- Soulé, M. E. (ed.) (1986): *Conservation biology. The science of scarcity and diversity*. – Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Mass.
- Soulé, M. E. & Kohm, K. A. (1989): *Research priorities for conservation biology*. – Island Press, Washington DC.
- Soulé, M. E. & Wilcox, B. A. (eds) (1980): *Conservation biology. An evolutionary-ecological approach*. – Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Mass.
- Spellerberg, I. F. (ed.) (1996): *Conservation biology*. – Longman Group Limited, Essex.
- Tardy, J. (ed.) (1994): *Természetvédelem 1994*. – Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal, Budapest.
- Török, K. (1996): *Native grassland restoration trials at clear-cut cultivated forest sites*. – Abstracts, 1st Int. Conf. on Restoration Ecology and Sustainable Development, SFIT Zürich, Switzerland.
- Usher, M. B. (ed.) (1986): *Wildlife conservation evaluation*. – Chapman & Hall, London.
- Western, D. (1992): The biodiversity crisis: a challenge for biology. – *Oikos* **63**: 29–38.
- Western, D. & Pearl, M. (eds) (1989): *Conservation for the twenty-first century*. – Oxford University Press.
- Wilson, E. O. (1992): *The diversity of life*. – Penguin books Ltd.

Az táblázatokhoz felhasznált forrásmunkák

Környezetvédelmi, Természetvédelmi, Területfejlesztési és építésiügyi tárcaszintű kutatások 1991–1993. Annotált bibliográfia. – Budapest, 1992.

Ecology Abstracts 1–7 (1996).

Természetvédelmi Közlemények 1–4, Budapest.

OTKA Hírlevél különszámok (1995, 1996).

Abstracts – 7th European Ecological Congress, Budapest, August 20–25, 1995.

Ecological research priorities in nature conservation

Margóczy, K.¹, Báldi, A.², Dévai, Gy.³ & Horváth, F.⁴

¹Dept. of Ecology, József A. University (JATE), H–6701 Szeged, P. O. Box 659, Hungary

²Dept. of Zoology, Hungarian Natural History Museum (HNHM)

H–1088 Budapest, Baross u. 13, Hungary

³Dept. of Ecology, Kossuth L. University (KLTE), H–4010 Debrecen, P. O. Box 71, Hungary

⁴Inst. of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences (HAS), H–2163 Vácrátót, Hungary

Abstract: Conservation ecology is an applied science connecting the science of ecology with the conservation practice. Nowadays, when the biodiversity crisis increases the science must help the nature conservation very effectively. The nature conservation oriented research has been several topics in Hungary: complex ecological state assessment, exploration of conservation values, restoration experiments, conservation of populations, determining of priority lists of species, developing of data bases and information systems. On the base of a survey of the supporting practice of the conservation oriented research it must be stressed, that the research in any field of conservation ecology is in the nation's interest, and need much more priority, than before. The following topics are especially timely: ecological state assessment and exploration; monitoring systems; population, community and landscape level investigations, research necessary to fulfil international agreements, restoration ecology, integrating ecological and social aspects of nature conservation.

Key words: mission oriented discipline, biodiversity crisis, support and timeliness, development proposals

A magbank-ökológia alapjai: definíciók és mintavételi kérdések

Csontos Péter

Ökológiai Modellező Kutatócsoport, ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
1083 Budapest, Ludovika tér 2

Összefoglaló: A szemle bevezető része a magbank meghatározásával foglalkozik, míg a második részben a magbank-ökológia mintavételi kérdéseire vonatkozó ismeretanyagot rendszerezi, a nemzetközi szakirodalom figyelembevételével. A mintavétellel kapcsolatban az alábbi jelenségeket, fogalmakat tárgyalja: i) a magbank talajmélység szerinti eloszlása, kitérve a magbank-inverzió jelenségére is; ii) minimális talajtérfogot (vagy „minimi volume”); iii) a mintavételi időpont megválasztása különféle vizsgálati célok esetén; iv) a magbank horizontális eloszlása a talajban. Az utolsó ponthoz kapcsolódva a közlemény röviden kitér az aggregált mageloszlás létrehozásában szerepet játszó magterjedési folyamatokra.

Kulcsszavak: magbank, mintavétel, minimális talajtérfogot, mélységi eloszlás, horizontális eloszlás, mintavételezés időpontja, szemle

Bevezetés

Mit nevezünk magbanknak?

A magbank megnevezés John L. Harper 1977-ben kiadott könyvében egy adott területen a talajban eltemetett, életképes (dormans, vagy csírázásra kész) magvak összességét jelöli. Roberts (1981) lényegében ugyanezt a meghatározást használja, azzal a kiegészítéssel, hogy a talaj felszínére hullott magvakat is a magbankhoz tartozónak tekinti. (Megjegyzendő, hogy botanikai értelemben sokszor nem magokról, hanem termésekről van szó, de a szakirodalom az ilyen esetekben is a magbank megnevezést használja.)

A fenti meghatározások első hallásra eléggé jónak és elfogadhatónak tűnnek, mégis pontatlanok. Számos faj esetében ugyanis a regenerációt biztosító magtartalék, vagy legalább annak egy jelentős része nem a talajban kerül megőrzésre.

Az egyik legismertebb ilyen példa az Észak-Amerikában élő *Pinus banksiana* Lamb. esete, ahol az érett magvak a tobozokba zártan sok évig az anyafán maradnak, és rendszerint csak az erdőtüz okozta hőhatást követően szóródnak ki, biztosítva ezzel az újulat megjelenését. Szintén lombkoronában őrzött magbank (canopy-stored seed bank) jellemzi a Proteaceae család sok faját és az Ausztráliában élő *Allocasuarina*-kat (Zammit & Westoby 1987, 1988, Pannell & Myerscough 1993).

Az epifiton helyparaziták (pl. fánlakó broméliák) és különösen a valódi paraziták (pl. fagyöngyfajok) esetében a gazdanövény ágvillaiban, kéregpedéseiben találjuk meg a magbankot.

A talaj felett elhelyezkedő magbank egy speciális esete az, amikor a puha szőrképletekkel ellátott magvakat fészeképítésükhöz használják fel a madarak (Dean *et al.* 1990). E kevésbé vizsgált jelenség a növények szemszögéből a magvak terjesztésére ad alkalmat, ám ez csak a megfelelő magbank-stratégiával párosulva érvényesülhet.

Vízben élő, vagy vízparti és különösen tengerparti növények esetében gyakran találkozunk jó úszóképességet mutató magvakkal és termésekkel, amelyeket hónapokon át sodorhatnak az áramlatok, míg végül a partra vetődve kicsírázhatnak (*Hibiscus tiliaceus* L., *Ipomoea pes-caprae* Sweet., *Cocos nucifera* L., *Entada phaseoloides* (L.) Merr., *Ricinus communis* L. stb.; Nakanishi 1983, 1987, 1988). Az ilyen fajok magbankjának egy tekintélyes hányada tehát a vizekben található.

Végül a magbank meghatározásakor azt is figyelembe kell vennünk, hogy bizonyos fajok magvai már azelőtt is a talajba kerülhetnek, mielőtt funkcionálisan a magbank részévé válnának (pl. *Arachis hypogaea* L., *Trifolium subterraneum* L.).

Az elmondottak figyelembevételével a következő általános magbank definíció adható: *a magbank azon természetes módon előforduló magvak összessége, amelyek anyagcseréjük vonatkozásában anyanövényeiktől már függetlenné váltak és emellett vagy csírázóképesek, vagy ezt a képességet a jövőben elnyerhetik.*

Számos esetben ennél szűkebb meghatározásokkal is találkozhatunk. Leggyakrabban a szerzők a magvak előfordulási helyét szűkítik, s így beszélnek talajmagbankról, vagy csak egy réttípus, esetleg egyetlen réttállomány talajának magbankjáról. Olykor célszerű lehet a magbank jelenleg csírázóképes, ill. a jövőben talán ilyenné váló részhalmozainak a megkülönböztetése is (aktív magbank vs. dormans magbank; Harper 1977). A taxonómiai megszorítás, amikor pl. egy kiválasztott faj magbankjáról olvashatunk adatokat, szintén gyakori.

Mely fajoknak van magbankja?

Valamilyen típusú magbankkal szinte minden Spermatophyta, tehát nyitvatermő és zárvatermő faj rendelkezik. Ezért célszerűbbnek tűnik annak a néhány kivételnek a felsorolása, ahol a magbank hiányzik.

A legismertebb példát az elevenszülő növények szolgáltatják. Itt természetesen nem a sarjmorzsákat fejlesztő fajokra kell gondolnunk (pseudoviviparia), hanem olyanokra, amelyek magvai az érést követően még az anyanövényen nyomban tovább fejlődnek, s mint jelentős méretű csíranövények kezdik meg önálló életüket (pl. a mangrove-alkotó *Avicennia*-, *Bruguiera*- és *Rhizophora*-fajok). A magbank hiánya jelentkezhethet még a meddő hibridfajoknál, vagy olyan

esetekben, ahol egy kétlaki növényt csak az egyik ivara képvisel. Az utóbbi, rendszerint csak lokálisan fellépő szituáció közismert példája az *Ephedra distachya* L. sas-hegyi populációja, amely csak porzós egyedekből áll.

A magbank vizsgálatának mintavételi kérdései

A mintaméret

Minden olyan kutatási feladat során, ahol könnyen és tetszőleges mennyiségben vehetünk mintát a vizsgálati objektumból (esetünkben például egy vegetáció-típus magbankjának megismeréséhez a termőhely talajából) felmerül a kérdés: mekkora mintára van szükségünk?

A mintavételi mélység

A talaj mélyebb rétegei felé haladva – amint az várható – a magbank mennyisége rohamosan csökken.

Leck & Simpson (1987) ártéri rétek talajában a felső 2 cm magtartalmához viszonyítottan a 4–6 cm-es zónában csak 7–18%-nyi, a 8–10 cm-es sávban pedig csak 1,8–5,4%-nyi magot talált. Ugyanilyen kalkulációt alkalmazva a 15–17 cm-es talajrétegre már egészen elenyésző 0,2–0,5%-os érték adódott. Egy csarabosra és hét rétre vonatkozó eredmények áttekintése szintén a felső talajréteg kitüntetett jelentőségét igazolta (Harper 1977). A csarabos esetében már a felső 2,5 cm-es rétegben megtalálható a magbank 78%-a, de a 10 cm-nél mélyebb rétegek magtartalma a többi hét esetben is már jelentéktelennek bizonyult. Angliai erdőkben a 10 cm-es mintamélység szintén elegendő (Warr *et al.* 1994), míg esőerdőkben – bár ismereteink még eléggé hiányosak – valamivel nagyobb talajmélységig érdeemes a mintavételt elvégezni (Hopkins & Graham 1983).

Graham & Hutchings (1988) arra is rámutatnak, hogy a talajmélységgel mutatózó magbank-csökkenés mértéke fajcsoportonként is eltérő lehet: a füvek esetében rohamosabb, míg az évelő kétszikűeknél enyhébb a fogyás.

A mintavételi mélység kapcsán szólnunk kell a magbankprofil inverziójáról, amikor nem a legfelső talajrétegben jelentkezik a magbank legnagyobb hányada. Ennek leggyakoribb esete a nálunk is részletesen tanulmányozott szántóföldi magbank, ahol az inverzió a rendszeres talajforgatás következménye (Bencze 1954, 1969, Fekete 1975, Hunyadi & Pathy 1976). Az inverzió jelentkezhet 1–1 faj magbankjában, de megmutatkozhat a magbank egésze tekintetében is. Utóbbit Hunyadi & Pathy (1976) a Keszthely környékén vizsgált hét, mezőgazdasági művelésbe vont rétláp talaj közül háromban kimutatta.

A magbank-inverzió előfordulását a természetes vegetációban eddig csak néhány esetben jelezték (Kjellsson 1992).

A minta térfogata

A növénytársulásban bevezetett „minimi area”-hoz hasonlóan, a magbank kutatásához ismernünk kell azt a minimális talajtérfogatot („minimi volume”) amely megnyugtató pontossággal feltárja a kutatott terület magbankjában előforduló fajokat.

Meghatározására Hayashi és Numata japán kutatók tették az első kísérleteket 1964 és 1971 között. (A japán és angol nyelvű közleményeket is tartalmazó cikksorozatukról Roberts 1981-es szemléje ad áttekintést.) Vizsgálatsorozatuk szerint (10 cm-es mintavételi mélység mellett) a szukcesszió korai stádiumát képviselő gyomtársulásban 400 cm^3 , gyepekben $500\text{--}600 \text{ cm}^3$, klimax erdőtársulásokban pedig $4000\text{--}6000 \text{ cm}^3$ a minimi volume.

Az ausztrál F. Forcella azonban egy 5 évvel korábban felhagyott szántóföldön kialakult gyeppen a minimális talajtérfogatot $10\,000 \text{ cm}^3$ -nek találta (Forcella 1984), míg egy másik bolygatott gyepecsében (Michigan államban) ugyanez a szám 7300 cm^3 körülnek adódott, igaz 15 cm mély minták esetén (Gross 1990). Erdőtársulásokban újabb vizsgálatokat Nobukazu Nakagoshi (1984a, b) végzett. Másodlagos erdőkben $20\,000\text{--}50\,000 \text{ cm}^3$ -es, klimax erdőtársulásban $40\,000 \text{ cm}^3$ -es talajmintát talált kielégítőnek.

Jóllehet minimi volume-ot nem közöl, megemlíjtük még S. S. Champness korai munkáját, aki egy társulásban csak a leggyakoribb faj magbankjának 10%-os pontosságú becsléséhez, 25 cm^2 -es mintákat használva, 200 mintát talált elegendőnek (Champness 1949, cit. Warr *et al.* 1993). (Ha 5 cm mély mintákkal számolunk, akkor térfogatként $25\,000 \text{ cm}^3$ adódik, csak a leggyakoribb fajra!)

Az ismertett eredmények jelzik, hogy a minimi volume kérdése ma még nem tekinthető lezártnak. Biztosnak mindössze annyi látszik, hogy a pionír társulások vizsgálatához kisebb talajminta szükséges, mint a szukcesszionálisan idősebbek esetében.

A megoldatlanság egyik oka az eddig ismert vizsgálatok viszonylag csekély száma. Nagyon sok növényzeti típusra és jelentős földrajzi területekre vonatkozóan egyáltalán nem rendelkezünk adatokkal. Hazai viszonylatban például ilyen vizsgálat a természetes növénytakaróra vonatkozóan eddig még nem történt, pedig legalább a legfontosabb társulások minimális talajtérfogatának ismerete feltétlenül szükséges volna.

A minimi volume kutatását nehezítő másik ok módszertani természetű. A magbank jelentős hányada – amint ezt az előző alfejezetben tárgyaltuk – a talaj felszínközeli rétegében koncentrálódik. Ezért egy sekély (pl. 0–5 cm-ig terjedő), de nagyobb felületet érintő mintavétel hatékonyabb, mint a mélyebbre hatoló, de ugyanakkora ösztérfogattal dolgozó változat. Másfelől viszont egyes kutatási célok a mélyebb, 5–10 cm-es rétegek vizsgálatát is indokoltá tehetik.

Véleményünk szerint ezért akkor járunk el helyesen, ha i) 5 vagy 10 cm mélységig veszünk talajmintát, mert az eddig megjelent közleményekben ezek az

értékek a leggyakoribbak, tehát eredményeink összehasonlíthatóságát leginkább így biztosíthatjuk; ii) az alkalmazott mintavételi módot a lehető legpontosabban dokumentáljuk.

A mintavétel időpontja

Azokon a területeken, ahol a vegetáció működése éves ciklust mutat, a magbank mennyisége és összetétele is változik az évszakokkal (Thompson & Grime 1979). Ezt a mintavétel időpontjának kiválasztásakor figyelembe kell venni.

Ha egyetlen mintavételezéssel a lehető legteljesebb képet szeretnénk kapni egy terület magbankviszonyairól, akkor Közép-Európában és a hasonló éghajlatú területeken ezt az októberi mintavétellel érhetjük el (van der Valk & Verhoeven 1988, Virágh & Gerencsér 1988, Csontos *et al.* 1996). Októberre gyakorlatilag minden faj elszórja már azévi magtermését, ugyanakkor az őszi kelésű növények még nem indulnak csírázásnak. A miénknél melegebb éghajlat alatt ez az időpont későbbre tolódik, Honshu-sziget déli területein például november végére (Nakagoshi 1984a).

Ha csak azokra a fajokra vagyunk kíváncsiak, amelyek egész éven át fenn tartják magbankjukat, akkor ehhez május idejére kell terveznünk a mintavételt, mert ekkorra már a tavaszi kelésű fajok azévi csírázása is megtörtént, de a friss magszórás még nem indult meg. Ugyanezen szempontok szerint Skandináviában a június vége az ideális (Milberg 1992, Milberg & Persson 1994).

Mivel az egyes években a fajok magbankjának méretét véletlen események is befolyásolhatják, értékesebb az eredmény, ha néhány egymást követő évben, azonos időpontban a mintavételt megismételjük (Roberts 1981). Egy szeszélyes évi csapadékeloszlással jellemezhető rövid fűvű préri vizsgálata megmutatta, hogy az egyes fajok magbank-maximumaiban 1–2 hónapos elcsúszások is történhetnek két egymást követő vizsgálati évben (Coffin & Lauenroth 1989). Ezért a kiszámíthatatlan időjárású területek vizsgálatakor Roberts tanácsát fokozottan figyelembe kell venni.

Adataink tudományos értékét tovább növelhetjük, ha Nakagoshi (1984b) eljárását követve évente kétszer, a talaj 1) maximális- és 2) minimális magbanktartalma idején is elvégezzük a mintavételt. Az első alkalommal a teljes magbankról, a másodikkal a perzisztens frakcióról szerezhetünk ismereteket. Ehhez kapcsolódva meg kell említenünk, hogy az első esetben is nyerhetünk adatokat a perzisztens magbankra vonatkozóan az 5 cm-nél mélyebb talajréteg elkülönített vizsgálatával (Thompson 1993). A magvak ugyanis a mélyebb talajrétegekbe csak több év alatt jutnak le, így, ha tranziens típusúak, életképességüket addigra elveszítik. (A tranziens és perzisztens magbanktípusokat egy későbbi közlemény fogja részletesen tárgyalni.)

Egy terület magbank viszonyainak éves dinamikáját is feltáró teljes megismerése sorozatos mintavételen alapuló vizsgálattal érhető el. Az egyik legrészele-

tesebb ilyen esettanulmányt Graham & Hutchings (1988) közölte Angliából, havonkénti mintavétellel két teljes vegetációs periódust felölelve. Russi és munkatársai hasonló célkitűzéssel egy szíriai, mediterrán gyep vizsgálatánál három vegetációs időszakon keresztül, átlagosan kéthavonta vett mintákkal dolgoztak (Russi *et al.* 1992). Thompson & Grime (1979) sokat idézett, átfogó tanulmányukban évi 8 mintavételt javasolnak a magbank-dinamika megismeréséhez, ami kb. hathetenkénti ismétlést jelent.

További szempontok a mintavétel tervezéséhez

Tényleges tapasztalatok híján könnyen feltételezhetnénk azt, hogy a magesőt követő eltemetődés nyomán kialakuló magbank horizontális eloszlása a talajban megközelítőleg véletlenszerű. Bizonyos ökológiai jártasság esetén azonban efelől már alapos kételyeink támadhatnak. Ezeket célszerű a növényi propagulumok terjedésével foglalkozó elgondolások köré csoportosítva tárgyalnunk.

Az ún. „escape”-hipotézis abból indul ki, hogy az utód számára különleges előnyt jelent, ha az anyatótól sikerül eltávolodnia. Ha ugyanis ott marad, számos magonctársával kell versenyeznie a forrásokért, nem is beszélve arról, hogy egy kifejlett egyed, az anyanövény kompetíciója is sújtja (vö. Howe & Smallwood 1982, Howe 1986). A távolra szóródás előnyeivel azonban együtt jár az a jelentős kockázat, hogy az utód kikerül a számára megfelelő élőhelyről. Ezért az „escape”-hipotézissel jellemezhető fajok magszóró képessége nem korlátlan, sőt magvaik jelentős része egy viszonylag szűk területre hullik, ami aggregált mageloszláshoz vezet. Ráadásul a sikeresen „elmenekülő” magvak eloszlása is gyakran aggregált, ha a terjesztő ágens például gyümölcsfogyasztó (frugivore) emlős, vagy madár.

Közepes testű gyümölcssevő emlősök ürülékének vizsgálata során a csuklyás majom (*Cebus capuchinus*) esetében 4–9 magot, a bőgőmajomnál (*Alouatta palliata*) átlagosan 9, a fehérorrú ormányosmedvénel (*Nasua narica*) 6–45 (átlag = 19) magot találtak ürülékenként (Howe 1989). A nagy testű emlősök érhetően még nagyobb lokális magdúsulást okozhatnak. Meglehet, hogy a rekorder az indiai orrszarvú (*Rhinoceros unicornis*), amely ún. latrináit huzamosabb ideig használja. Egy ilyen helyről több mint 4000 életképes *Trewia nudiflora* (Euphorbiaceae) mag került elő (Howe 1989).

A propagulum-szórás egy másik lehetséges módja, az irányított magterjesztés „directed dispersal hypothesis”, szintén aggregált magbankot eredményez. A leggyakrabban vizsgált ide vonatkozó jelenség a mirmekochoria, amit minden égvőben számos növényfajjal kapcsolatban kimutattak. Itt említhető a különféle pockok és egerek magraktározó tevékenysége is (Jensen & Nielsen 1986). Bár ezek az állatok elsősorban magpredátorok, mégis, télire felhalmozott készleteik egy része gyakran sértetlen marad; vagy az állatok elhullása miatt, vagy mert egyszerűen „megfeledkeznek” néhány rejtkehelyről.

A magvak leginkább véletlenszerű eloszlását a kolonizációs hipotézis szerinti szétszóródástól várhatjuk. Ez jellemzi azokat a növényfajokat, amelyek élőhelye térben és időben bizonytalan, minduntalan „elromlik”, s ezért magvaikat igyekeznek a lehető legnagyobb területen szétszórni, abban bízva, hogy valahol, valamelyik ismét növénné fejlődhet. Ennek megvalósítására az anemochoria kínálja a legjobb lehetőséget. Az elegendően könnyű, esetleg repítő készülékkel is ellátott magvakat a szél messzire sodorhatja és egy másik területen valóban véletlen eloszlást mutatva szórhatja el. Azonban a helyi terepadottságok hatására még ilyenkor is bekövetkezhet a magvak utólagos csoportosulása. Ha pedig a terjedő egység nem a mag, hanem többmagvú termés, akkor az aggregáltság lehetősége nyilvánvaló.

Az eddig írottak alapján a mérleg nyelve az aggregált magbank felé billen. Lássuk azonban, milyen képet tárnak elénk a célirányos vizsgálatok!

Mattlack & Good (1990) New Jersey államban harmincnégy 100 évesnél idősebb erdő magbankját vizsgálták. Minden állományból 25 db, $10 \times 10 \times 10$ cm-es talajmintát vettek, s ezekből üvegházi hajtatással 46 fajt mutattak ki. A statisztikai vizsgálatokhoz szükséges gyakorisággal csak 10 faj fordult elő, ezek közül azonban 9 esetben aggregáltságot lehetett kimutatni.

Dániai lombhullató erdők talajában 25 fajt összesen 40 esetben vizsgálva szignifikáns aggregáltság 24 alkalommal mutatkozott. A 16 véletlen eloszlást mutató eset közül 10 a kolonizációs hipotézishez igazodó, szélel jól terjedő fajokra vonatkozott (Kjellsson 1992). (Meg kell azonban jegyeznünk, hogy Kjellsson olyan mintákkal dolgozott, amelyek mindegyike négy–négy, egymástól pár méteres távolságból begyűjtött rész minta egyesítéséből származott, ami várhatóan a véletlen eloszlások javára torzítja az eredményt.)

A fenti példákban az extenzív vizsgálatokhoz gyűjtött nagyszámú talajmin-ta tette lehetővé – több más cél mellett – a magbank aggregáltságának vizsgálatát. Az ilyen jellegű tanulmányokon túl, a talaj magbankeloszlásának megismerésére közvetlen vizsgálatokat is végeztek.

Ken Thompson (1986) egy angliai legelő talajából 8×16 db, egyenként 7×7 cm-es, egymással érintkező talajmintát gyűjtött be, teljesen kitermelve ezáltal egy téglalap alakú területet. A talajkockák magtartalmának meghatározása után kitént, hogy a legelő fontosabb fajainak magbankja erősen aggregált.

A magbank heterogén eloszlásának legközeltekintőbb igazolását Bigwood & Inouye (1988) végezték el. Egy 20 éve felhagyott dohányföld talajából több, 50×50 cm területű és 2 cm mély mintát vágta ki úgy, hogy azok szerkezete sértetlen maradjon. Az üvegházi hajtatás során minden egyed helyét milliméter pontossággal feljegyezték. Az így nyert ponttérképről számítógép segítségével 31 kvadrátméter szerint ($1\text{--}625\text{ cm}^2$ -ig) vettek mintát, ill. végeztek statisztikai értékelést. Megállapították, hogy a fajok döntő többsége aggregált magbank eloszlással rendelkezik, ráadásul a magvak csoportosulása fajonként más-más mértékű.

Végző következtetésük (ami felől már a többi felsorolt eredmény sem hagyhatott kétséget) az, hogy a legnagyobb becslési pontosságot a praktikus szempontok figyelembevétele mellett lehetséges legkisebb részminták sokaságával érhetjük el. Emellett megjegyzik még azt, hogy a magbank legritkább fajaira nézve gyakorlatilag képtelenség annyi mintát gyűjteni, amennyi a statisztikai értelemben megbízható eredmény eléréséhez szükséges volna.

Befejezésül még néhány praktikus javaslatot ismertetünk.

A minimi volume összegyűjtéséhez vett részminták távolsága lehetőleg ne legyen kevesebb 5–6 méternél. Az egyes pontok előzetes, randomizált kijelölése, mint általában a legtöbb mintavételnél, itt is célszerű. Bizonyos esetekben a „W” vonalvezetést követő, vagy gradiens kimutatásához a transekt mentén végzett mintavétel is megfelelő lehet (Roberts 1981). Végül, azzal is növelhetjük a majdani becslés pontosságát, ha a szükséges talajmennyiség dupláját, vagy többszörösét gyűjtjük be és az alapos elkeverés után elkülönített minimi térfogatot használjuk fel a magbank vizsgálatához.

A fentebbi fejezetekben leírtak és az utóbbi javaslatok figyelembevételével biztosíthatjuk, hogy mintavételi tervünk, a jelenlegi ismeretek szerinti lehető legjobb legyen.

* * *

Köszönetnyilvánítás. – Köszönettel tartozom Dr. Ken Thompsonnak, aki sheffieldi tanulmányutam alatt vállalkozott egy konzultációsorozatra, amelyből igen sokat meríthettem. Munkám támogatói voltak: az Országos Tudományos Kutatási Alap (témaszám: F013260), valamint az Alapítvány a Magyar Felsőoktatásért és Kutatásért (témaszám: 18/95).

Irodalomjegyzék

- Bencze, J. (1954): Iregszemcse, Pusztapó, Bánkút mezősegi talajainak gyommag-fertőzöttsége. – *Agrártud. Egy. Agronómiai Kar Kiadványai* **1**(3): 3–30.
- Bencze, J. (1969): A gyommagvak és termések csírázási feltételei. – *Agrártud. Egy. Mezőgazdaságtud. Kar Közlem.*, Gödöllő, pp. 153–161.
- Bigwood, D. W. & Inouye, D. W. (1988): Spatial pattern analysis of seed banks: an improved method and optimized sampling. – *Ecology* **69**(2): 497–507.
- Coffin, D. P. & Lauenroth, W. K. (1989): Spatial and temporal variation in the seed bank of a semi-arid grassland. – *Amer. J. Bot.* **76**(1): 53–58.
- Csontos, P., Horánszky, A., Kalapos, T. & Lőkös, L. (1996): Seed bank of *Pinus nigra* plantations in dolomite rock grassland habitats, and its implications for restoring grassland vegetation. – *Annls hist.-nat. Mus. natn. hung.* **88**: 69–77.
- Dean, W. R., Milton, S. J. & Siegfried, W. R. (1990): Dispersal of seeds as nest material by birds in semiarid karoo shrubland. – *Ecology* **71**(4): 1299–1306.

- Fekete, R. (1975): Comparative weed-investigations in traditionally-cultivated and chemically-treated wheat and maize crops. IV. Study of the weed-seed contents of the soils of maize crops. – *Acta Biol. Szeged.* **21**(1–4): 9–20.
- Forcella, F. (1984): A species-area curve for buried viable seeds. – *Aust. J. Agric. Res.* **35**: 645–652.
- Gross, K. (1990): A comparison of methods for estimating seed number in the soil. – *J. Ecol.* **78**: 1079–1093.
- Graham, D. J. & Hutchings, M. J. (1988): Estimation of the seed bank of a chalk grassland ley established on former arable land. – *J. Appl. Ecol.* **25**: 241–252.
- Harper, J. L. (1977): *Population biology of plants*. – Academic Press, London, 892 pp.
- Hayashi, I. & Numata, M. (1964): Ecological studies on the buried-seed population in the soil from the viewpoint of plant succession. III. A mature stand of *Pinus thunbergii*. – *Physiol. and Ecol.* **12**: 185–190.
- Hayashi, I. & Numata, M. (1971): Viable buried-seed population in the *Miscanthus*- and *Zoysia* type grasslands in Japan. Ecological studies on the buried-seed population in the soil related to plant succession VI. – *Jap. J. Ecol.* **20**(6): 243–252.
- Hopkins, M. S. & Graham, A. W. (1983): The species composition of soil seed banks beneath lowland tropical rainforests in North Queensland, Australia. – *Biotropica* **15**(2): 90–99.
- Howe, H. F. (1986): Seed dispersal by fruit-eating birds and mammals. – In: Murray, D. R. (ed.) *Seed dispersal*. Academic Press, New York, pp. 123–189.
- Howe, H. F. (1989): Scatter- and clump-dispersal and seedling demography: hypothesis and implications. – *Oecologia* **79**: 417–426.
- Howe, H. F. & Smallwood, J. (1982): Ecology of seed dispersal. – *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **13**: 201–228.
- Hunyadi, K. & Pathy, Zs. (1976): Keszthely környéki rétláp talajok gyommagfertőzöttsége. – *Növényvédelem* **12**(9): 391–396.
- Jensen, T. S. & Nielsen, O. F. (1986): Rodents as seed dispersers in a heath-oak wood succession. – *Oecologia*, Berlin, **70**: 214–221.
- Kjellsson, G. (1992): Seed banks in Danish deciduous forests: species composition, seed influx and distribution pattern in soil. – *Ecography*, Copenhagen, **15**: 86–100.
- Leck, M. A. & Simpson, R. L. (1987): Seed bank of a freshwater tidal wetland: turnover and relationship to vegetation change. – *Amer. J. Bot.* **74**(3): 360–370.
- Matlack, G. R. & Good, R. E. (1990): Spatial heterogeneity in the soil seed bank of a mature Coastal Plain forest. – *Bull. Torrey Bot. Club* **117**(2): 143–152.
- Milberg, P. (1992): Seed bank in a 35-year-old experiment with different treatments of a semi-natural grassland. – *Acta Oecol.* **13**(6): 743–752.
- Milberg, P. & Persson, T. S. (1994): Soil seed bank and species recruitment in road verge grassland vegetation. – *Ann. Bot. Fennici* **31**: 155–162.
- Nakagoshi, N. (1984a): Ecological studies on the buried viable seed population in soil of the forest communities in Miyajima Island, Southwestern Japan II. – *Hikobia* **9**: 109–122.
- Nakagoshi, N. (1984b): Buried viable seed populations in forest communities on the Hiba Mountains, Southwestern Japan. – *J. of Sci. Hiroshima Univ.*, Ser. B, Div. 2, **19**(1): 1–56.
- Nakanishi, H. (1983): Drift fruits and seeds on the coast of the Yaeyama Islands, southernmost of Japan. – *J. Phytogeogr. and Taxonomy* **31**(1): 22–30.
- Nakanishi, H. (1987): Stranded tropical seeds and fruits on the coast of the Japanese Mainland. – *Micronesica* **20**: 201–213.
- Nakanishi, H. (1988): Dispersal ecology of the maritime plants in the Ryukyu Islands, Japan. – *Ecol. Res.* **3**: 163–173.
- Pannell, J. R. & Myerscough, P. J. (1993): Canopy-stored seed banks of *Allocasuarina distyla* and *A. nana* in relation to time since fire. – *Aust. J. Bot.* **41**: 1–9.
- Roberts, H. A. (1981): Seed banks in soils. – *Adv. Appl. Biol.* **6**: 1–55.

- Russi, L., Cocks, P. S. & Roberts, E. H. (1992): Seed bank dynamics in a Mediterranean grassland. – *J. Appl. Ecol.* **29**: 763–771.
- Thompson, K. (1986): Small-scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. – *J. Ecol.* **74**: 733–738.
- Thompson, K. (1993): Seed persistence in soil. – In: Hendry, G. A. F. & Grime, J. P. (eds): *Methods in comparative plant ecology*. Chapman and Hall, London, pp. 199–202.
- Thompson, K. & Grime, J. P. (1979): Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. – *J. Ecol.* **67**: 893–921.
- van der Valk, A. G. & Verhoeven, J. T. A. (1988): Potential role of seed banks and understory species in restoring quaking fens from floating forests. – *Vegetatio* **76**: 3–13.
- Virág, K. & Gerencsér, L. (1988): Seed bank in the soil and its role during secondary successions induced by some herbicides in a perennial grassland community. – *Acta Bot. Hung.* **34**(1–2): 77–121.
- Warr, S. J., Thompson, K. & Kent, M. (1993): Seed banks as a neglected area of biogeographic research: a review of literature and sampling technics. – *Progr. Phys. Geog.* **17**(3): 329–347.
- Warr, S. J., Kent, M. & Thompson, K. 1994. Seed bank composition and variability in five woodlands in south-west England. – *J. Biogeog.* **21**: 151–168.
- Zammit, C. & Westoby, M. (1987): Seedling recruitment strategies in obligate-seeding and sprouting *Banksia* shrubs. – *Ecology* **68**(6): 1984–1992.
- Zammit, C. & Westoby, M. (1988): Pre-dispersal seed losses, and the survival of seeds and seedlings of two serotinous *Banksia* shrubs in burnt and unburnt heath. – *J. Ecol.* **76**: 200–214.

Seed bank ecology: definition of seed bank and questions of its sampling

Csontos, P.

Ecological Modelling Research Group
Dept. of Plant Taxonomy and Ecology, L. Eötvös University
H–1083 Budapest, Ludovika tér 2, Hungary

Abstract: The first part of the paper is dealing with the definitions of seed bank, while the second part reviewing our recent knowledge on sampling problems of seed bank ecology. The following issues of sampling soil seed banks are discussed: i) distribution of seed banks with soil depth (including the phenomenon of seed bank inversion); ii) minimum volume in various vegetation types; iii) optimal sampling time with respect to different research goals; iv) horizontal distribution of seed bank in the soil. Regarding the last question the paper briefly summarizes the seed dispersal hypotheses may responsible for aggregated seed distribution in soils.

Key words: seed bank, sampling, minimum volume, depth distribution, horizontal distribution, sampling time, review

Az allelopátia kutatásának hazai eredményei

Csontos Péter

*Ökológiai Modellező Kutatócsoport, ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
1083 Budapest, Ludovika tér 2*

Összefoglaló: Jelen szemle az allelopátia kutatásának magyarországi eredményeit ismerteti a kezdetektől 1994-ig. A felkutatott összesen 36 dolgozat közül Szentiványi Márton enciklopédiája (1689–1702) az első, amely érdemben közöl elgondolásokat a „növényi ellenszenv és rokonszenv” kérdéséről. A részletesen elemzett 26 munka alapján megállapítható, hogy: 1. az allelopátia mai értelemben vett tudományos kutatásának kezdetét nálunk Rapaics (1939, 1940) dolgozatai jelentették; 2. az ezt követő publikációk a tudományos megközelítés szempontjából két csoportra bonthatók. A) Az allelopátia mezőgazdasági szemléletű kutatása terén Ubrizsy (1942, 1943) munkái úttörő jellegűek. Társítási kísérletei – amelyekben számtalan Fabaceae–Poaceae fajpárt vizsgált – jelentős hatást tettek a magyarországi rétgazdálkodásra. Szintén az agrár vonalhoz sorolhatók még Précsényi (1958), Gáspár & Barthodeiszky (1964), Csapody (1968), Terpó & Kotori (1974), Mikulás (1979, 1981) és Pozsgai (1982) közleményei. B) A másik kutatási irányt a növénytársulástani alapokra épülő és a természetes cönózisokra összpontosító dolgozatok sora jelenti. Ez egyben a legjellemzőbb sajátossága is a hazai allelopátia-kutatásnak – amely e tekintetben a nemzetközi irodalomban megfigyelhetőnél jóval gazdagabb. Erre vonatkozóan Rapaics (1940), Fekete (1974), Szabó és mtsai (1987, 1988), valamint Oborny (1988) jelentik a legfontosabb állomásokat és ide sorolhatók Csontos (1991, 1994) dolgozatai is. Végül külön említést kíván Lukácsovics & Juhász-Nagy (1963) cikke, amely az allelopátikus viselkedés termőhelyi és mikrotaxonómiai változókkal mutatott kapcsolatát vizsgálva, utóbbit találta hangsúlyosabbnak.

Kulcsszavak: allelopátia, Magyarország, szemle, növénytársulástani vonatkozások

Bevezetés, célkitűzés

Az allelopátia-kutatás lényegében Molisch 1937-es munkájával definiálta önmagát, mint az ökológia egyik szakterülete.

Azóta több kézikönyv, könyvfejezet foglalkozott az allelopátia kölcsönhatás-típusaival, érvényességi körének behatárolásával, a hatásmechanizmusok élet-tani alapjaival és a különféle életközösségekben (természetestől az agrárig, teresztrisektől a víziekig) betöltött szerepével (Elakovich 1988, Green & Hedin 1986, Muller 1970, Putnam & Tang 1986, Rice 1974, 1979, 1984, 1985). Magyar nyelven szintén elérhető néhány, a tárgykör ismereteiről áttekintő összegzést adó munka (Fekete 1974, Oborny 1988, Szabó 1984). Az esettanulmányok vonatkozásában pedig kétségkívül Rice (1974, 1984) könyvei nyújtják a legszélesebb választékot.

Látható tehát, hogy a szakirányú tájékozódás, alapozás lehetőségei eléggé gazdagon adóttak. Viszont, annál inkább nehézségekbe ütközik az a kutató, aki a hazai allelopátia-kutatás összegzésére tesz kísérletet. Ugyanis a fent idézett nem-

zetközi munkák gyakorlatilag nem citálják szerzőinket (ez többnyire nem is lenne elvárható, mert a honi munkák zömmel magyar nyelven, vagy „eldugott” lapokban kerültek közlésre), a hazai szerzők tollából megjelent „review”-k pedig a legjobb, legismertebb külföldi cikkekre koncentrálnak, azokat értékelik.

E hiányt pótlandó, vállalkoztam az allelopatikus kölcsönhatásokkal foglalkozó hazai szakirodalom áttekintésére. A dolgozat első részében a magyar szerzőktől megjelent cikkek (és egyéb publikációk) időrend szerinti ismertetésére kerül sor, majd a második részben egy rövid konkluzív összegzés zárja a szemlét.

Kronológiai áttekintés

Lippay János néhány idekapcsolható, inkább gyakorlatias megfigyelését leszámítva (Pozsoni Kert 1664–67. cit. Rapaics 1940), az allelopátia gondolatát (ekkor még növényi ellenszenv és rokonszenv néven) magyar szerző tollából először Szentiványi Mártonnál találjuk meg. Nagyszombati enciklopédiájában (*Curiosiora et selectiora variarum scientiarum miscellanae, Tyrnaviae, 1689–1702*) és annak külön is kiadott biológiai részében (*Dissertationes septem*) számos „allelopatikus” fajpárt említ a természet- és vadnövények köréből egyaránt (cit. Rapaics (1940), részben Kádár & Priszter (1992) is). Szentiványi megfigyeléseit (a párizsi Fabri Honoratust követve) teljes mértékben a gyökerek által kiválasztott nedvek és párák hatásaként értelmezi – ami zseniális megsejtés.

A 17. századból említett két, korát megelőző remekmű után, egynegyed évezred(!) telik el, amíg a nyugat-európai tudományos központok irányaihoz kapcsolódva, Magyarországon is megindul a mai értelemben vett allelopátia-kutatás.

Rapaics Raymund 1939. A növények légköre. Természettudományi Közlöny 71: 567–576. Részletesen bemutatja Molish kísérleteit az etilén gyümölcserlelő, csírázógátló és hajtás-, illetve gyökérnövekedést befolyásoló hatásáról, számos ábrát és táblázatot is átvéve a szerzőtől. A referált kísérletek gondolatait továbbfűzve, felveti más – esetleg nemcsak gázalakban kiválasztott – növényi anyagcseretermékek szomszédos növényekre tett növekedésszabályozó szerepének lehetőségét. Az allelopátia kifejezést ekkor még nem használja, de már itt megemlíti a növénytársulás együttes, különleges növényi légkörének gondolatát. Saját kísérletekről nem számol be.

Rapaics Raymund 1940. A növények társulása. Természettudományi Közlöny 72: 268–274. Áttekinti az allelopátia gondolatának fejlődését Theophrastustól Madaus-ig, majd ismerteti Madaus (és munkatársai) drezdai intézetének legújabb eredményeit. Önálló kísérleti munkát ezúttal sem végez, de több helyen is értékes gondolatokra jut az allelopátia és a természetes növénytársulások szerveződésének kérdésében. Így például a növényzociológia társulási hűség (fidelitás) jelenségének okát is az allelopátiában látja.

Ubrizsy Gábor 1942. *A füveshere-keverékek társulásviszonyának laboratóriumi és szabad földi kísérletei. Kísérletügyi Közlemények 45: 112–122.* A bevezető oldalakon foglalkozik az allelopátia növénytársulás-szintű szerepével. A fidelitás és konstancia jelenségei mellett a szukcesszióban (természetes és agrár) is fontos szerepet tulajdonít az allelopátiának. Saját társítási kísérleteit párhuzamosan laboratóriumi-, cserépkultúra- és szabad földi körülmények között végzi, nagy alapossággal, számos pázsitfű és több pillangós virágú faj bevonásával: *Agrostis alba*, *Alopecurus pratensis*, *Arrhenatherum elatius*, *Avena sativa*, *Bromus mollis*, *Cynosurus cristatus*, *Dactylis glomerata*, *Festuca sulcata*, *F. pseudodalmatica*, *F. rubra*, *Hordeum vulgare*, *Lolium perenne*, *Phleum pratense*, *Poa pratensis*, *Triticum aestivum*, illetve *Lotus corniculatus*, *Medicago lupulina*, *M. sativa*, *Trifolium hybridum*, *T. incarnatum*, *T. pratense*, *T. repens*. Az összes lehetséges párosítást (ez 105 lenne) az eredmények értékelésénél nem közli (bár elvégzésükről a módszertani részben említést tesz), ugyanakkor több esetben fajhármasok (2 fű, 1 pillangós) vizsgálatáról is beszámol.

Ubrizsy Gábor 1943. *Kísérleti növénytársuláskutatások. Botanikai Közlemények 40: 53–58.* A Növénytani Szakosztály 457. ülésén elhangzott előadás anyaga, amely lényegét tekintve Ubrizsy korábbi munkáin alapuló elméleti fejtegetés és többek között a növényzociológiának az allelopátiával mutatkozó összefüggései vonatkozásában vet fel eredeti gondolatokat. A példaként felhozott, néhány társítási kísérlet eredményei itt csak illusztrálják a mondanivalót.

Ubrizsy Gábor 1951. *Kísérleti módszerek a növénytársulások kutatásában. In: Soó, R. & Zólyomi, B. (szerk.) Növényföldrajzi térképezési tanfolyam jegyzete, Budapest, pp. 85–90.* Az allelopátiáról szóló, vagy ahhoz kapcsolódó gondolatok az egyébként szélesebb témakört felölelő dolgozatnak körülbelül harmadrészt teszik ki. Legfontosabb mondandója (jelen review szemszögéből), hogy a kibontakozó és a jövőben kulcsfontosságúvá váló kísérleti fitocönológia három fő pillérének egyike feltétlenül az allelopátia és a vele összefüggő társítási kísérletek kell legyenek.

Précsényi István 1958. *Vizsgálatok a Lotus corniculatus és Festuca rubra együttes csíráztatásával kapcsolatban laboratóriumi körülmények között. Agrártud. Egyet. Mezőgazd. Karának Közleményei, Gödöllő, pp. 401–405.* Az alkalmazott kísérleti körülmények mellett, a két faj csírázása kölcsönösen függetlennek mutatkozott. A hossznövekedés tekintetében a *Festuca* egyedekre minden esetben serkentőleg hatott a *Lotus* jelenléte (viszonyítva a tiszta vetéshez), de ennek ellenőrzésére a szerző további (pl. szabad földi) kísérleteket javasol.

Juhász-Nagy Pál 1961. *A modern növényökológia helyzete és problémákra. Acta Universitatis Debreceniensis 7(2): 181–211.* Más korai szerzőknél részletesebben foglalkozik az allelopátia körüli vitával. A laboratóriumi eredményekben nem kételkedik, de a terepi megvalósulás kapcsán számos cáfoló cikk idézésével saját álláspontját így összegzi: „... feltételezhetjük, hogy a termőhelyi

viszonyok akár mikrobiológiai, akár talajkémiai úton teljesen legyengítik ezeket a hatásokat.” A cikkből megtudhatjuk, hogy az idő tájt a „kompetíció” alatt még minden növényi kölcsönhatást együtt értettek, és érdekes, hogy Juhász-Nagy Pál itt még attól óv, nehogy a kompetíciót az „allelópátia” néven összefoglalt jelenségekre szűkítsük le. (Ezt az aggályt, nyilvánvalóan az „allelópátia-tábor” hirtelen felerősödő hangja indukálta.) Ma már tudjuk, hogy végül a fordítottja történt, és az allelopátia jelenségek köre „hagyta el” a kompetíció értelmezési határait (Muller 1969, 1974, Rice 1984).

Soó Rezső 1962. Növényföldrajz. Tankönyvkiadó, Budapest. A „Biotikus tényezők” c. fejezetben (pp. 34–38) röviden ismerteti az allelopátiáról („növényi árnyék”) alkotott véleményét, amely lényegében Juhász-Nagy (1961) álláspontjával azonos: „a szűrőpapíron végzett kísérletekben” érvényesülő hatásokat elismeri, de azok érvényesülését a talajban már nem.

Lukácsovics Erika és Juhász-Nagy Pál 1963. Rasszkülönbségek befolyása allelopátikus kölcsönhatásokban. Acta Biol. Debrecina 2: 77–84. Szerzők – feltehetőleg világviszonylatban is – az elsők között foglalkoztak a rasszok allelopátikus viselkedésével. Jól megtervezett, nagy precizitással elvégzett kísérletekben a *Galeopsis tetrahit*, *Glechoma hederacea* és *Ranunculus ficaria* rasszait vizsgálták. Variancia-analízisek eredményeivel alátámasztva megállapították, hogy az allelopátikus hatásban mutatkozó különbségek nagyobbak az adott faj rasszai között, mint az egyes rasszok különböző termőhelyekről származó populációi között.

Gáspár Sándor & Barthodeiszky András 1964. Cukorrépagomolyok csírázásgátló hatásának vizsgálata. Cukoripar 17(4): 97–103. Igen alapos munka, amely pontos szakirodalmi ismeretekből kiindulva a cukorrépa különféle fajtáinak (és azok diploid, ill. tetraploid alakjainak) gomolyaival elvégzett kísérletek alapján (Petri-csészés csíráztatások) az alábbi eredményekre jutott: A két felhasznált tesztnövény közül (*Agrostemma githago* és *Raphanus sativus*) a konkoly-magvak mutatkoztak érzékenyebbek. A répagomolyban lévő inhibitor mindkét tesztnövényenél jobban gátolta a gyökér fejlődést, mint a hajtásnövekedést. Bizonyítást nyert az is, hogy a poliploid répafajták gomolyai erősebb gátló hatással rendelkeznek, mint a diploid gomolyok. Az inhibitor anyagok eltávolíthatósága tekintetében a 24 órás vizes áztatást, valamint a gomolyok száraz koptatását egyaránt hatékonynak találták. Utóbbi módszer a mezőgazdasági gyakorlatban is sikeresen alkalmazható. A répagomoly inhibitor anyagainak tanulmányozására (pl. a koptatottság elegendő mértékének megállapítására) a konkoly-tesztet – e faj nagyfokú érzékenysége révén – kiválóan alkalmasnak tartják.

Csapody Gy. 1968. A répagomolyokban található csírázásgátló anyagok hatása a különböző gazdasági magvak csírázására és a répapalánták növekedésére. Mg. Növénynem. és Növényterm. Kut. Int. Közl. 4: 121–143. Itt a Gáspár és Barthodeiszky által is vizsgált cukorrépa csírázás kérdésköréhez találunk újabb eredményeket. A répagomolyok koptatásakor keletkező por inhibitor hatását

vizsgálva Csapody a tesztnövények (fajok, ill. fajták) számát 28-ra bővíti, amelyek közül a rostlen, a lucerna, a mézontófü és a tarlórépa magvait különösen érzékenynek találta a vizes extraktum jelenlétében végzett csíráztatási tesztekben. Fontos előrelépés, hogy az említett por hatását nemcsak a répavetőmag csírázására vizsgálta, hanem a szikleveles cukorrépa és a fiatal répanövényke gyökér- és hajtásnövekedésére is. Az inhibíció ezekben a kísérletekben is megmutatkozott.

Az imént bemutatott két közleményt a témaválasztás azonossága mellett az is sajátosan összeköti, hogy a kutatott terület „terminus technicus”-ai (pl. allelopátia, allelopatikum stb.) teljesen hiányoznak a szövegből. Ez természetesen semmivel sem kisebbíti az eredmények értékét és azt sem gátolta, hogy Gáspár és Barthodeiszky a kísérleteik egy részében tapasztalt serkentő hatás kapcsán ma is helytálló szemlélettel adjon értékelést.

Ujvárosi Miklós 1973. Gyomirtás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. A kézikönyv röviden (mindössze fél oldalon) foglalkozik az allelopátiával. Meghatározását a napjainkra általánosan elfogadott tág értelemben (tehát a gátló és serkentő hatásokat is ideértve) adja meg, de az allelopatikus kölcsönhatások szerepét a terepi, szabad földi szituációkban alárendeltnek, a „legtöbb esetben elhanyagolható”-nak ítéli.

Fekete Gábor 1974. Interspecifikus kapcsolatok, kölcsönhatások és az ökológiai niche elemzése tölgyerdei fajokon. Akadémiai doktori értekezés, Budapest. Huszonnégy tölgyerdei faj allelopatikus hatását vizsgálta, *Polygonatum odoratum* magvak csírázására, laboratóriumban (a), valamint 22 faj esetén a terepen is, kétféle növénytársulásban: *Orno-Quercetum* (b), *Quercetum petraeae-cerris* (c). Az a esetben tizenhárom, a b-ben öt, a c-ben hat szignifikáns hatást kapott. Számos, laboratóriumban kimutatható gátlás, a terepkísérletben nem jelentkezett. A laboratóriumban hatástalan kezelések, egyetlen kivételtől (*Poa nemoralis*) eltekintve, a terepszituációkban is ilyennek mutatkoztak.

Terpó András és P. Kotori Elizabeth 1974. Allelopathiás hatások előidézése termesztett növények csírázó magvain. A Kertészeti Egyetem Közleményei 38: 274–282. Allelopatikumokat hat faj eklektikusan válogatott szerveiből nyertek (levél, buroklevél, herba, gyökér, bogyó, bogyóhéj), melyekkel összesen tizenhárom haszonnövény magvait kezelték. Kimutatták a *Robinia pseudo-acacia* gyökérkivonatának gátló hatását az *Allium porrum*, *Capsicum annuum* és *Papaver somniferum* csírázásánál. Számos további esetben kaptak gyenge gátlást vagy serkentést, kár hogy szignifikancia-vizsgálatok nem segítik a kapott eredmények értékelését.

Hunyadi Károly 1978. A tarackbúza (Agropyron repens (L.) Beauv.) biológija és a védekezés lehetőségei. Kandidátusi értekezés, Keszthely. A disszertáció egy oldal terjedelemben ismerteti a tarackbúza allelopátiájával foglalkozó külföldi cikkeket. Ez irányban saját kísérleteket nem végez.

Mikulás József 1979. *A fenyércirok (Sorghum halepense (L.) Pers.) biológiája és a védekezés lehetőségei. Kandidátusi értekezés, Martonvásár.* Vizsgálatainak indítéka az alábbi, izgalmas szántóföldi szituáció: 1. kukoricás talajának művelés alatt álló rétegéből 33–225 000 db/m² gyommagot mutattak ki; 2. a magvak döntő része (94,3%) kétszikű volt, élén az *Amaranthus retroflexus*-al; 3. mégis, tavaszonként csak fenyércirok lépett fel (magról is, rizómáról is), jóllehet pl. a magszám tekintetében ez a faj nem szerepelt az első tízben; 4. ha a *Sorghum*-ot szelektív gyomirtóval elpusztították, akkor a rákövetkező évben az *Amaranthus* vált dominánssá. Mikulás, többirányú kísérletsorozatának konklúziója, hogy a fenyércirok allelopatikusan gátolja az *Amaranthus* (és több más gyom) magvainak csírázását, amely gátlás a felelős növény elpusztításával megszűnik, és így az egyébként nagy tömegben jelenlévő *Amaranthus* magvak kicsírázhatnak. Megjegyzendő, hogy Mikulás, egyik ismertett kísérletében, ahol *Sorghum* rizóma-korongokon csíráztatott gyommagvakat, a vizsgált hét faj közül éppen az *Amaranthus* mutatkozott a leginkább érzéketlennek. (A kontrollhoz viszonyítva 90%-ban kicsírázott.) Mégis, a konklúzióban kimondott összefüggés elfogadható, hiszen a fenyércirok (Johnsongrass) allelopatikus gátlását az *Amaranthus retroflexus*-ra (valamint a Mikulás által vizsgált gyomok közül további kettőre) amerikai szerzők minden igényt kielégítő kísérletsorozatban már igazolták (Abdul-Wahab & Rice 1967).

Mikulás József 1981. *A fenyércirok (Sorghum halepense L.) allelopátiája a gyom- és kultúrnövényre. Növényvédelem 17(10–11): 413–418.* Az előző disszertáció *Amaranthus retroflexus*-ra és természetett kukoricára vonatkozó eredményeit ismerteti. A kukorica esetében elsősorban a hajtás növekedésének és szárazsúlyának csökkenését mutatja ki.

Pozsgai Jenő 1982. *Kompetíció a cukorrépa és gyomnövényzete között. Kandidátusi értekezés, Sopronhorpács.* A vaskos disszertációból viszonylag rövid fejezetet kitevő allelopátia rész, jól megírt bevezetőben foglalkozik az allelopátia lehetséges értelmezéseivel és a jelenség vélhető elterjedtségével a növényvilágban. Az experimentális munka laboratóriumban elvégzett kísérletekből épül fel (magvak csíráztatása Petri-csészében, extraktum jelenlétében), s általuk elsősorban a *Cirsium arvense* és a cukorrépa allelopátiájára kapunk adatokat. Kisebb részben az *Amaranthus retroflexus* és a *Chenopodium album* is szerepelnek a vizsgálatokban. A végkonklúzió értelmében, a *Cirsium*, azáltal, hogy késlelteti a cukorrépa (és egyes gyomtársak) csírázását, kompetitív előnyhöz jut, ami hatalmas területeken mutatkozó sikeres gyomosításában realizálódik.

Béres Imre 1983. *A parlagfű (Ambrosia elatior L.) allelopátiás hatásának vizsgálata. Növényvédelem 19(6): 265–266.* Rövid beszámoló (abstract) néhány kísérletről, amelyekben az *Ambrosia* teljesen hatástalannak bizonyult borsó, kukorica, fehérmustár és gyomfajokkal szemben. Az írás az allelopátia túlhaladott (csak gátlást tekintő) definícióját említi.

Mikulás József 1984. *Allelopathy of Sorghum halepense (L.) Pers. on weeds and crops. Acta Agron. Acad. Sci. Hung. 33(3-4): 423–427. Valójában Mikulás (1981) szó szerinti angol fordítása. A címben szerepeltetett többszám „weeds and crops” félrevezető, hiszen csak a szőrös disznóparéjról és a kukoricáról esik szó. Említést érdemel, hogy hazai szerző tollából ez az első idegen nyelven publikált dolgozat.*

Szabó László Gy. 1984. *Növényi metabolitok allelopátiás hatása. A biológia aktuális problémái 31: 119–157. Az első magyar nyelven, nyomtatásban megjelent „review” az allelopátiáról. Ismerteti az allelopatikus kölcsönhatások típusait (antibiotikum-, marazmin-, fitoncid- és kolin-hatás). Jó érzékkel válogat a szakterület sokat idézett cikkei közül: bemutatva Cornelius Muller és munkatársai kaliforniai *Salvia leucophylla* állományokkal foglalkozó kutatásait (Muller *et al.* 1964, Muller & Muller 1964, Muller & del Moral 1966, Muller 1970), Elroy Rice és szerzőtársainak a préri-szukcesszió allelopatikus szabályozottságát feltáró munkáját (cit. Rice 1984), a prérinapraforgó (*Helianthus rigidus*) boszorkánygyűrüinek magyarozatát (Curtis & Cottam 1950), stb. A talajuntság, a gyümölcsösök újratelepítési nehézsége („replant problems”) és az Amerikában elterjedt „no-tillage” művelés allelopatikus hátterére szintén rámutat. A „review” leg részletesebben megírt fejezetei az allelopatikumok biokémiájával és hatásmechanizmusuk élettanával foglalkoznak.*

Szabó László Gy., Varga István és Kevey Balázs 1987. *Allelopátia és gombatevékenység erdei ökoszisztémákban. Mikológiai Közlemények 1987(2–3): 109–119. Érdekes színfolt a hazai cikkek sorában, amely a mecseki bükkösök nyolc típusából ismertet komplex allelopátia vizsgálatokat. Szerzők kolin-hatást ugyan nem mutattak ki, de több részeredményük arra utal, hogy a fitoncidek, legalábbis a vizsgált esetek egy részében, befolyásolják az adott terület talajlakó mikrogombáinak mennyiségét és aktivitását. A feltárt összefüggések megerősítéséhez azonban (miként ezt a szerzők maguk is hangsúlyozzák) további bizonyító vizsgálatok szükségesek.*

Oborny Beáta 1988. *Természetes társulások rezisztenciája idegen fajok ellen (az allelopátia szerepe). ELTE szakdolgozat, Budapest. Alap gondolata kapcsolódik a negyvenes években Rapaics (1940) és Ubrizsy (1942, 1943) által is felvetett, társulásszintű, „kollektív” allelopátia problémájához; de rögtön továbblépve – a honi szerzők közt elsőként – tesztelhető hipotéziseket is felállít a cönológiai rezisztencia egyfajta „brémai-effektus”-hoz hasonlítható allelopátiás magyarozatára. Fő kérdései: 1.) Mutat-e nagyobb rezisztenciát a természetes növénytársulás (*Salvia-Festucetum sulcatae*) egy betolakodó gyom (*Bromus japonicus*) ellenében, mint ugyanezen társulás többé-kevésbé degradált formái? 2.) Eliminálható-e ez a rezisztencia? Kísérletei, amelyekben különböző mértékben előcsíráztatott *Bromus* magokat vetett a vizsgált állományokba, az alábbi eredményeket hozták: a) A természetes társulás úgyszólván teljesen rezisztens*

volt. b) Minél degradáltabb volt egy állomány, abban annál nagyobb százalékban csírázott ki a *Bromus*. c) A szárazon elvetett és az előcsíráztatás során csak duzzadt magvak még nem, de az apró rügyecskével és gyököcskével rendelkező egyedek már képesek voltak „áttörni” a rezisztenciát. (A vegetációjától megfosztott kontroll parcellán, a *Bromus* magvak az előcsíráztatás minden stádiumában jól keltek.) Oborny dolgozatának további erénye a gondolatébresztő stílusban megírt, bevezető áttekintés.

Szabó László Gy., Botz Lajos, Kevey Balázs és Varga István 1988. *Allelopátia mecseki Fagetumokban. 1. Magyar Ökológus Kongr. Előadáskivonatok és Poszterösszefoglalók, Budapest, p. 175.* Itt, a Szabó László vezette pécsi munkacsoport, 1987-ben publikált dolgozata (Mikológiai Közlemények) került ismertetésre a Magyar Ökológus Kongresszus alkalmából.

Mikulás József 1988. *Allelopátia. In: Hunyadi Károly (szerk.) Szántóföldi gyomnövények és biológiájuk, pp. 341–355, Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.* Kísérletet tesz az allelopátia tárgykör legfontosabb ismereteinek rövid összefoglalására. A szöveg értelmezését azonban számos szakmai tévedés, elírás és nyomdahiba nehezíti. Ezek közül a legfontosabbak helyesbítése megtalálható Csontos (1994) dolgozatában. A könyvfejezet leghasznosabb része a tizenötödik táblázat: az „Allelopatikus tulajdonsággal rendelkező gyomnövények”-ről. Ebben jól áttekinthető oszlopokba rendezve sorakoznak: gyomnév, érzékeny faj(ok), és az esetet leíró cikk (szerzővel, évszámmal). A fel-felbukkanó pontatlanságok miatt azonban a táblázatra csak fenntartásokkal támaszkodhatunk. Így például az *Ambrosia artemisiifolia*-nál több érzékeny fajt jelezve, Béres (1983)-re hivatkozik. Béres azonban, az idézett abstract-ban egyértelműen azt írja, hogy az *Ambrosia* hatástalannak mutatkozott. Pár sorral lejjebb a „*Brassica* sp. (káposztafajok)”-hoz Muller 1969-es cikkét kapcsolja. Abban egyetlen *Brassica*, a *Brassica nigra* (fekete mustár) szerepel. A pontosság kedvéért megemlíteném, hogy az „igazi” *Brassica nigra* cikk nem az idézett (különben jóval tágabb témát felölelő) „Vegetatio”-cikk, amelyben a fekete mustár esetét Muller csak példaként említi, hanem egy évvel később megjelentetett társszerzős munka (Bell & Muller 1973). A *Cirsium arvense*-nél saját 1984-es munkájára is hivatkozik, pedig az a fenyércirok és a kukorica, illetve disznóparéj allelopatikus kapcsolatait tárgyalja, ugyanakkor a *Sorghum halepense* kapcsán „inkognitóban” marad.

Csontos Péter 1991. *Allelopathic interactions and pattern generation of herbs in oakwood clearings. Abstracta Botanica 15: 25–30.* Újszerűségét a háromféle – egyaránt allelopatikus kölcsönhatásokat feltételező, de más-más mintázati szituációkon nyugvó – kiindulás adja (szelektáló foltok esete, rezisztencia-hipotézis és bekerített egyedek szituációja). A három elgondolás tesztelésére alkalmas konkrét fajpárok a cseres-tölgyes vágásterületek lágyszárúúi közül kerültek kiválasztásra. A laboratóriumi kísérletekben négy fajpár esetén jelentkezett szig-

1. táblázat. Az allelopátia-kutatás Magyarországon, Molisch könyvének megjelenésétől 1994-ig (P = publikációk száma, A = az allelopátiáról író szerzők száma).

	1937–40	–45	–50	–55	–60	–65	–70	–75	–80	–85	–90	–94
P	2	2	0	1	1	4	1	3	2	5	5	7
A	1	1	0	1	1	5	1	4	2	4	6	11

nifikáns csírázástgátlás, vagy a gyökérnövekedés csökkenése. Az itt közöltek részben egy korábbi írás is tartalmazza (Csontos 1989).

Az eddigiekben ismertetett cikkek mellett, Ubrizsy (1942) hivatkozik még Rapaics 1923-as munkájára, de az idézett cikket elolvasva abban közvetlenül az allelopátiára utaló részt (legalábbis kellően explicit tárgyalásban) nem találtam. Végül, a közelmúlt termése néhány belföldi és külföldi kongresszus kiadványában megjelentetett rövid összefoglaló, „abstract” (Mikulás *et al.* 1991, Szabó *et al.* 1991a, 1991b, Váradi *et al.* 1993, Pethő 1994). Remélhetőleg az ezekben felvillantott igen érdekes témákkal a szakfolyóiratok hasábjain is hamarosan találkozhatunk.*

Az említett publikációk és a tárgykört kutató szerzők számának időbeli eloszlását a szemléletesség kedvéért táblázatban is feltüntettem (1. táblázat).

A gondos irodalmazás ellenére megtörténhetett, hogy egy-két közlemény mégiscsak kimaradt az áttekintésből. (Ez a hibalehetőség, az ilyen jellegű vállalkozások során, százszázalékos biztonsággal sohasem zárható ki.) A szerzők közül ilyenformán esetleg érintett(ek)et ezúton megkövetem.

A hazai allelopátia-kutatás eddigi eredményeinek összegzése, konklúziók

A bibliográfiai részben elemzett huszonhat közlemény a téma megközelítése tekintetében érdekes csoportosulást mutat.

Szembetűnően nagy, – a nemzetközi irodalomban megfigyelhető arányt magasan felülmúló – a növénytársulástani alapokra épülő és a természetes cönózisokra összpontosító dolgozatok száma. Ez a vonal rögtön a kezdeteknél jelentkezik (Rapaics 1939, 1940, Ubrizsy 1951), mi több, voltaképpen az allelopátia modern elméletének hazai bevezetése is ebből az irányból történik meg (Rapaics 1940), mégpedig figyelemre méltó gyorsasággal – hiszen Molisch, startkőnek tekinthető dolgozatától számítva, alig telt el két-három év – ami Rapaics széles tá-

* Megjelent még Sárközy (1992) tollából egy haszonnövény társítási útmutató füzet is, amely betűrendben 81 fajt tárgyal. Ez azonban nem tekinthető tudományos közleménynek, hanem inkább a kilencvenes években felerősödő „biokert mozgalom” egyik színteljének értékelhető. Mindazonáltal nem zárható ki, hogy az ebben felsorolt, gyakran igen régi tapasztalati ismereteken nyugvó megállapítások egy része a jövőben tudományos vizsgálat által is bizonyítást nyerjen.

jékozottságát, új iránti fogékonyságát dicséri. A kezdet nem maradt folytatatlan. A természetes növénytakaró allelopatikus viszonyainak vizsgálata újra és újra napirendre került. A közép-időszakból Fekete Gábor (1974) kutatásai emelkednek ki, az utóbbi időben pedig Szabó és munkatársai (1987, 1988) valamint Oborny (1988) munkái jelentősek. Egyértelműen ezt a vonalat képviselik e sorok írójának dolgozatai is (Csontos 1991, 1994).

A természetes növénytársulásokat vizsgáló irány, ilyen tartós népszerűségének magyarázatára nyomósabb okot kell találnunk, mint a téma izgalmassága, vagy akár az, hogy innen kapta az első lökést a hazai allelopátia-kutatás. Érzésem szerint ez az ok a cönológiai szemlélet igen erős hazai meggyökeresedésében, a Braun-Blanquet-, majd Soó-iskola meghatározó szerepében keresendő. Ez olyan mértékben itatódott be a hazai kutatók gondolkodásmódjába, hogy azokban az esetekben, ahol erre egyáltalán lehetőség volt, a cönológia szemüvegén át vizsgálták a jelenségeket. E beállítódottság mellett az a tény is csak másodlagos hatású lehetett, hogy maga Soó Rezső az allelopátiát – mint a növénytársulásban érdemlegesen ható tényezőt – nem fogadta el (Soó 1962).

A hazai cikkek másik fő sűrűsödési vonala az „agrár irány”. Itt a természetes szituációkkal szemben döntő különbség a kevés szereplő faj, továbbá, hogy azok is rendre a haszonnövények és gyomjaik köréből kerülnek ki. Az irány első – és mindmáig legfontosabb – dolgozatai Ubrizsy (1942, 1943) tollából születtek, aki mindemellett az előbbi irányvonalat is gazdagította a „Vácrátóti Szeminárium” kötetében közölt írásával. Précsényi egyértelműen az Ubrizsy-féle Poaceae–Fabaceae társítási kísérleteket folytatja, igaz csak egyetlen cikk erejéig (Précsényi 1958). A későbbi szerzők, bár elődökhöz nem köthetők (Pozsgai kivételével hazai szerzőket gyakorlatilag nem is idéznek), de kétségtelenül az allelopátia-kutatás agrár vonalához tartoznak (Gáspár & Barthodeiszky 1964, Csapody 1968, Terpó & Kotori 1974, Mikulás 1979, 1981, 1984, Pozsgai 1982). Érdekes, hogy bizonyos esetekben az agrár irány megközelítheti a természetes társulások kérdéskörét, miként ezt a rétgazdálkodás javításán munkálkodó Ubrizsy fajhármasokat is vizsgáló dolgozatában láthattuk (Ubrizsy 1942).

Az allelopátia-kutatás harmadik irányvonala – amely vegyész, biokémikus beállítottságú, és elsősorban az allelopatikus ágensek kémiai összetételével, azok szintézisútjaival (kémiai törzsfa) és a hatásmechanizmusokkal foglalkozik – gyakorlatilag hiányzik a hazai palettáról. Ugyanakkor világviszonylatban ez az irány ma egyre terebélyesebbre dagad (lásd pl. „American Chemical Society, Symposium Series” kötetei) és hovatovább „Chemical Ecology” névvel önálló határtudományként jelentkezik. A hazai lemaradás nyilván többféle okra vezethető vissza (egyik ilyen lehet biokémiai intézeteink erős orvosi biológiai beállítottsága, vagy a megrendelések hiánya a gyakorlati felhasználók oldaláról) – de ezek részletes megvitatására jelen dolgozat nem vállalkozhat. Az irányzat jövőbeni megjelené-

sére Szabó L. Gy. 1984-es munkája és legújabban megjelentetett közleményei alapján leginkább a pécsi munkacsoportban nyílhat lehetőség.

Az ismertetett irányok egyikéhez sem sorolható, a maga nemében unikális Lukácsovics és Juhász-Nagy (1963) ökotípus vizsgálata. Ezt a rendkívül érdekes kutatási irányt Ubrizsy (1951) jelöli ki, amikor a kísérleti fitocönológia jövőbeni fejezeteit vázolja fel. Az idézett szerzőpáros kutatói leleményét dicséri, hogy az „Ubrizsy-féle” három vonal közül kettőt is „elcsíptek” egyetlen remekül komponált kísérletsorozattal. Munkájuk nyomán, – mely nemzetközi mércével is úttörő (J. V. Lovett, Armidale, pers. comm.) – beteljesedhetett Ubrizsy jóslata: „Itt kölcsönös megtermékenyítés játszódik majd le a rendszertan és a fitocönológia között.” (1951, p. 88.)

A hazai allelopátia-kutatás eredményeinek értékelésekor elkerülhetetlen két hiányosság megemlítése, amelyek bár általánosnak szerencsére nem mondhatók, mégis gyakran jellemzőek. Az egyik a kísérleti eredmények statisztikai értékelésének gyakori elhanyagolása. A másik, a korábbi hazai publikációk, az elődök nem ismerése.

Az értekezés írója bízik abban, hogy jelen dolgozat megírásával (amellett, hogy régi hiányt pótol) hathatós segítséget nyújt a jövőbeni szerzőtársaknak (legalábbis a második hiba elkerüléséhez) és reméli, hogy az eredmények összegyűjtésével, felsorakoztatásával hozzájárul a hazai allelopátia-kutatás megerősödéséhez.

* * *

Köszönetnyilvánítás. – Köszönet illeti Précsényi Istvánt, Szöcs Zoltánt, Virágh Klárát és Kalapos Tibort, akik a kézirat korábbi változatát elolvasták, észrevételeikkel jobbították, valamint a szemle mielőbbi megjelentetésére biztattak. Szintén köszönettel tartozom Mjazovszky Ákos és Andreas Sendtko (Freiburg) közreműködéséért. Ez a munka az Országos Tudományos Kutatási Alap (F013260 sz. kutatási szerződés), valamint a „Magyar Tudományért Alapítvány” részbeni támogatásával készült.

Irodalomjegyzék

- Abdul-Wahab, A. S. & Rice, E. L. (1967): Plant inhibition by Johnson grass and its possible significance in old-field succession. – *Bull. Torrey Bot. Club* **94**: 486–497.
- Béres, I. (1983): A parlagnő (Ambrosia elatior L.) allelopátiás hatásának vizsgálata. – *Növényvédelem* **19**(6): 265–266.
- Csapody, Gy. (1968): A répagomolyokban található csírázásgátló anyagok hatása a különböző gazdasági magvak csírázására és a répapalánták növekedésére. – *Mg. Növénynem. és Növényterm. Kut. Int. Közl.* **4**: 121–143.
- Csontos, P. (1989): Does allelopathy play a role in determining patterns of oak-wood cuttings? – *Studies in Plant Ecology* **18**: 55–57.
- Csontos, P. (1991): Allelopathic interactions and pattern generation of herbs in oakwood clearings. – *Abstracta Botanica* **15**: 25–30.

- Csontos, P. (1994): *Az aljnövényzet állapotváltozásai cseres-tölgyes erdők vágást követő szukcesziója során, a Visegrádi-hegységben.* – Kandidátusi értekezés, kézirat, Budapest.
- Curtis, J. T. & Cottam, G. (1950): Antibiotic and autotoxic effects in prairie sunflower. – *Bull. Torrey Bot. Club* **77**: 187–191.
- Elakovich, S. D. (1988): *Terpenoids as models for new agrochemicals.* – In: Cutler, H. G. (ed.): *Biologically active natural products – potential use in agriculture* (ACS Symposium Series 380), American Chemical Society, Washington D. C.
- Fekete, G. (1974): Interspecifikus kapcsolatok, kölcsönhatások és az ökológiai niche elemzése tölgyerdei fajokon. – Akadémiai doktori értekezés, kézirat, Budapest.
- Gáspár, S. & Barthodeiszky, A. (1964): Cukorrépagomolyok csírázásgátló hatásának vizsgálata. – *Cukoripar* **17**(4): 97–103.
- Green, M. B. & Hedin, P. A. (eds) (1986): *Nature resistance of plants to pests – roles of allelochemicals* (ACS Symposium Series 296). – American Chemical Society, Washington D. C.
- Hunyadi, K. (1978): *A tarackbúza (Agropyron repens (L.) Beauv.) biológiája és a védekezés lehetőségei.* – Kandidátusi értekezés, kézirat, Keszthely.
- Juhász-Nagy, P. (1961): A modern növényökológia helyzete és problémaköre. – *Acta Univ. Debreceniensis* **7**(2): 181–211.
- Kádár, Z. & Priszter, Sz. (1992): *Az élővilág megismerésének kezdetei hazánkban.* – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Lukácsovics, E. & Juhász-Nagy, P. (1963): Rasszkülönbségek befolyása allelopatikus kölcsönhatásokban. – *Acta Biol. Debrecina* **2**: 77–84.
- Mikulás, J. (1979): *A fenyércirok (Sorgum halepense (L.) Pers.) biológiája és a védekezés lehetőségei.* – Kandidátusi értekezés, kézirat, Martonvásár.
- Mikulás, J. (1981): A fenyércirok (*Sorgum halepense* L.) allelopátiája a gyom és kultúrnövényekre. – *Növényvédelem* **17**(10–11): 413–418.
- Mikulás, J. (1984): Allelopathy of *Sorgum halepense* (L.) Pers. on weeds and crops. – *Acta Agron. Acad. Sci. Hung.* **33**(3–4): 423–427.
- Mikulás, J. (1988): *Allelopátia.* – In: Hunyadi, K. (szerk.): *Szántóföldi gyomnövények és biológiájuk.* – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 341–355.
- Mikulás, J., Szegedi, E., Pölös, E. & Várad, Gy. (1991): *Az Agrobacterium tumefaciens-szel transzformált napraforgószevetelek allelokemikáliáinak hatása.* – II. Magyar Ökol. Kongr., Posztterek összefoglalói, PATE Georgikon, Keszthely, p. 102.
- Molisch, H. (1937): *Der Einfluss einer Pflanze auf die andere - Allelopathie.* – Fisher, Jena.
- Muller, C. H. (1969): Allelopathy as a factor in ecological process. – *Vegetatio* **18**: 348–357.
- Muller, C. H. (1970): *The role of allelopathy in the evolution of vegetation.* – In: Chambers, K. L. (ed.): *Biochemical coevolution.* Oregon State University Press, Corvallis, pp. 13–31.
- Muller, C. H. (1974): *Allelopathy in the environmental complex.* – In: Strain, B. R. & Billings, W. D. (eds): *Handbook of vegetation science, VII. Vegetation and environment.* – Dr. W. Junk Publishers, The Hague, pp. 73–85.
- Muller, C. H. & del Moral, R. (1966): Soil toxicity induced by terpenes from *Salvia leucophylla*. – *Bull. Torrey Bot. Club* **93**(2): 130–137.
- Muller, C. H., Muller, W. H. & Haines, B. L. (1964): Volatile growth inhibitors produced by aromatic shrubs. – *Science* **143**: 471–473.
- Muller, W. H. & Muller, C. H. (1964): Volatile growth inhibitors produced by *Salvia* species. – *Bull. Torrey Bot. Club* **91**(4): 327–330.
- Oborny, B. (1988): *Természetes társulások rezisztenciája idegen fajok ellen (az allelopátia szerepe).* – ELTE Szakdolgozat, kézirat, Budapest.
- Pethő, M. (1994): *A ciklikus hidroxámsavak allelopátiás szerepe a kakaslábfű és a rizs közötti kompetícióban.* – III. Magyar Ökológus Kongresszus, Előadások és posztterek összefoglalói, p. 138.

- Pozsgai, J. (1982): *Kompetíció a cukorrépa és gyomnövényzete között*. - Kandidátusi értekezés, kézirat, Sopronhorpács.
- Précsényi, I. (1958): *Vizsgálatok a Lotus corniculatus és Festuca rubra együttes csíráztatásával kapcsolatban laboratóriumi körülmények között*. - Agrártud. Egyet. Mezőgazd. Karának Közleményei, Gödöllő, pp. 401–405.
- Putnam, A. & Tang, C.-S. (eds) (1986): *The science of allelopathy*. - John Wiley & Sons, New York.
- Rapaics, R. (1923): A növények társulása. - *Természettud. Közlöny* **55**: 329–335.
- Rapaics, R. (1939): A növények légköre. - *Természettud. Közlöny* **71**: 567–576.
- Rapaics, R. (1940): A növények társulása. - *Természettud. Közlöny* **72**: 268–274.
- Rice, E. L. (1974): *Allelopathy*. - Academic Press, New York.
- Rice, E. L. (1979): Allelopathy – an update. - *The Botanical Review* **45**(1): 15–109.
- Rice, E. L. (1984): *Allelopathy, 2nd edition*. - Academic Press, London.
- Rice, E. L. (1985): *Allelopathy – an overview*. - In: Cooper-Driver, G. A., Swain, T. & Conn, E. E. (eds): *Chemically mediated interactions between plants and other organisms*. Plenum Press, New York, pp. 81–105.
- Sárközy, P. (1992): *Rokonszenv és ellenszenv növények között*. – Ökoszerviz kft. kiadása, Budapest.
- Soó, R. (1962): *Növényföldrajz*. – Tankönyvkiadó, Budapest.
- Szabó, L. Gy. (1984): Növényi metabolitok allelopátiás hatása. - *A biológia aktuális problémái* **31**: 119–157.
- Szabó, L. Gy., Botz, L., Kevey, B. & Varga, I. (1988): *Allelopátia mecseki Fagetumokban*. - I. Magyar Ökol. Kongr., Előadás-kivonatok és poszter-összefoglalók, Budapest, p. 175.
- Szabó, L. Gy., Botz, L., Molnár, B. & Kevey, B. (1991a): *Alliumok allelokémiai analógiái*. - II. Magyar Ökol. Kongr., Poszterek összefoglalói, PATE Georgikon, Keszthely, p. 137.
- Szabó, L. Gy., Majerné Bordács, M., Botz, L., Molnár, B. & Kevey, B. (1991b): A „holt” növény vízben oldódó endogén anyagai (fitokémiai analógiák - allelopátiás és fitoterápiás hatások). - In: 100 éves a Magyar Biológiai Társaság, Botanikai Szakosztálya, p. 59, BIO TÁR VII., Budapest-Szombathely.
- Szabó, L. Gy., Varga, I. & Kevey, B. (1987): Allelopátia és gombatevékenység erdei ökoszisztémákban. - *Mikológiai Közlemények* **1987**(2–3): 109–119.
- Terpó, A. & Kotori, E. P. (1974): Allelopathiás hatások előidézése termesztett növények csírázó magvain. - *A Kertészeti Egyet. Közl.* **38**: 274–282.
- Ubrizsy, G. (1942): A füveshere-keverékek társulásviszonyának laboratóriumi és szabad földi kísérletei. - *Kísérletügyi Közlemények* **45**: 112–122.
- Ubrizsy, G. (1943): Kísérleti növénytársuláskutatások. - *Bot. Közlem.* **40**: 53–58.
- Ubrizsy, G. (1951): Kísérleti módszerek a növénytársulások kutatásában. - In: Soó, R. & Zólyomi, B. (szerk.): *Növényföldrajzi térképezési tanfolyam jegyzete*. Budapest, pp. 85–90.
- Ujvárosi, M. (1973): *Gyomirtás*. - Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Váradai, Gy., Mikulás, J. & Pölös, E. (1993): *Allelopathy of weeds in Hungarian vineyards*. - XV International Botanical Congress, Abstracts (Nr. 2029). Yokohama, Japan.

Allelopathy in Hungary: a review of literature

Csontos, P.

Ecological Modelling Research Group
Dept. of Plant Taxonomy and Ecology, L. Eötvös University
Ludovika tér 2, H-1083 Budapest, Hungary

This paper gives a review of allelopathy research in Hungary from its beginnings to 1994. Altogether 36 studies – books, chapters, research papers, Theses at various levels and congress abstracts – are mentioned of which 26 are discussed in detail. Márton Szentiványi was the first Hungarian author who discussed theories of the „sympathy and antipathy among plants” in his famous encyclopedy „Curiosora et selectiora variarum scientiarum miscellanae, Tyrnaviae” published during 1689–1702. The first „modern” work on allelopathy was written by Rapaics (1939) very shortly after the term allelopathy was coined in Molisch’ book (1937). Subsequent papers can be sorted into the following two groups: a) Studying allelopathy from an agricultural point of view, Ubrizsy’s works (1942, 1943) have special importance. His experiments on several Fabaceae and Poaceae species using various pairwise combinations had a great influence upon hay-field management in Hungary. Papers by Précsényi (1958), Gáspár & Barthodeiszky (1964), Csapody (1968), Terpó & Kotori (1974), Mikulás (1979, 1984) and Pozsgai (1982) can be mentioned here as well. b) The other approach is very characteristic to the Hungarian allelopathy research. It focuses on natural communities and is more or less influenced by theories and way of thinking of phytocoenology. In this respect works by Rapaics (1940), Fekete (1974), Szabó *et al.* (1987, 1988) and Oborny (1988) are prominent. The author’s works belong to this group as well (Csontos 1991, 1994). In a unique work Lukácsovics & Juhász-Nagy (1963) investigated the priority of habitat-variables and microtaxonomic differentiation in affecting the allelopathic behaviour of woodland herbs, and found the latter more important.

Key words: allelopathy, Hungary, review, phytosociological relations

A vörös áfonya (*Vaccinium vitis-idaea* L.) hazai előfordulása és védelmének lehetőségei

Hulják Péter

Erdészeti és Faipari Egyetem, Növényteni Tanszék
9401 Sopron, Pf. 132*

Összefoglaló: A közlemény egyik ritka cserjefajunknak, a vörös áfonyának (*Vaccinium vitis-idaea* L.) hazai előfordulásait tárgyalja. A növény félszáz populációja lett feltérképezve Magyarország 5 különböző tájegységében. A populációk és élőhelyek ismertetése és összehasonlítása mellett a különböző veszélyeztető tényezők és a növény aktív védelmének lehetőségei kerülnek részletezésre.

Kulcsszavak: vörös áfonya, előfordulás, védelem

Hazánk egyik védett és veszélyeztetett, Vörös Könyvben szereplő növényfaja a vörös áfonya (*Vaccinium vitis-idaea* L. syn.: *Rhodococcum vitis-idaea*, *Vaccinium punctatum* Lam., *Vitis Idaea punctata* Moench, *Vitis idaea punctifolia* Gray, *Vaccinium rubrum* Dulac, *Myrtillus exiqua* Bubani). Régi magyar elnevezései, mint a veres áfonya, mohabogyó, fojmincz és kövimálna már feledésbe merültek, ám Erdélyben, a Székelyföldön még ma is fásmeggy néven ismerik ezt a növényt. (A fekete áfonyának ugyanott kokozza a neve). Jelenlegi tudományos nevét a Kréta szigetén lévő Ida-hegyről kapta: „idahegyi szőlő”. E nem túl találó nevet a XVI. században említi először Dodonaeus és Gessner, ami az akkori kor klasszikus divatját tükrözi; a növénykutatók is szívesen használtak görög eredetű neveket.

Elterjedése

A vörös áfonya cirkumboreális flóraelem, az északi mérsékelt öv hűvösebb részein található meg Európában, Ázsiában és Észak-Amerikában. Az északi sarkkörön túli területekre is felhatol, igazi hazája a tundra, erdőstundra és a boreális tülelevelű zóna.

Áreájának alsó határán, mint Nyugat- és Közép-Európában montán elemmé válik, hegységekben, magashegységekben található meg. Európa északi részén, a skandináv országokban, Dániában, Hollandiában, továbbá Németországban elterjedt; Nagy-Britanniában, Franciaország északi részén, Luxemburgban és Belgiumban (Ardennek) szórványosan található. Az área déli határát a következő

* Postai cím: 3980 Sátoraljaújhely, Avar u. 2

hegységek képezik: Pireneusok, Appenninek (Toscanai), Cévennek, Balkán-hegység (Görögország kivételével), Alpok és Kárpátok.

Az elterjedés északi határa a 70–75. északi szélességi fok között helyezkedik el (Novaja Zemlja, Izland, Grönland és a Léna torkolata).

Élőhelye

Áréájának északi részén a vörös áfonya sík- és dombvidékeken egyaránt előforduló növény. Sík vidéken főleg a száraz fenyvesekhez kötődik, különösen a homokos, kavicsos, humuszban gazdag és tápanyagban szegény savanyú talajokon fordul elő. Az északi országok tőzegmohalápjaiban, a magashegységi fellépőkben és az átmeneti lápokban nagy tömegben található meg e faj; ezenkívül Európa hegységeiben, magashegységeiben (Alpok, Kárpátok, Ardennek) szintén elterjedt. 400–500 m tengerszint feletti magasság alá nem ereszkedik le, előfordulásának alsó határa általában az elegyes erdők zónája. A bükkös régiót felváltó lucfenyves övben és az előlött elhelyezkedő, vörösfenyővel és cirbolyafenyővel jellemezhető átmeneti övben érzi igazán jól magát a vörös áfonya, itt bőségesen terem. Jellegetes kísérő növényei a *Rhododendron*-fajok és a *Vaccinium uliginosum*. Az alhavasi cserjés-törpefenyves övben is megtalálható, de itt már vitalitása lecsökken, legtöbbször meddő marad, csak vegetatív úton szaporodik. Elterjedésének felső határa az összefüggő havasi gyepek övében van; legmagasabb ismert lelőhelye a svájci Alpokban, Piz Forunnál található, 3040 m magasan.

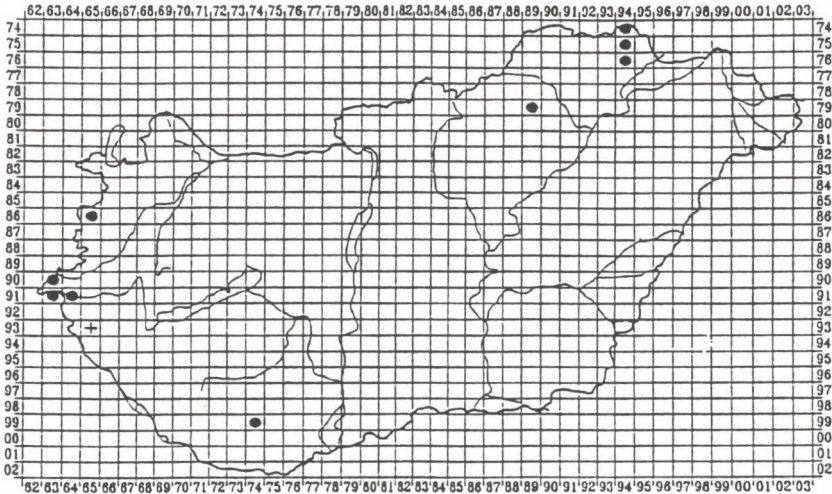
A növény igen szélsőséges termőhelyi körülmények között is megél, ezáltal sajátos szerepe van a szinte teljesen csupasz sziklák benépesítésénél, a sziklagyep kialakulásánál. Ahol kiterjedt telepeket alkot, ott a sűrűn összefonódott gyökérszövedék megköti a sekély termőréteget a málladozó sziklaoldalakon, megakadályozva ezzel a humusz kimosódását és elsodrását. Ezzel egyidejűleg a gyökérszövedék jó csírázó helyet biztosít a sziklákon megjelenő későbbi társulások számára.

A vörös áfonya előfordulása hazánkban

Magyarországon a domborzati és klimatikus viszonyok kedvező összjátékának eredményeképpen él a vörös áfonya. Középhegységeinkben megvannak azok a feltételek, melyek lehetővé teszik boreális, alpin és kárpáti növényfajok előfordulását. Ennek következtében ma hazánk öt földrajzi tájegységében találunk vörös áfonyát: a Zempléni-hegységben, a Bükkben, a Kőszegi-hegységben, az Őrség, ill. Vendvidék területén és a Mecsekben (1. ábra).

A hazai botanikai szakirodalom feltételezése szerint a vörös áfonya hazánkban jégkorszaki maradványfaj. Bejárva a hazai lelőhelyeket úgy tűnik, a helyzet

1. ábra. A vörös áfonya hazai előfordulásának ponttérképe a közép-európai flóratérképezés rendszerében.



nem ilyen egyértelmű: a növény az Alpokból és a Kárpátokból is lehúzódhatott a Nyugat-Dunántúlra és az Északi-középhegységbe a jégkorszak után. Elképzelhető, hogy a jelenlegi populációknak a nagyobbik része nem reliktum jellegű, hanem későbbi betelepülés, behurcolás, ill. néhány reliktum populáció szétvándorlásának az eredménye.

Az előfordulások ismertetése

Zempléni-hegység: A vörös áfonyára vonatkozó legrégebbi adatot a Növénytár herbáriumában találtam: 1933-ban Jávorka Sándor a „Biszke tetején”, majd Hulják János 1937-ben a „Borzáshegy”-en, 1938-ban a „Börincás”-ban, 1939-ben pedig a Nagypatak-völgyben gyűjtött vörös áfonyát. Flóraművében Kiss Árpád három lelőhelyet ír le: Mogyorótető, Borzásoldal és Kecsehát (Kiss 1939). Soó Rezső Kiss Árpád művét kiegészítve egyetlen helyet, a már említett Piskés-tetőt jelöli meg Füzerkomlós mellett (Soó & Hargitai 1940). A herbáriumi gyűjtőlapok tanúsága szerint az ezt követő években-évtizedekben Boros Ádám, Jávorka Sándor, Kiss Árpád, Soó Rezső és Vajda László többször gyűjtött vörös áfonyát a Zempléni-hegységben.

Összesen 27 populációt sikerült feltérképezni; a populációk lelőhelyei és az ott található állományok nagysága a következők:

Kis-Péter-mennykő: 350–400 tő, Nagy-Péter-mennykő: 3 000–4 000 tő, Kerek-kő: 100–150 tő, Sas-bérc: 30–40 tő, Ördög-bérc: 100–130 tő, Hemzső-kő: 100–150 tő, Komlóska-völgy: 1 500–2 000 tő, Borzás-oldal: 250–300, ill. 150–200 tő, Vajda-bérc: 1 000–1 200 tő, Fövenyes: 250–300 tő, Kemence-fej: 400–500 tő,

Sólyom-kő: 30–40 tő, Újhuta: 1 000–1 500 tő, Nagy-Hangyás-bérc: 100–150 tő, Solymos: 1500–2000 tő, Borinzás: 800–900, ill. 200–300 tő, Bárányortás: 60–80, ill. 100–120 tő, Lackó-hegy: 370–400 tő, István-kút: 400–500 tő, Hosszú-bérc: 8 000–10 000 tő, Pizskéstető: 6 000–8 000 tő, Dobogó: 3 000–4 000 tő, Dzed-völgy: 25–30 tő, Nagypatak-völgy: 400–450 tő.

A populációk vitalitása jó; hazánkban egyedül itt találunk rendszeresen virágzó és termést is hozó vörös áfonyát. A generatív szaporodáson kívül vegetatív úton létrejött egyedeket is lehet találni szinte minden populációban.

A vörös áfonya feltérképezett populációit megvizsgálva elmondható, hogy a növénynek jól meghatározott edafikus és klimatikus igényei vannak. A populációk túlnyomó része a Zempléni-hegység északi részének középső, magasabb fekvésű tömbjében, riolit alapkőzetten kialakult erősen savanyú talajokon található meg, melyek kémhatása pH = 3,5–4,5 között változik. Érdekes következtetéseket lehet levonni a mikroklímát befolyásoló tényezők vizsgálatakor is: a populációk többsége 400–700 m tengerszint feletti magasságban, É–ÉNy-i kitettségekben és általában meredek hegyoldalon található. A klimatikus és edafikus termőhelyi tényezőkn túlmenően a növényzet alapján több jellegzetes élőhelytípust lehet megkülönböztetni:

- sziklagyepek: Kis-Péter-mennykő, Nagy-Péter-mennykő, Hemzső-kő, Kerek-kő. Az olykor tekintélyes méretű csupasz riollittömbök tetején és repedéseiben meglepedett vékony humuszrétegen kialakult növénytársulásokban található meg a vörös áfonya. Néhány csenevész bibircses nyír mellett legjellegzetesebb kísérő növényei a következők: *Vaccinium myrtillus*, *Festuca ovina*, *Luzula luzuloides*, *Genista pilosa*, *Polypodium vulgare*. A talajjellemzők alapján mérsékelten savanyú kémhatású, humuszban igen gazdag, viszonylag magas tápanyagtartalmú és erózióra kevésbé hajlamos talajokon él a növény.
- sziklakibúvások, sziklás hegyerincek: Sas-bérc, Ördög-bérc, Komlóska-völgy, Borzás-oldal, Sólyom-kő, Lackó-hegy. Sekély termőrétegű váz- és kőzethatású talajokon jellemző az alapkőzet felszínre bukkanása; a sziklák környezete általában fátlan, összefüggő növényzetet nem találunk, szálanként a sziklagyepeknél említett növényfajok vannak jelen. A csapadék romboló hatása következtében erősen erodált talaj ad otthont a vörös áfonyának, néhány hely feltűnően szegény humuszban és tápanyagokban.
- kiritkult állományfolt, állományszegély, útrézsű: Újhuta, Solymos, Borinzás, Bárány-ortás, István-kút. Savanyú kémhatású, tápanyagban igen szegény, majdnem teljesen humuszmentes talajok, az erodáltság igen nagy mértékű. Több korpafütelep (*Diphysium complanatum*, *D. tristachyum*) is található ezeken a helyeken, egyéb értékes növényzet azonban nincs rajtuk. A kísérő növényzet itt is az előzőekben felsorolt fajokból áll.
- meredek hegyoldalon álló, gyenge növekedésű mészkérülő tölgyes, mészkérülő bükkös és elnyíresedett állományok: Hosszú-bérc, Pizskéstető, Vajda-

bérc, Sólyom-kő, Fövenyes. Jellegzetes képe ez a zempléni tájnak; a magasabb hegykúpok oldalán törpe növekedésű, girbe-gurba és erősen záródáshiányos faállományok alatt található meg a vörös áfonya a kísérő növényeivel együtt. A talajok humuszban és tápanyagban meglepően gazdagnak bizonyultak, erodáltság nem nagyon érzékelhető. Ezek a helyek a legértékesebb élőhelyei a vörös áfonyának és több ritka magashegységi fajnak.

- erdőfelújítás: Kemence-fej, Nagy-Hangyás-bérc. Végvágott bükk és kocsánytalan tölgy állományok elhúzódó, sikertelen felújításában található meg a növény ott, ahol a felújítás évek óta eredménytelen és a fiatalos nem tud záródni. A talaj erősen lepusztult, humusz- és tápanyagtartalma csekély; az erodáltság nyilvánvaló.

A Zempléni-hegységben figyelhető meg a legjobban, hogy az edafikus feltételeken túl a mikroklima határozza meg, megtalálja-e életfeltételeit egy adott helyen a vörös áfonya.

Bükk: Prodán Gyula említi először a vörös áfonyát a Pes-kőről (Prodán 1909); itt azonban a '40-es évek óta nem találják a növényt, valószínűleg kipusztult. Soó Rezső flóraművében nem is említi a vörös áfonyát, mint a Bükkben élő növényt (Soó 1943). Ezután a Nagy-mezőn találták meg, valószínűleg 1951-ben, mert ebben az évben Jávorka Sándor, Csapody Vera, Papp József és Boros Ádám is gyűjtött itt herbáriumi példányokat a Növénytár számára. Jávorka Sándor pontosabban leírta a helyet: „Lillafüred-Nagymező, a Bánya-hegy felé eső szélén egy töbor mohás fenekén.”

1981-ben egy bizonyos Szávai János írt Csapody Verának egy levelet, melyben beszámol arról, hogy a Nagy-mezőn reliktumnak tekintett 2–3 bokor véglegesen eltűnt, de sikerült egy másik helyen 40–50 tövet találnia. Ez a néhány reliktum tő lehetett a töbrök alján, ami azóta már nincsen meg. 6–7 évvel ezelőtt egy egri biológus hallgató talált egy elszáradt tövet az egyik töborban, de élő példány ott sem volt. A Nagy-mezőn még egy előfordulása ismert a vörös áfonyának: a mező Ny-i részében, a bekerített fenyvesben. 10 évvel ezelőtt még látszotak a sorba ültetés nyomai; úgy tudni, hogy ezt a néhány tucat tövet császármadár táplálék céljából telepítették be. Ez a telepítés lehetett az, amit Szávai János is megtalált, mely eszerint nem őshonos. A töbrökben azonban elképzelhető a vörös áfonya őshonossága, reliktum volta. 1993 őszén a Nagy-mezőn egyik helyen sem sikerült megtalálni a növényt.

A Bükkben Boros Ádám is talált vörös áfonyát (Boros 1968) a Disznóspatak-völgyben, a Sebesvíz-völgyi DIGÉP üdülő mellett, egy ültetett lucfenyves szélén. A populáció, mely kb. 60–70 tőből áll, a lucos bolygatott, kiritkult foltjában helyezkedik el közvetlenül az út mellett, egy 10 × 10 m-es területen. Néhány nagyméretű példánytól eltekintve többségük kicsi, rossz kondíciójú, szemmel láthatóan sínylődnek; sem virág, sem termés nincs rajtuk. A mostani egyedszám az

5 évvel ezelőttinek töredéke, talán a lucos záródása, a felnövő cserjék és a dús lágyszárú növényzet szorítja ki helyéről ezt az itt távolról sem optimális termőhelyen lévő növényfajt. Az egyetlen ma is megtalálható vörös áfonya populáció kísérő növényzetét vizsgálva azt találjuk, hogy a lágyszárúak többsége üde, sőt nedves vízgazdálkodású talajok, mezofil társulások növénye (*Asperula odorata*, *Athyrium filix-femina*, *Equisetum arvense*, *E. palustre*, *Fragaria vesca*, *Potentilla erecta*, *Tussilago farfara*); szélsőséges körülményeket is tűrő savanyúságjelző fajokat itt nem találunk, mint a vörös áfonya legtöbb élőhelyén. A populáció egy erősen bolygatott, különböző hulladékokkal teleszemetelt helyen található, melynek sem kedvező mikroklímája, sem pedig optimális termőhelyi adottsága nincsen. A populáció őshonossága – melyet maga Boros Ádám is vallott – erősen megkérdőjelezhető, csak a havasalji rózsa (*Rosa pendulina*) és két körtikefaj (*Pyrola rotundifolia*, *Orthilia secunda*) jelenléte látszik alátámasztani ezt az állítást. Ennek ellenére valószínűleg egy szándékosan betelepített vagy véletlenül behurcolt előfordulásról van itt szó. Nem elképzelhetetlen, hogy a vörös áfonya mellett a havasalji rózsa és a körtikék is közvetett vagy közvetlen emberi beavatkozás révén kerültek a területre, mely mellesleg 50–60 méterre található egy üdülőtől. Ezt a feltételezést tűnik alátámasztani az a tény is, hogy a '60-as évek végén találta meg Boros Ádám a növényt ezen az eldugottnak nem nevezhető helyen; az azóta eltelt alig 25 év alatt pedig a populáció nagysága erősen lecsökkent, ma már az eltűnésétől kell tartani.

Kőszegi-hegység: A Kőszegi-hegység florisztikailag régóta kutatott, jól feltárt tája hazánknak. A vörös áfonyára vonatkozó legrégebbi utalás 1882-ből származik (Waisbecker 1882); a későbbi irodalmakban ez az egyetlen adat szerepel (pl. Fekete & Blattny 1913, Gáyer 1932). 1933-ban Visnya Aladár, majd 1954-ben Pócs Tamás és Gelencsér Ilona gyűjtött itt a növényből; a herbáriumi példányok megtalálhatók az MTM Növénytárában.

A vörös áfonya nagy valószínűséggel őshonos faj a Kőszegi-hegységben, annak ellenére, hogy már hosszú évtizedek óta csak egyetlen populációja él itt, és ennek a populációnak az egyedszáma is csökken. Az 1930-as években egy korabeli újságcikk tanúsága szerint a „Kőszegi erdőben” még 40 négyzetöl (kb. 140 m²) területen volt vörös áfonya (Rapaics 1936). Mára ez a szám 30 m²-re csökkent le. A vörös áfonya a Zeiger-hegyen, a Vörös Kereszt közelében, egy erdészeti út melletti lekerített területen található. A kvarcfillit alapközetben kialakult savanyú, barna erdőtalajon mészkérülő gyertyános-tölgyes állomány áll. A terület enyhe lejtésű, keleti kitétettségű, tengerszint feletti magassága kb. 500 m. Talán örök rejtély marad, hogy miért pont ezen a helyen van (maradt meg) a vörös áfonya, ugyanis mikroklíma és domborzati viszonyok tekintetében lenne alkalmasabb hely is a növény számára. A bükk, bibircses nyír és szelídgesztenye egyes gyertyános-kocsánytalan tölgyes egy záródáshiányos foltjában él a populáció, mely kb.

45 tőből áll. Az egyedek egészségesek, jól fejlettek, de termést általában nem hoznak, csak néhány meg nem kötött, elszáradt virágot sikerült találni rajtuk.

Az élőhely nem mutat hasonlóságot a Zempléni-hegységben és a Vendvidéken található jellegzetes élőhelyekkel az eltérő termőhelyi tényezők miatt. A talaj pH-ja a legmagasabbak közé tartozik (pH = 4,4), humusz- és tápanyagtartalma átlagosnak mondható. A közepes növekedésű mészkerülő gyertyános-tölgyes lágyszárú szintjében mészkerülő fajok mellett található xeromezofil jellegű növények is (*Convallaria majalis*, *Poa nemoralis*). A vörös áfonya populáció századunk elején a mainál jóval nagyobb kiterjedésű volt, talán a környezeti tényezők és a faállományviszonyok megváltozása következtében szorult vissza a növény erre a kis területre.

Őrség, Vendvidék: Fekete és Blattny már idézett könyvében találunk ugyan vörös áfonyára utaló adatot (Pinkafő, Felsőlövő), de sem ezeknek, sem a Boros Ádám által 1927-ben Árokszállás környékén gyűjtött herbáriumi példányoknak nincs számunkra jelentősége, mivel ezek a lelőhelyek ma Ausztria területén találhatóak. Az első, a hazai előfordulások szempontjából használható adat a vörös áfonyával kapcsolatban Horvát A. Olivér nevéhez fűződik: 1944-ben több dealpin elem előfordulását publikálta a Botanikai Közleményekben megjelent munkájában (Horvát 1944); itt említi a vörös áfonyát először Szakonyfalu közelében. Az MTM Növénytarában Boros Ádám, Jávorka Sándor, Pócs Tamás, Károlyi Árpád, Csapody Vera, Jakucs Pál és Vida Gábor által gyűjtött préselmények találhatóak. A herbáriumi gyűjtőlapokon a gyűjtési hely feltüntetésénél általában csak egy-egy községnév szerepel, pl. Szakonyfalu, Apátistvánfalva, Kétvölgy stb. Részben emiatt, részben pedig amiatt, hogy az itteni populációk pontos lelőhelye nem írható le egyértelműen – a lelőhelyek nem kötődnek egy közismert hegyhez, sziklához – az irodalmi és herbáriumi adatok csak a növény előfordulását jelzik egy adott községhatárban.

A Vendvidéken és az Őrségben uralkodó szubalpin klíma, továbbá az erősen savanyú talaj alkalmas arra, hogy a vörös áfonya megtalálja itt életfeltételeit, emiatt a Vendvidéken több, eddig nem ismert helyen fordulhat még elő vörös áfonya.

A jelenleg ismert populációk száma körülbelül húsz; nagyrészüket Szakonyfalu községhatárban elszórta található: a populációk fele helyezkedik el az Apátistvánfalva–Kétvölgy vonaltól északra. A legnagyobb, Vendvidéken fellelt populáció a Grajka-patak völgyében, a Zslabovje nevű erdőrésztől északra található, itt egy kb. 1,5 ha-os területen 4 000–5 000 tő vörös áfonya él elszórta. Több kisebb populáció helyezkedik el a Grajka-pataktól keletre és nyugatra; egy-egy állomány nagysága általában 50–300 tő között változik, pl. István-tó, Szukics-tanya, Jamina. Ezek mellett Apátistvánfalva (Kövecses), Szalafő (Őserdő), Orfalu (Kapus-erdő), Rábatótfalu (Stavlanca), Kondorfa (Nyíres), Farkasfa (Kis-erdő), Felsőszölnök (Szerelem-völgy) és Ispánk térségében sikerült a növényt megtalálni.

A Grajka-völgyi, nagy kiterjedésű populáció egyedeinek virágzása és termésérlelése rendszertelen, évenként változó; a többi területen elvétve lehet találkozni virágzó és termésez példányokkal. Vegetatív úton viszont mindegyik populáció szaporodik; a vörös áfonya egyedei ebben a tájegységben jól fejlettek és egészségesek.

Az Őrség, ill. Vendvidék az egyetlen olyan hely hazánkban, ahol a vörös áfonya a dombvidékre ereszkedett le. A talajviszonyok kedvezőek a növény számára: erősen savanyú és tápanyagokban szegény talajok találhatóak a domboldalakon, melyeken jó életfeltételeket talál a növény.

Két jellegzetes élőhelytípus figyelhető meg, amelyek valamelyikébe besorolható szinte minden populáció:

- kiritkult állományfolt, állományszegély: domboldalak, domblábak és tetők fenyőállományainak kigyérült, kiritkult lékeiben és utak, nyiladékok mentén, állományszegélyekben található a legtöbb populáció. A vörös áfonya számára, úgy tűnik, a Vendvidéken meghatározóak a faállományviszonyok. Leginkább a kevés lombelegyet tartalmazó, nem teljesen záródott luc- és erdei-fenyvesek adnak otthont a növénynek. Az egyetlen, teljes záródású fenyvesekben a vörös áfonya éppúgy nem él meg, mint a csak lombos fajokot tartalmazó bükkösökben és gyertyános-kocsánytalan tölgyesekben. Kedvező fényviszonyokat találunk az utak mentén, ahol a megbontott faállományok alját megfelelő mennyiségű direkt fény éri. A talajvizsgálatok adatai alapján a talajok itt a legsavanyúbbak (pH = 3,5), a viszonylag magas aciditás az el-savanyodásra való hajlamot jelzi. Tápanyagokban és humuszban néhol egészen szegény termőhelyek ezek. Lágyszárúakban mérsékelten gazdag ez az élőhelytípus, a jellegzetes mészkerülő fajokon, mohákon és zuzmókon kívül említést érdemel a néhol felbukkanó havasi éger (*Alnus viridis*) és a szinte mindenütt megtalálható kapcsos korpafű (*Lycopodium clavatum*).
- csarabos-nyíres fenyér: ebbe az élőhelytípusba néhány populáció sorolható be. Jellegzetes, sajátos arculatot ad az őrségi tájnak a sokféle megtalálható fenyér: a faállománnyal nem borított dombtetőkön és domboldalakon néhány magányos erdeifenyőn és bibircses nyíren kívül szinte csak csarabot (*Calluna vulgaris*) találunk, mely összefüggően uralja a gyepszintet. Fekete áfonya (*Vaccinium myrtillus*), kapcsos korpafű (*Lycopodium clavatum*) és fehér perjeszittyó (*Luzula luzuloides*) kisebb-nagyobb telepeket alkotva van jelen, szá-lanként pedig a máshol is megszokott növényfajokat találjuk. Ilyen csarabos-nyíres fenyérben néhol található laposkorpafű (*Diphasium complanatum*) és tőzegmoha (*Sphagnum* sp.) is.

A vörös áfonya nincs mindenütt jelen, ahol a termőhelyi tényezők ezt megengednék, ez valószínűleg terjedőképességének a korlátozottsága miatt van így: a legtöbb helyen nem virágzik és nem hoz termést; emiatt csak lassan tudja változ-

tatni helyét. Ellentétes folyamatok, nagyon lassú terjeszkedés és eltűnés figyelhető meg; több helyen található néhány tucat egyedszámú, valószínűleg fiatal populáció, máshol viszont régebbi, klasszikusnak számító helyekről tűnt el vagy csökkent le az állomány nagysága (szalafői Őserdő, Feketető, Magyarszombatfa, Timany-hegy).

Göcsej: 1960-ban, a lentszombathelyi Zajda-erdőben bukkant rá a vörös áfonyára Pócs Tamás és Károlyi Árpád (Károlyi & Pócs 1964). Az MTM Növénytarában is van két gyűjtőlap erről a helyről; jelenleg azonban nincsen meg ez a növény, évek óta nem találják. Nagy a valószínűsége, hogy a vörös áfonya végleg kipusztult Zalából. A herbáriumi példány különbözik az összes többitől: levelei nagyok (kb. 3 cm hosszúak) és feltűnően csipkés szélűek. Őshonossága erősen megkérdőjelezhető, valószínűleg egy behurcolt előfordulásról van (volt) szó.

Mecsek: 1959-ben, mészkerülő tölgyesek és bükkösök mohaszintjeinek cönológiai felvételezése közben akadt rá a vörös áfonyára Horvát A. Olivér, Boros Ádám és Vajda László (Horvát 1960). Mecsekalja községhatárában, a Jakab-hegyi Páfrágy-völgy oldalában, egy mészkerülő bükkösben edafikus és klimatikus tényezők különleges összjátékának eredményeként él itt ez a növényfaj. A populáció két foltra különül el, melyekben kb. 50–60 tő vörös áfonya él. A növény egyéb hazai előfordulásaival összevetve ez az egyedszám nagyon kicsi, máshol az ilyen populációk rendkívül labilisak. A kedvező ökológiai adottságok miatt azonban sokáig megmaradhat még, mindenesetre érdekes színfoltja a Mecsek flórájának.

A hegyoldal É–ÉNy-i kitettséggű, meredek (20°) lejtésű, a tengerszint feletti magasság 350 m. A domborzati tényezők és a hegyoldalon álló idős faállomány összehatása olyan mikroklímát eredményez, mely a vörös áfonya számára elviselhető, bár egyáltalán nem optimális – ezt tükrözi a néhány tucat tő gyenge kondíciója.

Az edafikus viszonyok szintén kedvezőek: A talaj igen savanyú (pH = 3,6), ami a permi homokkő alapkőzetnek köszönhető. A talaj a legsavanyúbbak és nitrogénben legszegényebbek közé tartozik; hasonlóképpen a humusz-, kálium- és foszfortartalom is alacsony értékeket mutat. A talajvizsgálat eredményeivel összhangban a kísérő növényzet elemzése is a talaj kilúgozott, erodált voltát bizonyítja.

A vörös áfonya mellett csak két magasabbrendű növény (*Polypodium vulgare*, *Luzula luzuloides*) található itt meg. Rajtuk kívül csak mohák (*Leucobryum glaucum*, *Dicranum scoparium*, *Polytrichum piliferum*, *Dicranella heteromalla*) és zuzmók (*Cladonia convoluta*, *Hypogymnia physodes*, *Platismatia glauca*) élnek a sekély termőrétegen.

A populáció őshonossága erősen vitatható, nehezen képzelhető el, hogy reliktum növényként él itt a vörös áfonya; viszont az sem valószínű, hogy az Alpokból egészen idáig húzódtott volna le. Két variáció látszik elfogadhatónak: az

egyik szerint fenyőtelepítés során hurcolták be a növény magját, tarackját, esetleg magát az egész növényt, és ezután terjedt el; Horvát A. Olivér, a megtaláló botanikusok egyike ezt a nézetet vallja. Egy másik vélemény szerint szándékos betelepítés történt, sőt egyesek még az elkövető nevét is tudni vélik. A valóság talán sosem fog kiderülni, azonban ha tényleg mesterséges telepítés történt, az illető jól ismerte a Mecseket és a vörös áfonyát, mert jobb helyet aligha találhatott volna a növény számára.

A vörös áfonya védelme

Hazánkban a vörös áfonya a mérsékelten ritka növényfajok közé tartozik; az ország több pontján megtalálható, helyileg vannak nagy egyedszámú populációi, emiatt nincsen közvetlen veszélyben. Veszélyeztetettségét tekintve potenciálisan veszélyeztetett faj (Rakonczay 1989): pillanatnyilag nem fenyegeti kipusztulás, de bármikor veszélybe kerülhetnek populációi. Attól nem kell tartanunk, hogy a vörös áfonya eltűnik Magyarország flórájából, mert a Zempléni-hegységben és az Őrség–Vendvidék területén stabil populációk találhatók és a növény lassú terjeszkedése is megfigyelhető; azokban a tájegységekben viszont, ahol csak egy-egy kis egyedszámú populációja él a növénynek (Bükk, Kőszegi-hegység, Mecsek), számolni kell azzal, hogy véglegesen eltűnhet, ha a környezeti feltételek kedvezőtlené válnak e faj számára.

A vörös áfonya 1982-ben felkerült a védett növényfajok listájára, jelenleg az 1993-as KTM rendelet alapján eszmei értéke 10 000 Ft.

A konkrét védelme terén nem szorítkozhatunk csak a passzív védelem eszközére; a jogszabályok mellett szükség van arra, hogy a labilis, helyileg veszélyeztetett populációkat aktív eszközökkel is megőrizzük és fenntartsuk. Mivel a vörös áfonyát hosszú távon sem fenyegeti a kipusztulás veszélye, konkrét védelme csak a veszélyeztető tényezők kiküszöbölésére és megszüntetésére irányulhat. Az elkövetkezőkben az általam legfontosabbnak tartott veszélyeztető tényezőket és kivédésük módját részletezem:

- talajerózió: különösen a Zempléni-hegységben jelent nagy veszélyt, ahol a vörös áfonya amúgy is erodált talajú meredek hegyoldalak sekély talaján él. A gyenge növekedésű, záródáshiányos bükkös, kocsánytalan tölgyes vagy nyíres állományok legtöbbször talajvédelmi funkciót töltenek be. Ezek a helyeken cserjeszint vagy második lombkoronaszint nincsen, a lágyszárú szint is igen szegényes, ami tovább fokozza a felszínen lefolyó víz pusztítását. A faállomány fenntartása a legfontosabb eszköz az erózió elleni harcban, lehetőség szerint érdemes minél tovább meghagyni ezeket a véderdőket.
- a faállomány záródása, talajárnyalás: szinte mindenütt jelenlévő, potenciális veszély a fényigényes vörös áfonya számára. Különösen elegyetlen, erősen

záródott fenyvesekben és többszintes, árnyéktűrő fafajokból álló állományokban tapasztalható, hogy a vörös áfonya kiszorul az állományszegélyekre, útrézsűkre, vagy a kiritkult-kigyérített foltokba.

- bányászat: egészen sajátos, de sajnos reális veszély a vörös áfonyára nézve; a Zempléni-hegység két legértékesebb, más növényritkaságokkal is rendelkező populációját a külszíni bányászat, pontosabban több út melletti anyagnyerőhely veszélyezteti. Az élőhely elbányászása mellett veszélyt jelent a fellazított alapkőzet megindulása is, hatására a hegyoldal egy sávja elmozdul, lecsúszik.
- vadragás: érdekes módon a vörös áfonyát ritkán károsítja a vad, megfigyeléseim szerint sokkal inkább eszi a fekete áfonyát és a tüskétlen havasalji rózsát, ezeket sokszor tövig rágja, azonban a vörös áfonyát békén hagyja; néhány populáción lehetett csak észrevenni az ilyen jellegű károsítást.
- zavarás, bolygatás, taposás: ezek főleg a termőhelyre jelentenek veszélyforrást, a talaj elsodrását, erózióját okozhatják. Turisták, természetjárók ritkán találkoznak a vörös áfonyával, inkább csak botanikusok, természetbarátok és a sűrű vadállomány zavarja, tapossa a területeket, ám ez sem jelent túlzottan nagy veszélyt.

A különböző biotikus és abiotikus károsító tényezők, mint amilyenek a gombabetegségek, a szárazság vagy az égetés, egyszeri, ritkán jelentkező veszélyforrást jelentenek; mindháromra található példa, de sem jelentőségük, sem ritkaságuk miatt nem érdemes velük foglalkozni.

Az általános védekezési irányelveken túl a konkrét kezelési javaslat tájegységekre lebontva a következő.

Zempléni-hegység: A leírt 27 populáció többsége stabil, a korpafüvekhez hasonlóan lassú terjeszkedés és némi élőhelybeszűkülés egyaránt tapasztalható. A legnagyobb veszélyt a csapadék erodáló hatása és a záródó faállományok jelentik. Ezért azokon a helyeken, ahol a vörös áfonyán kívül más értékes, védendő növény vagy társulás nincsen, elegendő a helyes erdőgazdálkodást folytatni. Ha ki is szorul néhány eddigi élőhelyéről, fog találni magának olyan újabb területet, ahol újra megtelepedhet a növény. Más a helyzet azonban azoknál a populációknál és társulásoknál, amelyek a vörös áfonyán kívül egyéb, botanikailag sokszor jóval értékesebb növényfajokat tartalmaznak. Ezekre az élőhelyekre jobban kell figyelni, megóvásuk és fenntartásuk érdekében lépéseket kell tenni: pl. az erdőrészlet elsődleges rendeltetésének megváltoztatása, a faállomány záródásának csökkentése, a nemkívánatos cserjeszint és egyéb konkurencia megszüntetése, vagy a területen folyó bányászat betiltása stb.

Bükk: Az utóbbi száz évben tudomásunk szerint négy populáció élt itt összesen, mára csak egy maradt meg és ennek jövője is nagyon bizonytalan. Attól függetlenül, hogy az őshonossága vitatható, jó lenne, ha a vörös áfonya még so-

káig gazdagítaná a hegység egyébként is igen értékes flóráját. Az egyetlen őshonosnak tekintett Nagy-mezőn élt populáció eltűnt, a disznós-kúti pedig évről évre rohamosan fogy. A felette lévő faállomány megbontásával és a bolygatás megszüntetésével talán meg lehetne állítani a pusztulást, erre azonban nem sok remény van.

Kőszegi-hegység: Az egyetlen populáció masszív kerítéssel van körbevéve a vadrágás és taposás elkerülése végett. A néhány tucat vörös áfonya szemmel láthatóan jól érzi magát, erre utal az a tény is, hogy rendszeresen virágzik és néha termést is hoz. Egyedüli veszélyeztető tényezőt a fölötte álló gyertyános-kocsánytalan tölgyes faállomány záródása jelenthet, ettől függetlenül a populáció stabil, még sokáig megmaradhat.

Őrség–Vendvidék: Megfelelő életfeltételeket talál a vörös áfonya, bizonyos fokú terjeszkedés is megfigyelhető. Ennek a terjeszkedésnek valamelyest gátat szab a nem egészen természetszerű erdőgazdálkodás, a fenyő monokultúrák létrehozása.

A nagy kiterjedésű, elegendően, teljesen zárt erdei- és lucfenyvesek árnyékos talaján már nem él meg a vörös áfonya, kiszorul a fátlan vagy kigyérített, kiritkult foltokba és az állományszegélyekre. Ezeket az élőhelyeket csak a vörös áfonya miatt felesleges védeni. A másik jellegzetes élőhelytípus a csarabos fenyér. Általában fajokban szegény élőhelyek, védelmük – mely a taposás, zavarás megszüntetésére és a kedvező állományviszonyok fenntartására korlátozódhatna – csak ott indokolt, ahol egyéb védett növényekkel, általában korpafüvekkel, körtikékkal együtt található. A vörös áfonya az Őrségben és a Vendvidéken stabil, életképes populációkkal rendelkezik; valószínűleg mindig meg fogja találni a számára kedvező élőhelyeket, ahol el tud szaporodni.

Mecsek: A hegység egyik florisztikai érdekessége itt a vörös áfonya, megóvására érdemes gondot fordítani. Az optimálisnak nem nevezhető környezeti adottságok miatt a növény nem érzi jól magát, észrevehetően sínylődik. A populáció ki van téve az erózió, a vadrágás és taposás káros hatásának, azonban esztétikai megfontolásból nem lenne célszerű bekeríteni a területet. Véleményem szerint a populáció fölött álló kiritkult, kb. 115 éves bükkös megléte döntő fontosságú a megmaradás szempontjából (a mikroklíma és az erózió miatt). Az állomány vágásérettségi kora 140 év – eszerint néhány évtizedig csak a műkedvelő amatőr botanikusok jelentenek veszélyt a vörös áfonyára.

Irodalomjegyzék

- Bartha, D. & Mátyás, Cs. (1995): *Erdei fa- és cserjefajok előfordulása Magyarországon*. – Sopron.
Boros, Á. (1968): *Bryogeographie und Bryoflora Ungarns*. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
Fekete, L. & Blattny, T. (1913): *Az erdészeti jelentőségű fák és cserjék elterjedése a Magyar Állam területén*. – Joerges, Selmecbánya.

- Gáyer, Gy. (1932): Új adatok Vasvármegye flórájához III. – *Vasvármegyei Múzeum Évkönyve* **6**: 7–11.
- Horvát, A. O. (1944): Adatok a szentgotthárdi Apátság erdeinek ismeretéhez. – *Bot. Közlem.* **41**: 43–48.
- Horvát, A. O. (1960): Vörös áfonya a Mecsekben. – *Bot. Közlem.* **48**: 257–258.
- Károlyi, Á. & Pócs, T. (1964): Újabb adatok Délnyugat-Dunántúl flórájához III. – *Savaria, Vas megyei Múzeumok Értesítője* **2**: 43–54.
- Kiss, Á. (1939): Adatok Hegyalja flórájából. – *Bot. Közlem.* **36**: 181–278.
- Prodán, Gy. (1909): Adatok a Bükk és előhegyeinek flórájához. – *Bot. Közlem.* **8**: 10–17.
- Rakonczay, Z. (ed.) (1989): *Vörös Könyv*. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Rapaics, R. (1936): Áfonya – *A természet* **XXXII**(9): 207–209.
- Soó, R. & Hargitai, Z. (1940): A Sátorhegység flórájáról. – *Bot. Közlem.* **37**: 169–188.
- Waisbecker, A. (1882): *Kőszeg és vidékének edényes növényei*. – Leitner N., Kőszeg.

The natural habitat of cowberry (*Vaccinium vitis-idaea* L.) and the possibilities of its protection

Hulják, P.

Department of Botany, University of Forestry and Timber Industry
H-9401 Sopron, P. O. Box 132, Hungary

Abstract: Cowberry (*Vaccinium vitis-idaea* L.) is one of the most protected and most endangered shrub species of Hungary. This paper deals with the presence and distribution of this species in our country. In five regions (Zemplén Mts, Bükk Mts, Kőszeg Mts, Őrség–Vendvidék, Mecsek Mts) about 50 populations were described. In the first part of the study the describing of the populations, the analysis and the comparison of the areas can be found. The second part is examining the different endangering factors and the possibilities of the plant's active protection.

Key words: cowberry, natural habitat, protection

A Duna–Tisza közti kőrises égerlápok története és mai állapota

Molnár Zsolt, Horváth Ferenc, Litkey Zsolt & Walkovszky Attila

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

Összefoglaló: Boros Ádám és Járainé Komlódi Magda nyomdokain haladva 1994 nyarán florisztikailag és cönológiailag felmértük a Duna–Tisza közti kőrises égerlápok állományait. Célunk a láperdők mai állapotának felmérése, kiszáradásuk történetének vizsgálata volt.

Vizsgálatainkhoz a következő típusokat különítettük el: *Hottoniás*, sásos, kiszáradó és kiszáradt láperdő. Referenciaként felmértük a láperdőket övező ősi, illetve telepített ligeterdőket is. Terepbejárásaink során számos új florisztikai adatot is találtunk (pl. *Thelypteris palustris*, *Hottonia palustris*, *Ophioglossum vulgatum*, *Ranunculus lingua*, *Peucedanum palustre*, *Carex appropinquata*).

A térképi források szerint az elmúlt kétszáz év alatt nem változott jelentősen sem a láperdők kiterjedése, sem az egyes erdők alakja, ugyanakkor az 1920-as évek végén megkezdődött a lápok kiszáradása, mely az utóbbi 20 évben felgyorsult. A mai láperdők közül azokat tekintjük a legtermészetközelieknek, ahol az erdőállomány kontinuitása igazolható volt az elmúlt kétszáz évben, és a vízháztartás még ma is lehetővé teszi a lápi jelleg legalább részleges fennmaradását. Ilyenek az ócsai Nagy-erdő egyes foltjai, a dabasi Vizesnyílás láperdeje és a Tabdi-erdő ÉK-i vége.

Kutatásaink másik fő célja az volt, hogy megvizsgáljuk, mennyire használhatók történeti florisztikai és cönológiai adatok néhány évtizedes léptékű vegetációtörténekek rekonstruálásában. Az eredmények azt mutatják, hogy ezek a források csak korlátozottan használhatók ilyen célokra. A fő ok, hogy a korábbi felvételek térben nem vagy alig lokalizálhatóak. A régi adatok ugyanakkor olyan információkkal is szolgáltak, melyek az erdők mai állapotából már nem következtethetők ki.

Kulcsszavak: történeti rekonstrukció, kiszáradás, florisztika, cönológia, monitorozás

Bevezetés

Gyakran felmerül a kérdés egy-egy táj vegetációjával, egy-egy erdő- vagy gyepparadvánnyal kapcsolatban, mennyire tekinthető ősi, ill. természetes állapotúnak? A kérdésre általában erősen szubjektív a válasz: a nyilvánvaló degradált-ságot nem mutató eseteket „természetközelinek” tekintjük.

Az ember azonban – különösen az Alföldön – már a szubboreális óta (i. e. 3000) sokféle módon és egyre intenzívebben hasznosítja a táj erőforrásait, ami a társulásállományok teljes vagy részleges átalakulásához vezetett. Már sohasem tudhatjuk meg biztosan, milyen lehetne az Alföld vegetációja napjainkban, ha az ember nem alakította volna át a tájat. Legtöbbször csak arra vállalkozhatunk, hogy a lehető „legrégebbször” időktől kezdve rekonstruáljuk egy adott táj és növény-

zetének történetét, hogy ezáltal megismerjük, milyen kényszereket jelentett a múlt tájhasználat a mai vegetáció kialakulására (lásd pl. Zólyomi 1934, 1958, Frisnyák 1990). A hazai növénytársulások holocénkori fejlődéstörténete és mai elterjedése vizsgálatánál már Járai-Komlódi (1966) javasolja, hogy több figyelmet szenteljünk az antropogén tényezők hatásának.

Helyszín és módszer

A vizsgált láperdők a Duna és a Tisza menti síkok peremein található ott, ahol a hátság homokdombjainak lejtése nagy, és ezért az egykori Duna-, ill. Tiszamedrekben források táplálta lápvidékek található (László 1915). Az Ócsától Dabason át Sáriig tartót Turjánvidéknek, a Kolon-tótól Császártöltésig húzódót Őrjegnek nevezzük; a Tisza mentén Töserdőnél alakult ki ilyen lápvidék (Boros 1936). Mivel a láperdők megjelenésükben élesen elkülönülnek a Duna–Tisza köze összes többi társulásától, és mivel ritka fajok élőhelyei, már korán felhívták magukra a botanikusok figyelmét. Boros Ádám az 1920-as években (majd utána is kisebb megszakításokkal) florisztikailag alaposan feltárta őket (Boros 1936, Boros Á. útinaplói 1920–1968). Járainé Komlódi Magda az 50-es évek végén szintén részletesen felmérte őket (Járai-Komlódi 1958, 1959), most már cönológiaiag. Bár a két felmérés módszertana lényegesen különbözik, mindkét esetben szinte ugyanazokat az állományokat keresték fel és egy felmérésen belül homogén módszertannal dolgoztak. A láperdőket rajtuk kívül mások is vizsgálták (pl. Tölgyesi 1981, Petrás 1983, Seregélyes & Csomós 1990, Csongor 1957, Tímár 1953, ill. földrajzosok: László 1915, Pécsi 1957).

Jelen tanulmányban e markáns növénytársulás – a Duna–Tisza közti kőrises égerláp (*Fraxino pannonicae-Alnetum* Soó et Komlódi 1957) – XX. századi történetét próbáljuk meg rekonstruálni. Élőhelyválasztásunkat az motiválta, hogy e társulás esetében különösen értékes és kivételesen hosszú távú adatsor állt rendelkezésünkre. A történeti források elemzését a mai állapotok felméréssel és értékelésével egészítettük ki.

A fent említett adatsor folytatásaként 1994 áprilisában, júniusában és augusztusában felmértük a laperdőállományok növényzetének mai állapotát. Az erdők florisztikai feldolgozása mellett, júniusban 65 cönológiai felvételt is készítettünk, melyeket augusztusban kiegészítettünk a biztosan csak nyár végén azonosítható fajokkal. A következő állományokat dolgoztuk fel: az ócsai Petőcz-erdőt és Nagy-erdőt, a dabasi Vizesnyílás laperdejét, a Kolon-tavi Kullér-erdőt, a Tabdi-erdőt, a Szücsi-erdőt, a keceli Berek-erdőt, Töserdő laperdejét, az Alpári-égerest és a Zsombói-láp laperdejét. Vajda Zoltán, a Kiskunsági Nemzeti Park ökológiai felügyelője útmutatása alapján még további két kisebb, de fajgazdag álló-

mányt találtunk (a Káposztási Turjánost (az 52-es főút mentén a 32. és 33. km között) és a Kiscsengődi-erdőt (Soltszentimrértől délre a 19. és 20. km között), melyek azonban Boros Ádám idejében csak rétek, Járainé Komlódi Magda idejében csak fiatalosok lehettek. Mivel a kiszáradási folyamat követése volt vizsgálataink egyik célja, nem csupán a „jó” láperdőket felvételeztük, hanem a kiszáradás különböző fázisait is, sőt a már kiszáradt láperdőket és az őket övező keményfali-geterdőket is.

A felvett kvadrátokban, melyeket állandó kvadrátokként is megjelöltünk, becsültük az egyes szintek magasságát és borítását, a fajok borítását, talajfúrásokat végeztünk, melyekből megállapítottuk a talaj típusát, a talajvíz aktuális mélységét, a mészpad esetleges jelenlétét és a Duna-hordalék mélységét. A gyept-, cserje- és lombkoronaszintről dokumentumfotókat készítettünk.

Összegyűjtöttük és feldolgoztuk az irodalomban és kéziratban fellelhető botanikai adatokat, az erdőket ábrázoló régebbi (1783-tól) és mai térképeket.

Az egyes állományokat, illetve felvételeket alapvetően nem florisztikai vagy cönológiai információk alapján csoportosítottuk, hanem az állomány másodlagosságának és kiszáradtságának mértékét becsültük a következő változókkal: erdő vagy gyept volt-e az adott terület a múltbeli térképeken, milyen az erdő fizionómiája, mekkora a tavaszi vízborítás időtartama, a talaj tözegességének mértéke, az égerlábak magasságának és a jelenlegi tavaszi vízszintnek a különbsége, valamint milyen a lombkorona és a gyepszint harmóniája (itt azt vizsgáltuk, hogy milyen növénytársulásnak felel meg a lombkoronaszint és milyennek a gyepszint, azonosaknak-e vagy különbözőeknek-e). Ez utóbbi tulajdonság különösen hatékonyan bizonyult a láperdők utóbbi évtizedekben bekövetkezett kiszáradásának becslésére (lásd később).

A cönológiai felvételeket a következő módon értékeltük ki: a gyepszintre vonatkoztatva kiszámítottuk az egyes felvételi helyszínek „nedvességének” mértékét a Zólyomi-féle W értékek ún. kvázi-átlagolásával, a növényzet „természetességi” fokát Simon (1988) természetvédelmi érték besorolása alapján (melyet a természetességet jelző fajok – U, V, K, E, TP – arányával adtuk meg), a vízhez kötött fajok arányát, azaz a W10-es és W11-es fajok részesedését, valamint a gyepszint ligeterdőjelleget mértékét az erdei fajok arányával becsülve. (Erdei fajoknak a következőket tekintettük: *Agropyron caninum*, *Alliaria petiolata*, *Brachypodium sylvaticum*, *Bromus ramosus*, *Campanula trachelium*, *Carduus crispus*, *Carex divulsa*, *Circaea lutetiana*, *Convallaria majalis*, *Festuca gigantea*, *Galeopsis pubescens*, *Geranium robertianum*, *Geum urbanum*, *Hedera helix*, *Humulus lupulus*, *Lactuca quercina*, *Lapsana communis*, *Listera ovata*, *Moehringia trinervia*, *Mycelis muralis*, *Paris quadrifolia*, *Polygonatum latifolium*, *Polygonatum multiflorum*, *Ranunculus auricomus*, *Rumex sanguineus* és *Scrophularia nodosa*).

A láperdők története

A láperdők jégkor utáni történetét Járaié Komlói Magda palinológiai munkái (Járai-Komlói 1966, 1987) alapján mutatjuk be.

A holocén vegetációfejlődés folyamán az égerlápok kiterjedésének maximuma a boreális második felében és az atlantikus korban volt (i. e. 7000-től i. e. 3000-ig). Ugyanekkor a *Thelypteris* mennyisége is magas volt, ami *Thelypteridi-* (talán *Fraxino pannonicae*) *Alnetum*-okra utal. A szubboreálisban (i. e. 3000-től) az éger mennyisége jelentősen csökkent a pollenspektrumban. Járai-Komlói ezt részben klimatikus tényezőkkel (a klíma szárazabbá válásával), részben antropogén tényezőkkel magyarázza. Az erdőégetés – az akkori kultúrák jellemző erdőirtó módja – ugyanis feltehetően az égereseket sem kímélte (Járai-Komlói 1966). Elképzelhetőnek tartjuk azonban azt is, hogy a boreálisban induló mocsári-lápi szukcesszió ekkorra érte el nagy területeken a láperdőket követő keményfaliget stádiumot, ami egyben az előző stádium – a láperdő – visszaszorulásához vezetett klímától és antropogén hatástól függetlenül is.

A szubboreális, de legfőképp az azt követő szubatlantikus korban az Alföldön az erdők általános visszaszorulása a jellemző. Például az ócsai pollensorból az utolsó évezredben eltűnik a tölgy, a szil, a mogyoró, a gyertyán és a bükk, a tiszalpáriból a szil, a hárs, a mogyoró, a juhar, a gyertyán és a bükk. Ugyanakkor egyre nagyobb szerephez jut a távoli besodródásból származó *Pinus*-pollen, ami az Alföld elerdőtlenedésének biztos jele. (Ócsán ez már a szubboreálisban, Tiszalpáron csak a szubatlantikusban jelentkezett.) Ugyanakkor az égerpollen mennyisége nem változik jelentősen jelezve, hogy az égerlápok kiterjedését a mezőgazdaság fejlődése jelentősen nem befolyásolta (Járai-Komlói 1966). Az erdőterület csökkenése miatt azonban feltehetően egyre intenzívebbé vált az égerlápokban a fahasználat. Véleményünk szerint a Duna–Tisza közti láperdőkben ekkor következett be a kőris térhódítása olyan mértékben, hogy az Órjegyből az égererdők a XX. századra teljesen eltűntek, helyükön kőrisesek vannak.

A láperdők XVIII. századi kiterjedéséről már viszonylag pontos adataink vannak. Az 1783-ban, II. József idejében készült I. katonai felmérés szerint ekkorra már nagyon megfogyatkoztak az erdők a Duna–Tisza közén. A Duna árterületének és a Homok-hátságának a határán azonban megtaláljuk a ma ismert láperdők szinte mindegyikét. Legtöbbjük kiterjedése és alakja is meglepően egyezik a maival (pl. Dabas, Kullér-erdő, Tabdi-erdő, Szücsi-erdő, Berek-erdő). Ócsánál a Petőcz- és a Nagy-erdő még egy nagy foltot alkotott. Egyesek helyén akkoriban csak apró erdőcskék vagy facsoportokkal tarkított rétek voltak (pl. Zsombó, Kiscsengődi-erdő), míg a Káposztási Turjános és az Alpári-égeres helyén fátlan mocsaras rét volt. Az erdők 200 évvel ezelőtti hiánya jól magyarázza az erdei fajok csökkent számát ezen utóbbi erdőkben (lásd később).

Az I. katonai térképhez készült Országleírásból az erdők fontosabb fafajait is megtudhatjuk: Ócsa: „sűrű, javarészt égeres erdő”, Kullér-erdő: „sűrű és tölgyből áll, körülötte sok bozótos” (értsd: rekettyés), Szücsi-erdő: fő fafaja a tölgy volt, Berek-erdő: égerbokrokból állt az erdő. Sajnos a térkép nem teszi lehetővé a keményfaligetek és láperdők megkülönböztetését, de az említett fajokból az erdők akkori jellegét meg lehet állapítani, pl. a Szücsi-erdő és a Kullér-erdő akkoriiban is főleg ligeterdő jellegű lehetett, míg az ócsai és a Berek-erdő égeres láperdő, tehát hasonlóak a mai állapothoz.

Értékes botanikai adatokat találhatunk Menyhárt kalocsai flórájában (1877), bár a láperdőket részleteiben nem dolgozta fel. Különösen fontosak ezek a florisztikai feljegyzések, mert még a lecsapolások előtt készültek. Említi a keceli Berek-erdőt (Községerdő néven) mint ahol „csoportosan tenyésznek a kőrisfák” (tehát ekkor már nem égeres volt, mint 100 évvel korábban), megtalálta itt a *Ranunculus lingua*-t, a *Carex elata*-t és az *Adenophora*-t. Még látta az azóta eltűnt császártöltési Morcsai-erdőt, mely részben szintén láperdő volt. Sajnos a közeli Szücsi- és Tabdi-erdőt nem vizsgálta. A lápi fajokról a következőket jegyezte fel: *Alnus glutinosa*: Kalocsánál és Császártöltésnél, *Fraxinus*: Császártöltés: Morcsai-erdő és Kecelnél némely ligetek, *Salix cinerea*: a homokos vidékeken sokfelé, *Carex elata*: az Órjegen több helyen kiterjedt csoportokat képezve fordul elő, pl. Kecelnél, *Hottonia*: Dusnok, Negyven, árkokban, *Menyanthes*: mocsárokban Kecelnél (Wiesbaur-t idézi), *Urtica kioviensis*-t viszont nem látott.

A láperdők igazi felfedezését és első alapos feltárását Boros Ádámnak köszönhetjük (Boros 1936, Boros Á. útinaplói 1920–1968). A Turjánvidéket 1917-től kezdve, az Órjeget 1920-tól vizsgálta. Mivel a lecsapoló munkálatok 1928-ban éreztették először hatásukat, neki még lehetősége volt eredeti vízgazdagságukban tanulmányozni az egyes állományokat. „A florisztikai vizsgálódás eldorádója” – ahogy cikkében írja – az 1928-as év volt, amikor a vízvezetés már lehetővé tette a lápokba való bejutást, de a lápvegetáció még lényegében érintetlen volt. Útinaplójából sokat megtudhatunk az egyes erdők akkori állapotáról (részletesen lásd a Függelékben). Általánosan jellemzők voltak az egész évben vizes láperdők, melyek zsombékosokkal és fűzlápokkal érintkeztek.

A térség vízrendezésének legfontosabb lépése a később Átok-csatorna néven hírhedtté vált Duna-völgyi-főcsatorna megépítése volt, ami a tavaszi vizek gyors levezetését tette lehetővé. Megépítése előtt a Duna az Órjeget 10 évente átlagosan 28-szor öntötte el. 1925 nyaráig 47 km készült el, majd 1925 és 1929 között gőzerővel befejezték a fontosabb mellékcsatornák építését is, a láperdőket övező homokhátaikat átvágták. A 40-es évekre a Hátság főbb medencéiből is sikerült a belvizek jelentős részét elvezetni (Buzetzky & Zsuffa 1979). A lecsapolások hatása gyorsan jelentkezett. 1934-re nagy területek száradtak ki, zsombékosok tűntek el, láperdők váltak időszakosan szárazzá (Boros Ádám útinaplója). Feltételezhetjük azonban, hogy ekkor még nem sérült jelentősen a láperdők víz-

utánpótlását biztosító forrásrendszer, mely a szomszédos hátság talajvizét juttatta egész évben a lápteknőkbe. Ez azt jelenthette, hogy az általános zsugorodás ellenére maradhattak olyan kisebb részek, ahonnan a csatornák nem vezették el a tavaszi bő vizeket, így itt fennmaradhatott a lápi jelleg, túlélhetett a lápi növényzet.

A század közepi térképek (a III. katonai felmérés 1943-as felújítása) szerint a lecsapolások hatására nem változott lényegesen az erdőfoltok kiterjedése, sőt a XVIII. századi állapothoz képest újabb helyeken is megjelentek erdők vagy nőtt kiterjedésük (pl. Zsombó, Káposztási Turjános, Kiscsengődi-erdő). Sajnos ezek a térképek sem különböztetik meg a liget- és láperdőket, sőt a vízállásos területeket sem jelzik az erdőkön belül, így a láperdők zsugorodásának mértéke nem olvasható le róluk.

A láperdei termőhelyek változását így írásos forrásokból nem tudjuk pontosan követni. Terepbejárásaink során azonban több olyan jelenséget tapasztaltunk, amit csak az egyes láperdőállományok elmúlt néhány évtizedben történt gyors szárazodásával tudunk magyarázni. Ilyen az éger-, ill. kőrslábak és a mai tavaszi vizek magasságának különbsége. A mai „átlag” vízszint 60–80 cm-rel lehet alacsonyabb, mint volt a lábak kialakulásának idejében, azaz 30–50 évvel ezelőtt. A másik jelenség, a lombkorona és a gyepszint diszharmonia: a lábas égerekből (kőrisekből) álló lombkorona alatt ligeterdő jellegű már a gyepszint, mert a kiszáradást az aljnövényzet dominancia-viszonyai és flóraösszetétele gyorsabban követte. Az ilyen erdő cserjeszintjében már megjelennek a ligeterdők fászszerű fajai is (tölgy, vénic szil). A talaj tőzegrétege bomlóban van, az egykori zombékoknak csak apró maradványait találjuk, melyek még az elmúlt láperdőstádiumot idézik.

Napjainkra a lecsapolások hosszú távú hatása, a Hátság belvízrendezése és az utóbbi évek aszályos időjárása eredményeként leapadt a lápok tápláló források talajvízbázisa, ezért a források egyre kisebb vízűek, a maradék láperdőkben is megszakad nyáron a lápi jelleg, ami a jövőben további kiszáradáshoz vezet. Csapadékhiányos időjárás esetén még aktív beavatkozással is nehéz lenne a lápos jelleg fenntartásához szükséges vízmennyiség előteremtése, így a láperdők jövőbeni sorsa a Hátság vízgazdálkodásának helyreállításától és a hosszú távú csapadékviszonyok alakulásától függ.

Itt kell megemlítenünk a Hanság láperdeinek kiszáradását, melyet Zólyomi Bálint dolgozott fel (Zólyomi 1931, 1934). A Hanság lápteknőjének vízutánpótlását nem források, hanem árvizek (pl. a Rábcáé és Dunáé) biztosították, így az árvizek kizárásával, a lecsapolások után a lápi jelleg sokkal gyorsabban és sokkal nagyobb területeken szűnt meg, mint a Duna–Tisza közti, források által táplált kisebb lápteknőkben. A Hanságban egyébként a természetes állapotban is inkább az úszólápok, nádasok és sásosok domináltak, míg a láperdők alárendeltek voltak. A mai – sajnos már kiszáradt – erdőmaradványok a lecsapolások során vándoroltak a láp szegélyeiről a központi részbe.

A láperdők cönológiai jellemzése

A Duna–Tisza közi láperdők cönológiai feldolgozását Járainé Komlódi Magda végezte el (Járai-Komlódi 1958, 1959). Kimutatta, hogy ezek az állományok nem ligeterdő-változatok, de a beregi, ill. nyírségi (Simon 1957, Soó 1960, később Bartha 1990), a hansági (Zólyomi 1931, 1934), valamint a Dráva-vidéki (Borhidi 1958) láperdőktől is lényegesen különböznek (fajszegényebbek és a magyar kőris kodomináns bennük), ezért új társulásként írta le őket: *Fraxino pannonicæ-Alnetum* Soó et Komlódi (1957). Zólyomi (1958) szerint azonban ezen, karakterfajokban elszegényedett erdők csupán a *Carici elongatae-Alnetum* geográfiai szubasszociációjának tekinthetők (*fraxinetosum oxycarpæ*, ill. *hungaricum*). Vizsgálataink alapján mi is inkább ezen utóbbi álláspontot támogatjuk. A fajszegénység okát a kontinentálisabb klímában és az erdősebb vidékeknél intenzívebb tájhasználatban látjuk, ami egyes fajok hiányához vezetett.

Ócsai vizsgálatai alapján Járai-Komlódi (1958) cönológiai alapon a következő típusokat (szubasszociációkat, fációsokat) különítette el:

- a szinte egész évben vízzel borított *Hottoniás* típus,
- a nyárra kiszáradó *Carex*-es típus (ide tartozik a *Dryopteris*-es (*Thelypteris*-es) típus is, mely tkp. a *Carex*-es fénygazdagabb altípusa),
- a *Rubus*-os és az *Urtica dioica*-s degradációs típusok a szárazabb és zavarosabb helyeken.

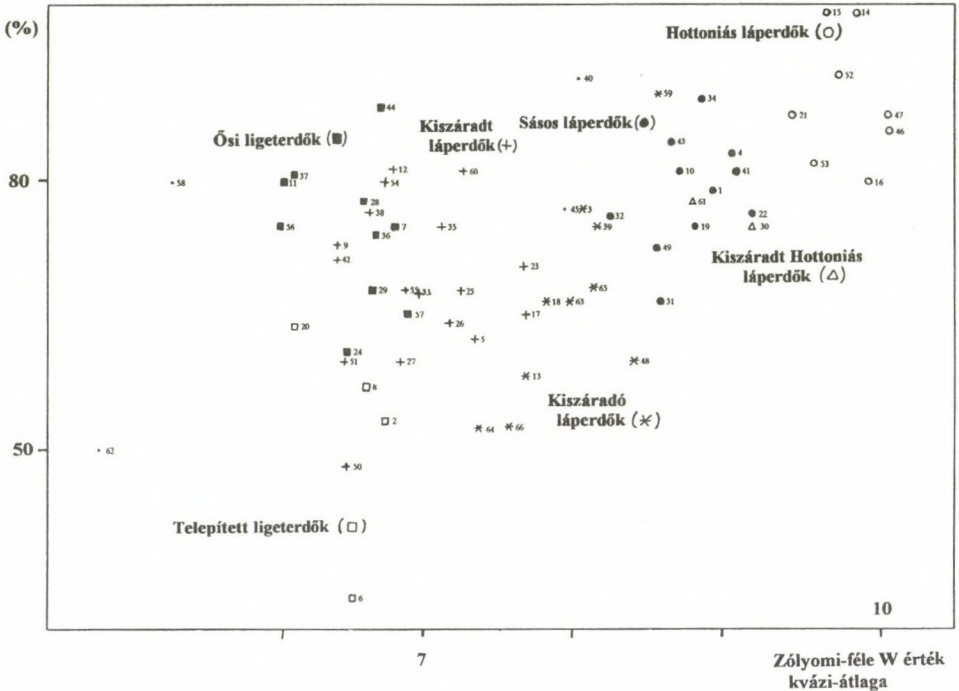
Bár más szerzők, más tájegységekből később más típusokat is említenek (lásd Soó 1964–80), úgy érezzük, hogy a Duna–Tisza közi láperdők a fent említett típusokkal cönológiaiailag jól jellemezhetők. A *Hottoniás* és *Carex*-es típust szubasszociáció értékűnek, a degradációs típusokat a ligeterdők felé mutató átmeneti állapotoknak tekintjük.

Vizsgálatainkhoz azonban ennél árnyaltabb tipizálást használtunk, mert a kiszáradási folyamat lépéseinek részletesebb és célzottabb megkülönböztetésére volt szükségünk. Ezért a felvételek helyét is úgy választottuk meg, hogy lehetőleg lefedjék a teljes folyamatot (azaz sok „nem tipikus” állományt is felvételeztünk). A csoportosítást nem florisztikai alapon végeztük, hanem a lápi jelleg eltűnését és a ligeti jelleg megjelenését vizsgáltuk (lásd a módszertani részt). A következő típusokat különböztettük meg (1. ábra):

- *Hottoniás láperdők*: átlagos körülmények között az egész év folyamán vízben álló erdők, de a jelenlegi aszályos időszakban is nyár elejéig vízborítottak, uralkodnak bennük a hydato- és helophyton fajok, a növényzet borítása nem teljes, cserjék csak a magasabb égerlábakon nőnek.
- *Kiszáradt Hottoniás láperdők*: az elmúlt időszak hirtelen kiszáradásának következtében ezen állományok vizes jellege gyorsan csökkent, de ezt még nem tudta követni a sások inváziója (jórészt nudumok). Várhatóan a közeljő-

1. ábra. A Duna–Tisza közti láp- és ligeterdők elkülönített típusai „nedvességük” és „természetességük” szerint ábrázolva. Az egyes típusok jellemzését lásd a szövegben.

A természetességet jelző fajok aránya
(Simon T. TVK)

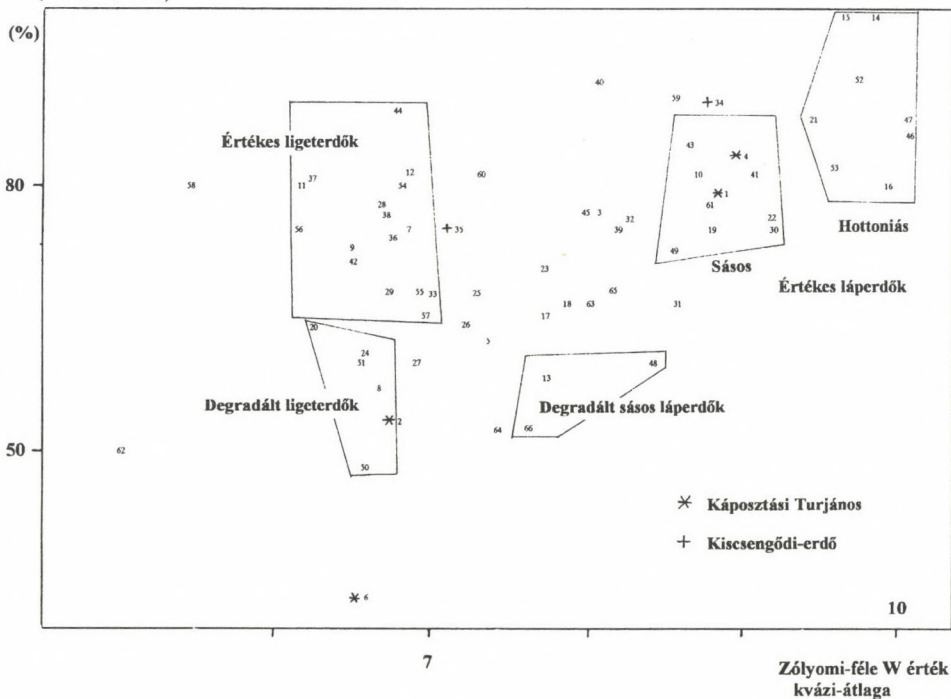


vöben sásos típusú alakulnak, ha a vízviszonyok nem változnak, ill. tovább nem romlanak.

- *Sásos láperdők:* Napjainkban csak tavasz végéig vizesek, gyepszintjük homogén és sűrű, szinte csak sásokból áll, a csekély cserjeszint ebben a típusban is az égerlábakra korlátozódik (bár az utóbbi évek szárazsága miatt fiatal cserjék már megjelentek a sások között is).
- *Kiszáradó láperdők:* Csak tavasszal találunk bennük vizet, gyepszintjükben megjelennek a rétek kétszikűi és a ligeterdők cserjéi, ezért kevésbé homogének, talajuk azonban még tőzegezes láptalaj, lombkorona szintjük a korábbi láperdőfázisnak megfelelő (idős éger- és kőrisfák alkotják, a kocsányos tölgy még hiányzik).
- *Kiszáradt láperdők:* Termőhelyük és fajkészletük már ligeterdő jellegű, de a faállomány és a talajszerkezet még mutatja származásukat (kiszáradt láptalaj, lombkoronaszintjében még a láperdőjelleg dominál). A sások visszaszorulásával más láperdei fajok is erősen megritkultak, és gyakran domináns a *Deschampsia caespitosa*, gyakoriak a ligeterdei lágyszárúak.

- *Ősi ligeterdők*: Azokat a ligeterdőket soroltuk ide, melyek talajuk (tőzgementes erdőtalaj) és magaslati elhelyezkedésük alapján szinte bizonyosan már a lecsapolások előtt is ligeterdők voltak (természetesen akkor még egy nedvebb változatuk). Általában dús cserjeszintűek, a lombkoronában a tölgy és a vénic szil is kodomináns, az éger már hiányzik. Gyepszintjük fajgazdag, bár a folyó menti keményfaligetek jellemző *Fagetalia* fajjai, az ócsai és dabasi állományok kivételével, hiányzanak.
- *Telepített ligeterdők*: Ezeket a faállományokat az elmúlt 50–100 évben szántóra vagy rétre telepítették a keményfa-ligeterdők zónájába. Ligeterdei lágyszárúakban és cserjékben szegények. Tipizálásuk talajuk és a talajvíz mélysége alapján történt.
- *Homoki száraz tölgyesek, feltehetően degradált gyöngyvirágos tölgyesek*: egyes láperdők esetében – pl. Tőserdő és Zsombó – a térszín gyors emelkedése miatt gyakran kimarad a ligeterdő zóna. Ezeket a felvételeket csak „referenciaként” vettük fel elemzésünkbe (58. és 62. felvételek).

A természetességet jelző fajok aránya
(Simon T. TVK)



2. ábra. Az értékes, ill. degradált láp- és ligeterdők eloszlása. Az ábra segíti egyes állományok relatív helyzetének megállapítását. Példaként a Káposztási Turjános és a Kiscsengődi-erdő tipizálását mutatja az ábra.

Ha az egyes felvételi helyeket a fenti szempontok alapján tipizáljuk, és a cönológiai felvételekből kiszámoljuk „nedvességük” és „természetességük” mértékét, a kapott ábrán jól azonosíthatók az egyes típusok (1. ábra). Ha kiválasztjuk a „legtípusabb” állományokat (a bekeretezett részek a 2. ábrán), azok élesen elválnak egymástól, ami lehetővé teszi például egy-egy újonnan megtalált állomány besorolását és relatív értékelését a tájegység többi állományával szemben. Láthatjuk, hogy mindkét, példaként megvizsgált állományban a láperdők jó minőségű sásos típusúak, míg a ligeterdők esetében a káposztási erősen degradált ligeterdő, a kiscsengődi az ősi ligeterdőkhöz közel álló, jó minőségű, kiszáradt láperdő.

Itt említendő meg, hogy a Duna–Tisza köziekhez hasonló láperdők találhatók a Mezőföldön Németskér mellett (*Thelypteris*, *Dryopteris carthusiana*, *Carex elata* és *appropinquata*) (Lendvai 1990 és saját adatok), valamint a Dráva mentén Bélavár határában. Ezen utóbbiak egykori Dráva-morotvákban nőnek, és fajkészletük alapján átmeneteknek tekinthetők a *Carici elongatae-Alnetum* felé. A nedvesebb részeken jellemző az *Urtica kioviensis* és a *Hottonia palustris*, ill. a *Carex elongata* és *elata*, a *Peucedanum palustre*, a *Thelypteris palustris* és a *Dryopteris carthusiana*, a szárazabb részekre behúzódnak a környező ligeterdők fajai (pl. *Asarum europaeum*, *Asperula odorata*, *Carex brizoides*, *Equisetum telmateja* és *Oxalis acetosella*).

Florisztikai eredmények

Mivel a láperdők első szisztematikus felmérése florisztikai volt, mi is elkészítettük az egyes állományok flóralistáját. A cél az volt, hogy összehasonlítsuk a mai flórát Boros Ádám adataival.

Általánosan elmondható, hogy lényeges változást nem tapasztaltunk az állományok flórájában. Ennek kétféle oka lehet: vagy nem változott az erdők jellege az elmúlt 60–70 évben, vagy úgy változott, hogy a változás a flóra alapján nem mutatható ki. (Más forrásokból – lásd a történeti fejezetet – tudjuk, hogy az erdők jelentősen száradtak és degradálódtak ebben az időszakban. Feltehető, hogy a drasztikus vízállásváltozások hatására jelentősen eltolódtak az egyes liget- és láperdőtípusok – vegetációtérképpel jellemezhető – területi viszonyai, erre azonban nincsenek korábbi adataink.) A florisztikai adatok értékelésénél gondot jelent, hogy sem Boros Ádám, sem Járainé Komlódi Magda nem készített teljes-erdő flóralistát, így a töredékflórákból csak az érdekesebb – azaz a „biztosan” feljegyzett – fajok jelenlétét, ill. hiányát tudjuk vizsgálni, flóraspektrumvizsgálatra nincs lehetőségünk.

Melyek azok a fontosabb florisztikai adatok, melyeket nem tudunk megerősíteni?

- Tabdi-erdő: *Thelypteris palustris*, *Sium sisaroides*, *Listera ovata*
- Szücsi-erdő: *Carex appropinquata*, *Sium sisaroides*
- Kullér-erdő: *Sium sisaroides* (Szujkó-Lacza & Kovács (1993) *Hottonia*-adata téves, mert az idézett Járai-Komlódi (1959) cikkben ez az adat nem szerepel.)
- Keceli Berek-erdő: *Adenophora liliifolia*, *Sium sisaroides*
- Zsombói-láp: *Thelypteris palustris*

Ez a fajlista – bár „jó” láperdei fajokat tartalmaz – nem jelenti azt, hogy az erdők lényegesen szegényedtek volna, mivel közel ugyanennyi új „jó” florisztikai adatot is találtunk. Érdekes viszont a *Sium sisaroides* hiánya, melyet tudatos kereséssel sem sikerült megtalálnunk. Ugyanígy furcsa a *Thelypteris* helyenkénti eltűnése.

A florisztikai adatok megerősítésénél azonban azt sem szabad figyelmen kívül hagynunk, hogy Boros Ádám nagyobb florisztikai tudás birtokában, célzottabb szemmel és terepbejárással gyűjtötte az adatokat (bármennyire is igyekeztünk), és ez szintén bizonyos „látszólagos flóraszegényedéshez” vezethet.

Jól felhasználhatók lennének viszont flóraváltozások nyomán követésére azok a florisztikai adatok, melyek kellően lokalizáltak, megadják a tömegviszonyokat vagy valamiképpen verbálisan kiegészítettek. Sajnos ilyen adatokból olyan kevés van, hogy jelen esetben nem tesznek lehetővé szélesebb áttekintést. Példaként csak Boros Ádám adatokat tudunk mutatni, mert csak ezek teljesítik a fentebbi feltételeket. Pl. az *Adenophora* sok a Szücsi-erdőben a láperdő szegélyén (1921) – ma alig néhány tő ismert (Petrás 1983 és 1994-es szóbeli közlése). *Urtica kioviensis* a Tabdi-erdőben: a vasút keleti oldalán, az erdő északi részén elég bőven (1926) – ma is megvan és sok, ugyanakkor a ma szintén előforduló *Hottonia*-t Boros nem említi.

Új florisztikai adatok

- Tabdi-erdő: *Carex vesicaria* – az *Urtica kioviensis* termőhelyén többfelé, *Dryopteris carthusiana* – ugyanott néhány tő, *Ulmus laevis* – szórványos
- Szücsi-erdő (Petrás József adatai, 1983 és szóbeli közlése): *Dryopteris carthusiana* – 1 tő, *Adenophora liliifolia* – néhány tő csupán (újbóli megerősítés), *Thelypteris palustris*, *Menyanthes trifoliata* – ez utóbbi kettő a szoros értelemben vett Szücsi-erdőtől északabbra, *Dryopteris filix-mas* – 1 tő, saját adat: *Ulmus laevis* – szórványos
- Kullér-erdő: *Ranunculus auricomus* – az erdő legkeletibb részén szórványosan
- Keceli Berek-erdő: *Thelypteris palustris* – az erdő keleti felének déli részén a fűzláptól délre néhány tő (ugyanott *Urtica kioviensis* is).
- Zsombó: *Ulmus laevis* – ritka

- Káposztási Turjános: *Thelypteris palustris* – több száz tő az erdő déli végénél, *Dryopteris carthusiana* – szórványosan fatörzseken, *Ophioglossum vulgatum* – két foltban ligeterdőben, kb. 200+50 tő az erdő nyugati széléhez közel az északi és a középső részen, *Dryopteris filix-mas* – egy tő fatörzsen, *Ranunculus lingua* – néhány száz tő az erdő déli részén, *Hottonia palustris* – árkokban néhány 10 tő az erdő északi és a középső részén (Vajda Zoltán hívta fel rá figyelmünket), *Alnus glutinosa* – telepített állományalkotó, részaránya dél felé nő.
- Kiscsengődi-erdő: *Carex appropinquata* – a kiszáradó láperdőkben szórványosan, *Peucedanum palustre* – ugyanott rendszeres, *Ranunculus lingua* – az úthoz közelebbi sásosban néhány tő, *Gentiana pneumonanthe* és *Veratrum album* – a réteken.

Végül megemlíjtük azokat a fontosabb korábbi florisztikai adatokat, melyeket megerősíthettünk: Tabdi-erdő: *Hottonia palustris*, *Urtica kioviensis*, *Vinca minor*; Szücsi-erdő: *Ranunculus auricomus*; Kullér-erdő: *Listera ovata*; Keceli Berek-erdő: *Urtica kioviensis*, *Ranunculus lingua*; Tőserdő: *Carex pseudocyperus*, *Hottonia palustris*, *Urtica kioviensis*; Alpári-égeres: *Thelypteris palustris*; Zsombói-láp: *Carex elata*.

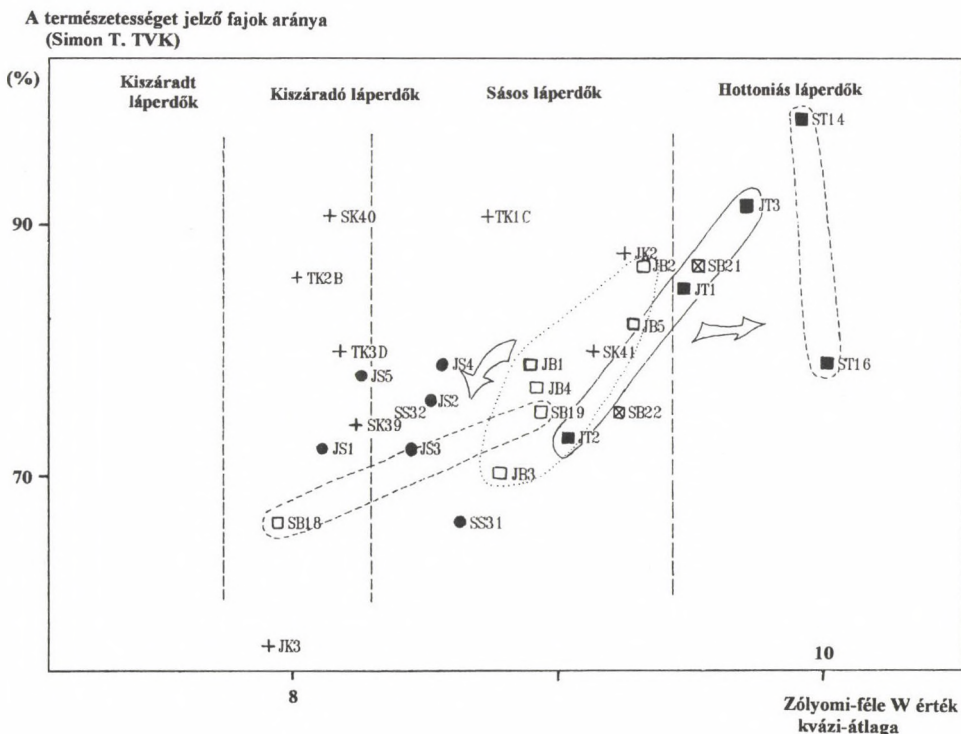
A láperdők kiszáradása

A történeti rekonstrukció alapján feltételezhetjük, hogy a 20–30-as évektől tartó belvízrendező munkálatok a láperdők jelentős kiszáradásához vezettek. A termőhely szárazabbá válását két mozzanat együtt alakítja ki: a források apadása (elapadása) és a tavaszi vizek gyorsabb levonulása.

Sajnos a pontos múltbeli vízviszonyokból keveset sikerült rekonstruálni, lehetőség van azonban az őrzégi láperdők „láposságának-nedvességének” relatív összehasonlítására, ugyanis ezen erdők már Boros Ádám idejében is különböző mértékben voltak lápos jellegűek. A legláposabb a Tabdi-erdő volt, majd a keceli Berek-erdő, a Szücsi-erdő és végül legkevésbé a Kullér-erdő. Ugyanezt a sorrendet találta Járai-Komlódi is az 50-es évek végén (1959), és ugyanezt tapasztaltuk mi is 1994-ben. Ez azt jelenti, hogy az egyes erdőkben bekövetkezett változások párhuzamosan haladtak.

Mint azt már a florisztikai fejezetben láttuk, ez a változás a flóra alapján csak alig kimutatható. Most azt vizsgáljuk meg, hogy az 50-es évek végén Járai-Komlódi (1959) által készített cönológiai felvételek segítségével az azóta, a termőhelyi megfigyelések alapján feltételezett szárazodás mérhető-e. A vizsgálatokhoz azokat a felvételeket használtuk, melyek körülbelül ugyanazon a helyen készültek, mint saját felvételeink (ez kb. 50 méter pontosságot jelent). Ezért

3. ábra. Az Őrjeg láperdeiben készített történelmi és saját felvételek összehasonlítása. (Az első betű a készítőre utal (J: Járai-Komlódi, T: Tölgyesi, S: Saját), a második betű az erdő nevének rövidítése (T: Tabdi, B: Berek, S: Szücsi, K: Kullér), a számok a forrásmunkában szereplő, illetve a saját felvételeink eredeti sorszámai.)



elhagytuk a turjánvidéki felvételeket, és az Őrjegiek közül kiválasztottuk minden állománynál a „legláposabbakat”. Miután a láperdők medencékben fordulnak elő, ezek a felvételek bizonyultak a leglokalizálhatóbbnak. Ezután kiválasztottuk saját felvételeink közül is a „legláposabbakat” és a már ismertetett „nedvességi-természetességi” síkban együtt ábrázoltuk őket.

A négy erdő esetében eltérő eredményt kaptunk (3. ábra). Míg a Berek-erdőben a Járai-Komlódi által bejárt nyugati rész jelentősen szárazodott (lásd JB1–5, ill. SB18–19), addig az erdő másik – általa nem felvételezett keleti fele – ma kissé jobb minőségű, mint a nyugati volt egykor (lásd SB21–22). A Szücsi-erdő (JS1–5, ill. SS31–32) és a Kullér-erdő (JK2–3, ill. SK39, 41) esetében a láperdők kiszáradása nem észlelhető, a Tölgyesi István (1981) által 1979-ben a Kullér-erdőben készített cönológiai felvételek (TK1C, 2B és 3D) „átlaga” is közel esik mind a korábbi, mind a későbbi felvételekéhez. A Tabdi-erdő esetében viszont (JT1–3, ill. ST14, 16) a lápos jelleg kisebb növekedését tapasztaltuk, ami valószínű-

núleg annak tudható be, hogy az 1980-as évek eleje óta a természetvédelemnek sikerült csökkentenie a tavasszal, a területről elfolyó víz mennyiségét.

Megállapíthatjuk tehát, hogy a láperdők általános szárazodását a rendelkezésre álló kevés és nem elég pontosan lokalizált cönológiai minta alapján nem lehetett kimutatni, a Berek- és Tabdi-erdő esetében viszont a termőhelyi változásokat jól mutatják a cönoidikációs elemzések. Járai-Komlódi (1959) cikkének zárszavában a következő jóslatot teszi: „Ezek a társulások (értsd: az Őrjegi láperdők) már nem igazi láperdők, de még nem is kifejlett ligeterdők. Néhány évtized múlva (azaz kb. napjainkra) minden valószínűség szerint – hacsak nem irtják ki őket – égeres (értsd kőrises, hiszen égert már ő sem látott az Őrjegen) konszociációjú ligeterdökké fognak alakulni.” Sajnos a publikált adatok nem elégségesek ahhoz, hogy a jóslat kiszáradást és a láperdők ligeterdővé alakulását egy-egy adott lokalitáson bizonyíthassuk vagy elvethessük.

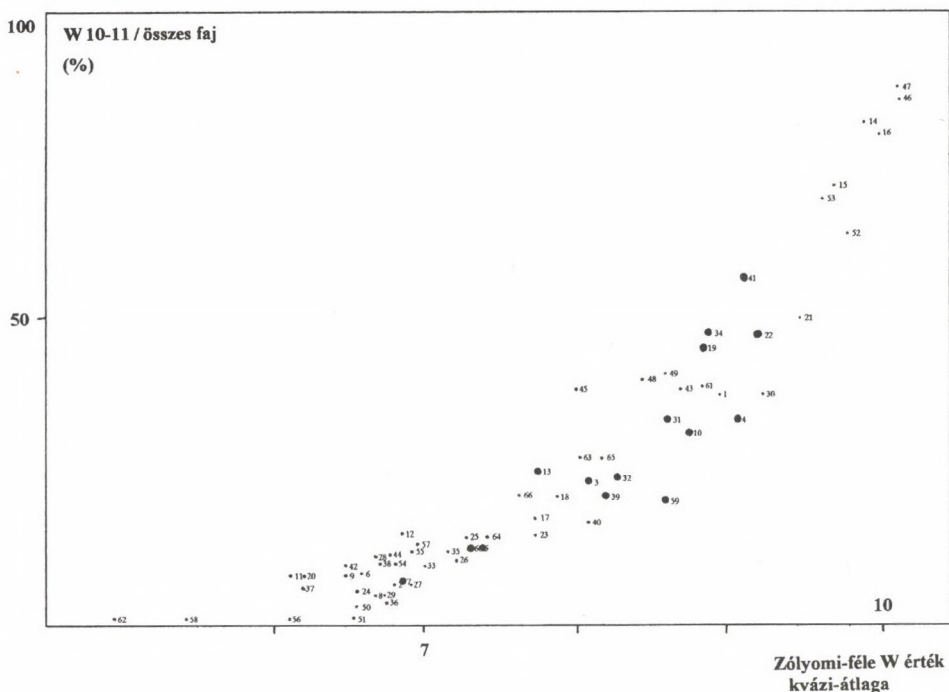
Feltehetjük ezek után a kérdést: Valójában mennyire száradtak ki láperdeink az elmúlt 60–70 évben, mennyire természetközeli a fennmaradt állományok? Erre a kérdésre csak olyan emberek adhatnak választ, akik több évtizedes személyes összehasonlító tapasztalatokkal rendelkeznek, mert a cönológiai adatok alapján sem lehetett ezt meghatározni. Az okok hasonlóak a florisztikai elemzésnél elmondottakkal: a felvételek nem lokalizáltak, így csak néhányuk ismételtető meg és azok is csak nagy pontatlansággal.

A *Hottoniás* és sásos láperdők területileg feltehetően jelentősen zsugorodtak (lásd Boros Ádám útinaplóját, idézve a Függelékben). Az egyes típusok kiterjedésének változását vegetációtérképekkel lehetne kimutatni, de a rendelkezésre álló térképek (Ócsa: Járai-Komlódi 1958, Kullér-erdő: Tölgyesi 1981, Szücsi-erdő: Petrás 1983) sajnos nem különböztetik meg az egyes láperdőtípusokat, így a típusok átrendeződésének mértéke nem olvasható le belőlük.

A feltételezett változások kimutathatóságát az is csökkentheti, hogy már a lecsapolások előtt is voltak olyan aszályos időszakok (pl. az 1863-as), melyek bizonyára megszelektálták a láperdők fajkészletét, és ezért a mai vegetáció viszonylag jól tűri az időszakos kiszáradást (a *Hottonia* például a nyári szárazságban törpe teresztis hajtásokat növeszt a kiszáradt talajon, a lápi csalán legyökereszik és hajtásai megerősödnek, stb). Lehetséges az is, hogy a növényzet késleltetett válaszreakciójáról van szó, így a valóság – azaz, hogy a láperdők lassan, de biztosan pusztulnak – rejtve marad. A tőzeg folyamatos bomlása ugyanis a lápok mocsárrá alakulásához vezet, az anaerob viszonyok helyett egyre inkább az aerob viszonyok lesznek a jellemzőek.

A kiszáradás folyamata azonban nemcsak történeti botanikai források alapján követhető, hanem a kiszáradás különböző fázisaiban lévő erdők egyidejű vizsgálatával is. Ebben az esetben nem lényeges annak ismerete, hogy a kiszára-

4. ábra. A hydato- és helophyton fajok részesedésének csökkenése a kiszáradás során. A telt körök a sás-dominanciájú felvételeket jelölik. Magyarázatot lásd a szövegben.



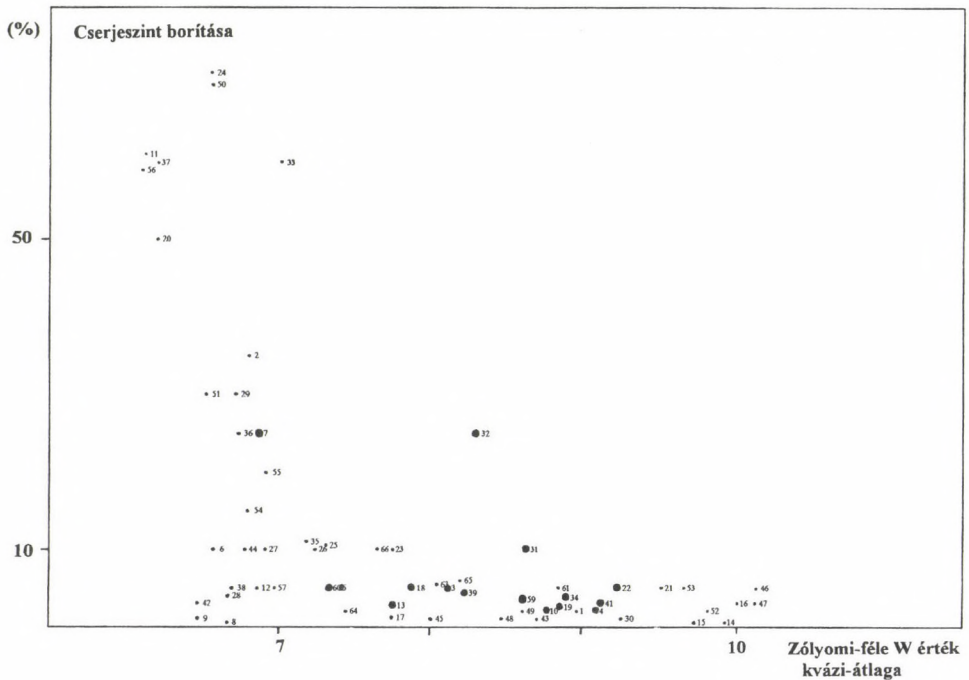
dás az antropogén lecsapolások vagy a természetes feltöltődés eredménye-e. Azt vizsgáltuk, hogy

- miben nyilvánul meg a kiszáradás, és hogy
- milyen lehetősége van a szukcesszió továbbhaladásának, azaz a láperdők ligeterdökké alakulásának.

A kiszáradás nyomon követésére a láperdők két fontos tulajdonságát vizsgáltuk: a vízhez kötött fajok eltűnését és a „láperdőfizionómia” átalakulását (ez utóbbi azért fontos, mert a láperdőknek a szárazabb erdőkkel szemben jellemző fizionómiája van, melyet jórészt a hiányzó cserjeszint hoz létre). A vízhez kötött fajok eltűnése fokozatosan követi a termőhely változását (4. ábra), míg a cserjeszint borítása élesen változik a láperdő-ligeterdő határon (5. ábra). Ez azt jelenti, hogy az aljnövényzet florisztikai összetétele követi azokat a változásokat, melyek a termőhely hosszú távú száradásával bekövetkeznek (azaz jó indikátor), viszont az erdő fizionómiája sokáig a sásos láperdőhöz marad hasonló (homogénnek látszó gyepszint, hiányos cserjeszint, elágazásmentes szálfák). A kiszáradó erdő tehát még sokáig a láperdőkre jellemző képet mutatja, és ez könnyen megtévesztheti a felületes szemlélőt, hiszen szinte már ligeterdő a termőhely, de ez csak az

egyes növényfajok igényeinek ismeretében ismerhető fel (az adott évi vízviszonyok is segíthetnek a tipizálásban, de csak korlátozott mértékben).

A kiszáradó láperdők a természetes szukcesszió menete szerint keményfaligettké alakulnak. Ez a folyamat a jelenben is tart, de egyes esetekben a fajgazdag keményfaligetek már eltűntek a láperdőköt övező zónából (rétek vagy szántók vannak a helyükön), így az erdei aljnövényzet betelepülése korlátozódik. (A lombkoronaszintet napjainkban már nem a természetes szukcesszió, hanem az erdészeti tevékenység határozza meg, leggyakrabban kocsányos tölgyet, magyar kőrist, szürke nyárat és vénic szilt találunk benne.) Azt is megvizsgáltuk, milyen mértékben határozza meg a kiszáradt láperdőkben az erdei aljnövényzet gazdagságát a propagulumforrásként szolgáló ligeterdők közelsége (6. ábra). Közeli propagulumforrásnak tekintettük az érintkező ligeterdőket (a többi esetben több kilométeren belül nem volt megfelelő forrása az erdei lágyszárúaknak). Az eredmény egyértelműen mutatja, hogy csak azok az erdők gyarapodtak erdei fajokban, melyeknek közeli propagulumforrása volt. Ezek az erdők fajkészletükben hasonlóvá váltak az ősi ligeterdőkhez (lásd a trajektóriákat).

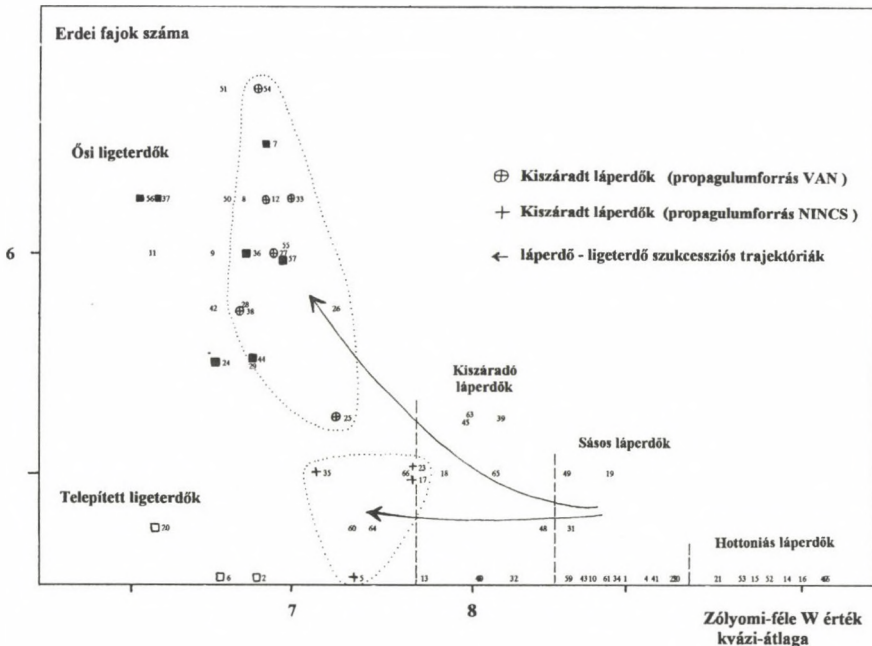


5. ábra. Az erdők cserjeszintjének gazdagodása a kiszáradás során. A telt körök a sás-dominanciájú felvételeket jelölik. Magyarázatot lásd a szövegben.

Természetvédelmi Közlemények 5–6, 1997

A történeti változások követésének lehetősége

Kutatásaink egyik fő célja az volt, hogy megvizsgáljuk, mennyire használhatók történeti florisztikai és cönológiai adatok néhány évtizedes léptékű vegetációtörténekek rekonstruálásában. Az eredmények azt mutatják, hogy ezek a források csak korlátozott mértékben használhatók ilyen célokra. Oka az, hogy a florisztikai feljegyzések nem voltak reprezentatívak, a cönológiai felvételeket pedig utólag sem lehetett elég pontosan lokalizálni. Boros Ádám célja az érdekesebb fajok megtalálása volt. Naplójának kiemelkedő értékét az adja, hogy az egyes helyszíneket néhány mondatban jellemzi és a florisztikai adatok egy részénél is találunk kiegészítő megjegyzéseket. Ezek alapján több állománynál sikerült változásokat regisztrálnunk. Sajnos nem jegyzett fel teljes erdő-flórát, így florisztikai adataiból csak a ritkább fajok előfordulásáról vonhatunk le információkat. Járainé Komlódi Magdának, a hagyományos cönológia módszertanával készített felvételei alkalmasak voltak a láperdők tájegységszintű jellemzéséhez, az újonnan leírt társulás cönológiai vizsgálatához, sőt adatokkal szolgáltak ligeterdőkkel alakulásukról is (Járai-Komlódi 1958, 1959). Lokalizálási problémák miatt azon-



6. ábra. A kiszáradó láperdők gyarapodása erdei lágyszárúakban közeli, ill. távoli propagulumforrás esetében. (A telt négyzet, ill. az üres négyzet a referenciaként használt ősi, ill. telepített ligeterdőt jelzi.)

ban csak korlátozott mértékben bizonyultak alkalmasnak arra, hogy a történeti rekonstrukció alapján bizonyosra vett általános kiszáradás mértékét megállapíthassuk. A történeti adatok közül azok voltak a leghasználhatóbbak, melyek jól lokalizálhatók voltak és az alapadatokon kívül szöveges kiegészítéseket is tartalmaztak.

A mai erdők természetességi állapota

Végül vizsgáljuk meg a cikk elején felvetett problémát: mennyire tekinthetők ősieknak, illetve természetközelieknek a Duna–Tisza közti láperdők? A mai állományok mindig azokon a helyeken fordulnak elő, ahol potenciálisan is láperdők lennének. Ennek az az oka, hogy ebben a tájban a láperdők előfordulását elsősorban a földrajzi-hidrológiai tényezők határozzák meg (forrásos medencék kellene). Az erdőállományok nagy részénél kimutatható volt a történeti kontinuitás. Ezek szerint a láperdők többsége ősi erdőnek tekinthető, azaz az elmúlt néhány évszázadban nem volt a területükön rét, szántó vagy tájidegen fajú erdő. (Az általános kiszáradás miatt azonban feltételezhető, hogy az egyes zónák a medencékben lejjebb húzódtak, és ezáltal a mai sásos láperdők feltehetően egykori *Hottoniá*-sok helyén találhatóak.) Mivel ez a társulás erős abiotikus stressz alatt áll, csak korlátozott mértékben tud elgyomosodni. Leginkább az éger-köris váltásban jelentkezik az emberi használat hatása (lásd különösen az Őrjegyben), gyomosodás helyett egyes specialista fajok eltűnése a jellemző, és a fajkészlet szegényedése figyelhető meg. Nagyobb degradáltságot csak a kiszáradó és a kiszáradt láperdőkben tapasztaltunk, melyekben a lápi jelleg gyors csökkenése és a gyomfajok inváziója jellemző.

Összefoglalva, azokat az állományokat tekintjük a legtermészetközelieknek, ahol az erdőállomány kontinuitása igazolható volt, és a vízháztartás még ma is lehetővé teszi a lápi jelleg legalább részleges fennmaradását. Ilyenek az ócsai Nagy-erdő egyes foltjai, a dabasi Vizesnyílás láperdeje és a Tabdi-erdő ÉK-i vége. Meg kell azonban említenünk, hogy az elmúlt évek aszályai ezen erdőkben is nyáron megszakítják a lápos jelleget, ezért ezen erdők természetközelsége is hamar megszűnhet. Fontos lenne annak hosszú távú vizsgálata, hogy az Ócsán és Tabdiban megkezdett rekonstrukciós munkák milyen mértékben képesek a kiszáradást megakadályozni.

* * *

Köszönetnyilvánítás. – Ezúton szeretnénk kifejezni köszönetünket azoknak, akik a kézirat-hoz fűzött gondolataikkal, hasznos tanácsaikkal, útbaigazításaikkal, valamint az adatfeldolgozásban nyújtott segítségükkel támogatták munkánkat: dr. Fekete Gábor, dr. Petrás József, Vajda Zoltán, Juhász Magdolna, Horváth András, Biró Marianna, Gulyás Györgyi és Major Kálmánné. A kutatást az OTKA (936) és az ECOSCOPE alapítvány támogatta.

Függelék

Az egyes erdőállományok és a cönológiai felvételek adatai.

A felvételek pontos lokalizálására a jelen időpontig nem volt lehetőség. A jövőben célunk a festéssel megjelölt kvadrátok földi koordinátáinak bemérése GPS-szel. A pontos adatokat – a későbbi visszakereshetőség érdekében – a közlemények egy későbbi számában szeretnénk közreadni. Az itt ismertetett adatok, valamint a cönológiai tabella megtalálhatóak az ECOSCOPE alapítvány adattárában és a CoenoDAT adatbázisban is.

A felvételek számozása az eredeti terepi számozást követi. Az egyes cönológiai felvételeket egy-egy helyszínen láposságuk sorrendjében mutatjuk be.

Itt idézzük Boros Ádám útinaplójából az egyes láperdőkre vonatkozó részeket.

Ócsa: A Duna-Tisza köze legnagyobb kiterjedésű és leggazdagabb lárvidéke. Gyakoriak a *Hottoniás* láperdők, a ligeterdők is fajgazdagok (Fagitalia fajok is!). Boros Ádám (1936) megjegyzi, hogy a lárterületen a láperdőt kevésbé érintette a lecsapolás, mint a zombékosokat. A máig fennmaradt erdőfoltokban az elmúlt években megindult vízrajzi rekonstrukciós munkák remélhetőleg a lápi jelleg erősödéséhez vezetnek.

Felvételek: 52: kiszáradó *Hottoniás* láperdő a Nagy-erdő belsejében, 53: mint az előző, 48: fajgazdag sásos láperdő a Petőcz-erdő déli részében, 49: szép fajgazdag sásos láperdő a Petőcz-erdő DNy-i részében, 50: sásos láperdővel körülvett, gyomos ligeterdő sziget a Petőcz-erdő DNy-i részében, 51: mint az előző, 54: gyomos kiszáradt láperdő a Nagy-erdő belsejében, 55: mint az előző, 56: fajszegény, de nem gyomos ligeterdő a Nagy-erdő belsejében, 57: mint az előző.

Dabas: Két kisebb, de bővízü és fajgazdag láperdőfolt található óholocén Dunamederben. Az égerlábak flórája különösen szép. *Hottonia* csak a nagyobb erdőfoltban található, de ott sok. A láperdőt csupán néhány méteres, de nem gyomos ligeterdősáv szegélyezi. Az erdők körül kiszáradó lár- és kaszálórétek vannak. Boros Ádám az itteni láperdőt csak „futólag tekintette meg” (1934. május 13-án).

Felvételek: 46: *Hottoniás* láperdő az erdő legszélesebb részén, 47: mint az előző, 45: sásos, fátlan tisztás láperdővel övezve az erdő legszélesebb részén, 43: szép sásos láperdő az erdő DK-i nyúlványa közepén, 44: fajgazdag ligeterdő az erdő belső öblének K-i részén.

Káposztási Turjános: Hosszú, keskeny, telepített égeres láperdő. Az északi része szárazabb, gyomosabb, a déli vizesebb és fajgazdag. Egy nagy foltban tömeges a *Thelypteris*. Ligeterdeje keskeny és gyomos, de két foltban *Ophioglossum*-mal (200+50 tő). Az erdőben szabálytalan elhelyezkedésű, szögletes kazeták találhatóak (talán halfogásra vagy tőzegtermelésre használták?). Az erdőt keletről szántó, dél-nyugatról lárprétfoltok határolják. Ezt az erdőt Boros Ádám nem vizsgálta.

Felvételek: 1: fajgazdag sásos láperdő az erdő déli végénél, 4: fajszegény sásos láperdő az erdő közepe táján, 3: fajszegény, de nem gyomos kiszáradó láperdő az erdő déli részén, 5: kiszáradt láperdő az erdő közepe táján, 2: nagyon gyomos telepített ligeterdő az erdő déli részén, 6: mint az előző, de az erdő keleti szélének közepe táján.

Kullér-erdő: Gyönyörű fiziognómiájú és fajgazdag ligeterdők alkotják az erdő zömét. Láperdőfoltokat csupán néhány kisebb medencében találunk, éger nélkül. A ligeterdők egy része kiszáradt láperdő, *Deschampsias* gyepszinttel. Egyes helyeken a lép- és ligeterdő finom mozaikot képez. Boros Ádám szerint (1920. május 25.) „igen szép *Fraxinus*-erdő”; kőris, szil (mezei) állományok mocsártölgygel.

Felvételek: 41: sásos láperdőtisztás a legnyugatibb erdőfolt közepén, 40: sásos láperdő egykori csatorna helyén a nagy erdőfolt északi végében, 42: kiszáradt és részben kiszáradó láperdő (a kettő finom mozaikja) a Molnár tanyától keletre, 39: *Deschampsias* és sásos kiszáradó láperdő a nagy erdőfolt közepe táján, 38: *Deschampsias* kiszáradt láperdő a nagy erdőfolt közepe táján, 36: nagyon szép, fajgazdag ligeterdő a nagy erdőfolt DK-i szélénél, 37: mint az előző.

Kiscsengődi-erdő: Közepesen fajgazdag, kőrises láperdő, melyet karakterfajokban szegény, de nem gyomos ligeterdő övez. Kis tisztásain szép lép- és kaszálórétek vannak. Ezt az erdőt Boros Ádám nem vizsgálta.

Felvételek: 34: fajgazdag sásos láperdő az erdő legkeletibb részén, 35: kiszáradt láperdő az előzőtől ÉNy-ra.

Tabdi-erdő: Az Őrjeg legszebb láperdeje. Vízbő *Hottonias*, lápi csalános és zsombéksásos foltok csak a vasúttól keletre, az erdő északi végén található (ugyanott, mint Boros Ádám idejében). Az erdő több foltra tagolt, köztük réteket és szántókat találunk. A sásos láperdőtípus a legelterjedtebb. A ligeterdők fajgazdagok. Boros Ádám szerint (1920. május 25.) „gyönyörű *Fraxinetum*, a Szücsivel kb. azonos, sűrűbb, ritkább részek tisztásokkal és mocsarakkal váltakoznak, a flóra szép zavartalan.” 1926. október 16-án ezt írta naplójába: „A vasúttól nyugatra lévő részt a legeltetés erősen megrongálta (értsd: a réteket), de a legészakibb széle most is szép, a keleti rész északi vége a legmocsarasabb rész, itt zsombékos rész is van, aminek kiirtásán most dolgoznak. Az erdőn áthúzott levezető árok nagyon szárítja az erdőt, az előbb említett rész korábban annyira mocsaras volt, hogy sohase tudtam ide behatolni. Sajnos e részt teljesen lecsapolják és a zsombékosokat kiirtják.” Szerencsére ez utóbbi jóslat csak részben teljesedett be, így még ma is fajgazdag e rész, bár a nagy zsombékok valóban eltűntek (lásd a 14., 15., és 16. felvételt!).

Felvételek: 15: sásos láperdőtisztás az erdő ÉK-i végénél, 14: zsombékos láperdőszel az erdő ÉK-i végénél, 16: tavasszal bővízű, nyáron közel nudum *Hottonias* láperdő az erdő ÉK-i végénél, 13: fajszegény sásos láperdő a csatornától délre, a vasúttól nyugatra, 10: sásos láperdő a központi erdőfoltban, 9: kiszáradt

láperdő a központi erdőfoltban, 12: kiszáradt láperdő a csatornától délre, a vasúttól nyugatra, 7: ligeterdő a központi erdőfoltban, 11: sűrű cserjeszintű szép ligeterdő a csatornától délre, a vasúttól nyugatra, 8: egykori földút helyén regenerálódó ligeterdő.

Szücsi-erdő: A Kullér-erdő mellett az Őrjeg legszebb turjánmozaikja, szép ligeterdőkkel, egyes mélyedésekben sásos láperdőfoltokkal. A kiszáradt láperdők gyakran nudumok, gyakori bennük a *Deschampsia*. Az erdő több foltból áll, köztük orchideákban gazdag réteket találunk. Az erdőtömbtől északra fajgazdag fűzlápok maradtak fenn (*Menyanthes*, *Thelypteris* – Petrás J. szóbeli közlése). Boros Ádám szerint (1920. május 22.) „szép, mocsári kőrises vegyes erdő”.

Felvételek: 30: Kiszáradt „*Hottoniás*” láperdő (nudum) a keleti erdőfolt északi részén, 32: sásos láperdő ugyanott, 31: mint az előző, 25: *Deschampsias* kiszáradt láperdő a belső kis erdőfoltban, 26: mint az előző, tőle nyugatra a nyugati erdőfoltban, 33: *Deschampsias* kiszáradt láperdő a keleti erdőfolt északi részén, 27: kiszáradt láperdő a nyugati erdőfolt közepe táján, 28: nem túl szép ligeterdő ugyanott, 29: ligeterdő a keleti erdőfolt déli részén.

Keceli Berek-erdő: Az erdő alakjából ma is felismerhető az egykori Duna kanyarulata (mint Dabason is). Keleti karéjának déli része a legláposabb. Itt fűzláp is található, szegélyében fiatal kőrises láperdő. A nyugati részen erősen száradó, kiterjedt sásos láperdő van. Az erdőt rétek veszik körül, de az erdő öblében a rét helyén ma fiatal nemes nyárust találunk. A keleti szárny ligeterdejének jó részét tarra vágják, ma ez erősen gyomos. Boros Ádám a következőket jegyezte fel 1928. augusztus 19-én: „szép kis *Fraxinetum*, helyenként vízállásos helyekkel. Szélein kőrifaültetvényekkel nagyobbítani próbálják. *Quercus robur* nem sok.”

Felvételek: 21: bővízű, „*Hottoniás*”, valójában lápi csalános láperdő a keleti szárny déli részén, 22: fajgazdag sásos láperdő ugyanott, 19: sásos láperdő a nyugati szárny déli részén, 18: kiszáradó láperdő ugyanott, 17: gyomos kiszáradt láperdő ugyanott, 23: elég gyomos, kiszáradt láperdő a keleti szárny déli részén, 24: gyomos ligeterdő ugyanott, 20: gyomos telepített ligeterdő a nyugati szárny déli részén.

Tőserdő: A tölgyes keleti szélében, keskeny sávban találunk láperdőt. Bár erősen szárad és helyenként degradált (pl. sok benne az *Amorpha*) még mindig fajgazdag. Az útmelletti forrás júniusban száraz volt. Boros Ádám szerint (1930. május 18.): „Északi része száraz tölgyes, déli része mocsaras, amit a magas vízállás miatt alig tudtam bejárni. Nedves része főleg *Alnetum*, de sok hamvas égerrel.”

Felvételek: 61: Fajszegény kiszáradt *Hottoniás* láperdő az erdő keleti szegélyén, 63: gyomos, de fajgazdag, kiszáradó láperdő már ligeterdőfajokkal is, a forrás alatt, 62: gyomos, fajszegény (de jellemző) tölgyes erdő az erdő DK-i szélénél – már inkább gyöngyvirágos tölgyes.

Alpári-égeres: 200 éve még rét volt a helyén, ma szép égerállomány. Széleiben sűrű vesszősövénnyel elkerített konyhakertek vannak, melyek talaja láptalaj. Az erdő a másik oldalon fajgazdag mocsárral érintkezik.

Felvétel: 64: csalános kiszáradó láperdő az erdő északi végénél.

Zsombói-láp: Az erdő telepített, ezért fajszegény és gyomos. Láperdeje, mely szintén fajszegény, a déli és nyugati részeken található. Boros Ádám a következőket jegyezte fel (1958. május 27-én): „Kis erdőcske, belseje és DK-i széle azonban nocsaras, lápréttel érintkezik. Kőrísligetében *Thelypteris* és *Carex elata*.”

Felvételek: 59: *Deschampiás*-sásos kiszáradó láperdő az erdő déli végénél, 60: *Deschampiás* kiszáradt láperdő a nagy tisztástól nyugatra, 58: fajszegény, de nem gyomos gyöngyvirágos tölgyes a nagy tisztástól délre.

Irodalomjegyzék

- Bartha, D. (1990): Égerlápok a Nyírség északkeleti részén. – *Bot. Közlem.* **77:** 17–23.
- Borhidi, A. (1958): Belső-Somogy növényföldrajzi tagolódása és homokpusztai vegetációja. – *MTA Biol. Csop. Közlem.* **1:** 343–378.
- Boros, Á. (1936): A Duna–Tisza köze kőriserdői és zsombékosai. – *Bot. Közlem.* **33:** 84–97.
- Boros, Á. *útinaplói* (1915–1968). – MTM Növénytár, Tudománytörténeti Gyűjtemény.
- Buzetzký, Gy. & Zsuffa, I. (1979): A Duna–Tisza köze vízrajzi viszonyai, vízrendezés. – In: Tóth, K. (szerk.): *Nemzeti Park a Kiskunságban*. Natura, Budapest.
- Csongor, Gy. (1957): Természetvédelmi feladataink Szeged környékén. I. A zsombói erdő. – *Móra F. Múz. Évk.* **23:** 411–424.
- Frisnyák, S. (1990): *Magyarország történeti földrajza*. – Tankönyvkiadó, Budapest.
- Járai-Komlódi, M. (1958): Die Pflanzengesellschaften in dem Turjánggebiet von Ócsa-Dabas. – *Acta Bot. Hung.* **4:** 63–92.
- Járai-Komlódi, M. (1959): Sukzessionsstudien an Eschen-Erlenbruchwäldern des Donau-Theiss Zwischenstromlandes. – *Ann. Univ. Sci. Budapest., Sect. Biol.* **2:** 113–122.
- Járai-Komlódi, M. (1966): *Palinológiai vizsgálatok a Magyar Alföldön a Würm glaciális és a holocén klíma- és vegetációtörténetére vonatkozóan*. – Kand. Értek., ELTE, Budapest.
- Járai-Komlódi, M. (1987): Postglacial climate and vegetation in Hungary. In: Pécsi, M. & Kordos, L. (eds): *Holocene Environment in Hungary*. – Geographic Research Institute, Budapest.
- László, G. (1915): *A tőzezlápok és előfordulásuk Magyarországon*. – Budapest.
- Lendvai, G. (1990): A Tengelici-Homokvidék északi részének vegetációja (áttekintés). – *Bot. Közlem.* **77:** 9–16.
- Menyhárt, L. (1877): *Kalocsa vidékének növénytenyésztete*. – Budapest.
- Pécsi, M. (1957): Kalocsa és Kecel-Kiskőrös környékének geomorfológiai kérdései. – *Földr. Ért.* **6:** 421–442.
- Petrás, J. (1983): *A kiskőrösi Szücsi-erdő természetvédelmi területének phytocönológiai, környezetbiológiai feltárása*. – Dokt. Értek., JATE, Szeged.
- Seregélyes, T. & S. Csomós, Á. (1990): *Természetvédelmi célú botanikai feltáró kutatások a Dabasi Turjános TT területén, 1978–1980*. – Kézirat.
- Simon, T. (1957): *Die Wälder des Nördlichen Alföld*. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Simon, T. (1988): A hazai edényes flóra természetvédelmi érték-besorolása. – *Abstracta Botanica* **12:** 1–23.
- Soó, R. (1960): Az Alföld erdői. – In: Magyar, P.: *Alföldfásítás*. Akadémiai Kiadó, Budapest.

- Soó, R. (1964–80): *Synopsis systematico-geobotanica florum vegetationisque Hungariae I–VI.* – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Szujkó-Lacza, J. & Kováts, D. (eds) (1993): *The flora of the Kiskunság National Park.* – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 469 pp.
- Tímár, L. (1953): A Tiszamente Szolnok és Szeged közötti szakaszának növényföldrajza. – *Földr. Ért.* 2: 87–113.
- Tölgyesi, I. (1981): *Az izzási Kolon-tó és környéke (KNP) flórája, növénytársulásai.* – Dokt. Értek., ELTE, Budapest.
- Zólyomi, B. (1931): A kultúra hatása a vegetációra a Hanság medencéjében. – *Debreceni Tisza I. Tud. Társ. Kiadv.* 4: 121–128.
- Zólyomi, B. (1934): A Hanság növényösszetevései. – *Vasi szemle* 1: 146–174.
- Zólyomi, B. (1958): Budapest és környékének természetes növénytakarója. – In: Pécsi, M. (szerk.): *Budapest természeti képe.* Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 509–642.

Térképek

EOTR és Hazai 1: 10 000-es térképek (az 1970-es és 80-as évekből)

I. katonai felmérés és országleírás (1783), Hadtörténeti Intézet Térképtára, Budapest.

III. katonai felmérés javított 1: 50 000-es térképei (1943–44), Hadtörténeti Intézet Térképtára.

Ash-alder fenwoods of the Duna–Tisza köze (Hungary): Their present state and history in the 20th century

Molnár, Zs., Horváth, F., Litkey, Zs. & Walkovszky, A.
 Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences
 H-2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4, Hungary

Abstract: The ash-alder fenwoods of the Duna–Tisza köze are relatively species poor compared to the Western European stands, but have high natural value in this landscape. More continental climate and human use may be the responsible factors for their poor species composition. Since these woods are one of the special habitats of the region, a lot of botanical attention was given to them. Ádám Boros and Magda Járai-Komlódi surveyed them floristically and coenologically in the 1920ies and 1950ies, respectively. The following woodland types can be found in the region: *Hottonia palustris* type, *Carex acutiformis* type, drying woods, dried out woods.

The goals of our study were to survey the present state of these woods and to reconstruct their 20th century history. The position and shape of the woods changed very little in the last 200 years. Drying began in the 1920ies, and accelerated in the last 20 years. Woods with continuous woodland cover in the last centuries and with more or less anaerobic hydrology are today in the most natural condition (Ócsa, Dabas, Tabdi).

Another goal of our research was to determine the applicability of historical floristical and coenological data in historical reconstructions. Data which were not localized had very little information about the well known fact, that the woods are drying. Some data, however, bore important information about the past of the woods.

Key words: historical reconstruction, drying, floristics, plant sociology, monitoring

Könyvismertetés

Csontos P.: *Az aljnövényzet változásai cseres-tölgyes erdők regenerációs szukcessziójában. Synbiologia Hungarica 2(2), 122 pp., 1996. Scientia Kiadó, Budapest*

Alig több, mint egy éve indította útjára Podani János a *Synbiologia Hungarica* sorozatot és nagy örömeinkre menetrendszerűen jelennek meg következő kötetei. Ezek sorában üdvözölhetjük Csontos Péter munkáját is, amely témájával remekül illeszkedik a sorozat szünbiológiai irányvonalába.

Ismerkedjünk meg a könyv bevezető fejezetében feltett legfontosabb kérdésekkel: „Miért esett a választás a cseres-tölgyesek aljnövényzetére? Miért a vágásterületek (kerültek kiválasztásra)? Mi az a háttérben álló legfőbb ok, ami ennyire időszerűvé, sürgetővé tette a vágásterületeken (és másutt is) megfigyelhető természetes regenerálódási folyamatok vizsgálatát?”

A lehetséges válaszokat bizonyára sejtje a kedves Olvasó is, de a szerző gondosan kidolgozott indoklásai már itt, a bevezető fejezetben sejtetik, hogy Juhász-Nagy Pál iskolájából kinőtt, a JNP-i szigorú mércével mérve is korszerű cönológiai, ökológiai munkával van dolgunk.

A második fejezet: „A vágásterületek botanikai jellemzése, osztályozása és a felújulás szakaszai” ismerteti a vizsgált vágásokat és általános botanikai karakterüket, a területek tipizálását, csoportosítását és tisztázza azok erdőnevelési munkafolyamatokkal való viszonyát. Ez az önmagában is példásan megálló rész flóraértékelést, kvantitatív cönológiát és ökológiát ötvözve alapozza meg a további vizsgálatokat.

A harmadik fejezet: „A megvilágítottsági viszonyok és az aljnövényzeti produktum dinamikus változásai a regenerációs szukcesszió során” tárgyalja a legfontosabbként kiválasztott hatótényező (a megvilágítottság) és következménye (produkció) vizsgálati eredményeit, értékelését.

A tárgyalást mindenütt gazdagon szövi át a hazai és nemzetközi kutatások gondolataival és eredményeivel való szembesítés, összevetés, amely a könyv olvasását mindvégig érdekessé teszi, a könyv nyelvezete jól érthető, „tudományoskodó” fordulatoktól mentes, mégis pontos és szakszerű. Az összefoglalás tömör és részletes (az angol nyelvű összefoglalás is), a feldolgozott irodalom bőséges és helyénvaló, az ábrák és táblázatok gondosan kimunkáltak, a taxonok mutatója hasznos, a könyv belső borítóján található képek lényegretörőek és a könyv mondanivalóját meggyőzően illusztrálják. Tamás Júlia rajzai szépek és a könyvet a szigorú tudományos tartalom ellenére is esztétikussá emelik.

Csontos Péter könyve korszerű, kiérlelt és gondos botanikai, ökológiai munka, amelyet örömmel ajánlhatok minden érdeklődő Olvasó figyelmébe.

Horváth Ferenc
MTA ÖBKI Vácrátót

Mennyire megalapozott ökológiailag a hazai szárazföldi gerincesek természetvédelmének jogi státusa?

Báldi András¹ & Csorba Gábor²

¹Magyar Természettudományi Múzeum, MTA TKI Állatökológiai Kutatócsoport
1088 Budapest, Baross u. 13

²Magyar Természettudományi Múzeum, Állattár
1088 Budapest, Baross u. 13

Összefoglaló: A természetvédelem számára mindig is nehézséget jelentett, hogy a védelmi intézkedések gyakran szubjektív döntéseken alapultak. Báldi *et al.* (1995) tanulmányában a kételtű, hüllő, madár és emlős taxonokat rangsorolta számos biológiai, biogeográfiai és ökológiai szempont alapján, hogy elkészítse a fajok természetvédelmi rangsorát. Jelen elemzésben e rangsor adatbázisa alapján sokváltozós diszkriminancia elemzést végeztünk, mely során a nem védett, részben védett, védett és fokozottan védett kategóriákba soroltuk a fajokat. Az eredmények szerint a fajok jogi státusa a biológiai tulajdonságok alapján jóslott besorolással csak 58,36%-ban egyezett meg. Ez a jelentős eltérés két okra vezethető vissza: (1) erősebb jogi védelmet kapott egy taxon, mint a vizsgált biológiai változók alapján várható. Ennek oka általában a nem biológiai, például jelképi, közkeletveltségi stb. tényezők figyelembe vétele volt. (2) A faj védettsége nem megfelelő. Elemzésünk alapján javaslatot teszünk több faj védettségi besorolásának felülvizsgálatára.

Kulcsszavak: kételtű, hüllő, madár, emlős, védettségi státus, diszkriminancia analízis, átsorolási javaslatok

Bevezetés

A természet átalakulásának, elszegényedésének leglátványosabb jeleként a fajpusztulást szokás említeni. Maga a fajpusztulás természetes jelenség, a földtörténet során valaha élt fajok több mint 99%-a már kipusztult (Raup 1988). Tehát nem maga a kipusztulás, hanem annak sebessége az, ami példátlan a Föld történetében. Az emberiség indukálta kihálás ugyanis időegység alatt nagyságrendekkel több faj eltűnésével jár, mint a földtörténeti korok eseményei (Wilson 1988, Diamond 1989).

A fajok eltűnése azért olyan jelentős, mert a folyamat visszafordíthatatlan. Elpusztított élőhelyek regenerálódhatnak, ha az éghajlat és talajviszonyok nem változtak meg, számos élőhelytípust lehetséges mesterségesen rekonstruálni. Ugyanakkor a fajok megőrzése csak eredeti környezetükben értelmes, ahol evolúciós változási képességük is megmarad (Frankel & Soulé 1981).

A természetvédelem fő irányvonalát a biodiverzitás fenntartása jelenti (McNeely *et al.* 1990, Solbrig 1991). A kihívás hatására kialakult egy új tudó-

mány, a konzervációbiológia (Soulé 1985), mely az utóbbi években Magyarországon is egyre nagyobb szerepet kap (pl. Báldi 1994, Fekete *et al.* 1994, Moskát *et al.* 1993, 1995, Varga 1996). A biodiverzitás védelmének igénye számos szinten jelentkezik, de jelenleg leginkább a fajszintű védelemnek van gyakorlati szerepe. Részben azért, mert az ismereteink mind az egyed alatti (gének), mind az egyed feletti (közösségek és ökoszisztémák) szinteken jóval csekélyebbek, mint a fajokról rendelkezésre álló anyag, részben mert ez a megfogható, emberekhez legközelebb álló része a pusztulásnak. A hangsúly azonban a fajok szintjéről várhatóan át fog tevődni az ökoszisztémák szintjére. Elsősorban azért, mert a lehetőségeinkhez képest túl sok a faj, egyszerűen lehetetlen mindegyiket figyelemmel kísélni. Ráadásul több tízmillió leíratlan, a tudományra ismeretlen faj van még (pl. Cracraft 1994).

A hazai természetvédelem számára jelenleg a fajszintű megközelítés jelenti a legfontosabb kapcsolódási pontot a jogi és gazdasági szférákkal. Az, hogy az egerészölyv pusztítja a mezőgazdasági kártevőket és a faj „természetvédelmi” értéke 10 000 forint, mindenki számára érthető. Jóval nehezebb másféle biológiai értékeket „forintosítani”. Éppen ezért roppant lényeges, hogy minél jobban fedje a valós biológiai helyzetet a fajok jogi státusa, illetve pénzben kifejezett „természetvédelmi” értéke.

Tanulmányunkban a „Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere” (Báldi *et al.* 1995) adatbázisa alapján elemeztük a fajok jogi státusát. Célunk a jogi csoportosítás biológiai megalapozottságának vizsgálata volt.

Módszerek

A magyarországi szárazföldi gerincesek természetvédelmi szempontú értékelési rendszerének (Báldi *et al.* 1995) adatbázisa számos szakember közreműködésével készült. Minden taxonnál meg kellett becsülni biológiai változókat, melyek a faj teljes elterjedési területére vonatkoztak, és a magyarországi populációt értékelő változókat (1. táblázat). Összesen 377 hazánkban rendszeresen előforduló és/vagy szaporodó szárazföldi gerinces fajra (kétéltű, hüllő, madár, emlős) készült el a rangsorolás.

A 377 fajt jogi státusuk alapján csoportokba rendeztük: (1) nem védett; (2) részlegesen védett; (3) védett; és (4) fokozottan védett. Az analízis során első lépésben teszteltük, hogy a négy csoporthoz tartozó fajok biológiai változóinak átlagai azonosak voltak-e. Utána a négy csoport alapján az SPSS/PC+ (Norusis 1990) programcsomag segítségével diszkriminancia analízist végeztünk. Így lehetővé vált az előre megadott csoportok (ti. jogi státus) „jóságának” tesztelése. A diszkriminancia analízis feltételezi a változók multinormál eloszlását, mely nem

1. táblázat. A taxonok természetvédelmi értékelése során vizsgált változók (részletes leírását lásd Báldi *et al.* 1995-ben). Zárójelben a továbbiakban használt rövidítések találhatók.

A faj biológiai jellemzői

A taxon rendszertani helye (taxon)

A faj egyedszáma (populáció)

A faj egyedszámának változása (populáció változás)

Az elterjedési terület nagysága (area)

Az elterjedési terület nagyságának változása (area változás)

A faj csoportosulási hajlama (aggregáció)

A szaporodó nőstények egy évre jutó utódainak átlagos száma (utódszám)

A nőstény szaporodóképessé válásának ideje (első reprodukció)

Táplálkozási specializáció (táplálkozási specializáció)

Szaporodási specializáció (szaporodási specializáció)

Egyéb specializáció (egyéb specializáció)

A faj magyarországi állományának helyzete

A faj egyedeinek hány százaléka él Magyarországon (endemitás)

A faj magyarországi állományváltozásának iránya (a hazai populáció változása)

A faj magyarországi előfordulása (státus)

2. táblázat. A fajok nem védett, részlegesen védett, védett és fokozottan védett csoportjaiban a biológiai változók azonosságának a tesztelése: Wilks-lambda (U-statisztika) és egyváltozós F-arány 3 és 373 szabadsági fokkal.

Változó	λ	F	p
Taxon	0,96224	4,88	0,0024
Populáció	0,87098	18,42	0,0000
Populáció változás	0,80050	30,99	0,0000
Area	0,98307	2,14	0,0946
Area változás	0,76440	38,32	0,0000
Aggregáció	0,97908	2,66	0,0482
Utódszám	0,87776	17,32	0,0000
Első reprodukció	0,94089	7,81	0,0000
Táplálkozási specializáció	0,97199	3,58	0,0140
Szaporodási specializáció	0,95598	5,73	0,0008
Egyéb specializáció	0,97060	3,77	0,0110
Endemitás	0,96339	4,73	0,0030
Hazai populáció változása	0,86323	19,70	0,0000
Státus	0,92425	10,19	0,0000

feltétlenül teljesül. Ilyen esetekben a logisztikus regresszió alkalmazható, melynél nincs ilyen előfeltétel (pl. Kemenes & Demeter 1994). Mi mégis a diszkriminancia analízist alkalmaztuk, mert (1) így lehetőségünk nyílt nem csak 2, hanem 4 csoportot is létrehozni (a védelem erőssége alapján), valamint (2) ugyanazon adatok és próbaelemzések lefuttatása logisztikus regresszióval és diszkriminancia analízissel hasonló eredményt adott.

Eredmények

Az elterjedési terület nagysága és az aggregáció mértéke változóknál az „azonosak a csoportátlagok” null-hipotézist el lehet fogadni, a többi változónál viszont el kellett vetni (2. táblázat). Azaz a figyelembe vett változók nagy részének az átlaga a különböző jogi kategóriákba tartozó taxonoknál szignifikánsan eltért.

A három diszkriminancia-funkció közül az első kettő szignifikánsan járult hozzá a csoportok elkülönítéséhez (1. funkció: $c^2 = 294,077$, szabadsági fokok száma = 42, $p < 0,0000$; 2. funkció: $c^2 = 76,415$, szabadsági fokok száma = 26, $p < 0,0000$), a harmadik viszont nem (3. funkció: $c^2 = 20,944$, szabadsági fokok száma = 12, $p = 0,0512$). Az első funkció, mely a variabilitás 78,49%-át magyarázza az elterjedési terület változása, a teljes populáció méretének változása, és a magyarországi populációméret változása változókkal korrelál nagymértékben.

A fajok jogi státusa a biológiai tulajdonságok alapján jóslott besorolással csak 58,36%-ban egyezett meg. Ugyanakkor a 4 jogi kategória között jelentősek voltak a különbségek (3. táblázat). A helyes besorolás százaléértékei azonban minden esetben jóval a véletlenszerű besorolást jelentő 25%-os érték felett voltak. A legmagasabb érték (73,4%) a fokozottan védett fajok kategóriában volt.

Diszkusszió

A fajok jogi státusa, mely elsősorban szubjektív döntéseken alapul, többé-kevésbé megfelel a biológiai tulajdonságok alapján javasoltnak, durva eltérést nem találtunk: nincs olyan nem védett faj, mely fokozottan védett, vagy akár védett státust érdemel (3. táblázat). A fokozottan védett fajok közül viszont 6,3% mindössze korlátozott védelmet érdemel biológiai tulajdonságai alapján (3. táblázat). Ez a látszólag nagy eltérés több okra vezethető vissza. Jelen tanulmány csak biológiai tulajdonságok alapján értékelte a fajokat. Ez azt jelenti, hogy a védelmet megindokoló számos lehetséges tényező közül csak önkényesen ezt az egy kiragadott szempontot vizsgáltuk. Ebből adódik, hogy számos fajnál ugyan a faj biológiai jellemzői nem teszik szükségessé a védelmet, a faj mégis védett. A nagy kócsag például Magyarországon a természetvédelem jelképe, a század ele-

3. táblázat. A diszkriminancia-analízis csoportosításának százalékos eredményei. (Értelmezés: a nem védett jogi státusú fajok 72,0%-nál volt biológiailag helyes a besorolás, 28,0%-nál korlátozott védelem javasolt, 0,0%-nál pedig teljeskörű védelem javasolt. A korlátozott védelmű fajoknál 10,7% a nem védett kategóriába javasolt, 60,7% helyesen lett besorolva stb.)

Javasolt kategória	1.	2.	3.	4.
1. Nem védett	72,0%	28,0%	0,0%	0,0%
2. Korlátozottan védett	10,7%	60,7%	28,6%	0,0%
3. Védett	9,6%	23,8%	53,1%	13,5%
4. Fokozottan védett	0,0%	6,3%	20,3%	73,4%

jén hazánkban is a kipusztulás szélére sodródott. Ráadásul az európai állomány zöme Magyarországon fészkel. Emiatt fokozottan védett státusa indokolt annak ellenére, hogy világszerte elterjedt faj. A biológiai és populációs tulajdonságok számos gyakori énekesmadárnál (cinegék, poszáták, rigók stb.) is viszonylag csekély természetvédelmi értéket jeleztek. (Elsősorban ez az oka a mindössze 53,1%-ban sikeres besorolásnak.) Azonban ez esetben is más, nem biológiai tényezők indokolják a védelmet, többek között: (1) esztétikai érték; (2) gazdasági hasznosság; és (3) figyelembe véve a Nyugat-Európában megfigyelt katasztrófa-lis pusztulási trendet (Berthold *et al.* 1993), hasonló helyzet kezelésére kell nálunk is felkészülni.

Javaslatok fajok védelmi státusának változtatására

Az alábbiakban csak a „felfelé” történő jogi státus módosításokra térünk ki, mivel mint már volt róla szó, sok esetben nem biológiai tényezők (is) indokolják

4. táblázat. A biológiai tulajdonságok alapján erősebb jogi védelemre javasolt taxonok. É: érvényben levő jogi státus, J: javasolt státus. (1: nem védett, 2: korlátozottan védett, 3: védett, 4: fokozottan védett)

	É	J
Alpesi gőte (<i>Triturus alpestris</i>)	3	4
Mocsári teknős (<i>Emys orbicularis</i>)	3	4
Törékeny gyík (<i>Anguis fragilis</i>)	3	4
Erdei sikló (<i>Elaphe longissima</i>)	3	4
Keresztes vipera (<i>Vipera berus</i>)	3	4
Feketenyakú vöcsök (<i>Podiceps nigricollis</i>)	3	4
Kárókatona (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	1	2
Vörös gém (<i>Ardea purpurea</i>)	3	4
Pocgém (<i>Ixobrychus minutus</i>)	3	4

	É	J
Énekes hattyú (<i>Cygnus cygnus</i>)	3	4
Nyári lúd (<i>Anser anser</i>)	3	4
Nagy lilik (<i>Anser albifrons</i>)	2	3
Vetési lúd (<i>Anser fabalis</i>)	2	3
Böjti réce (<i>Anas querquedula</i>)	2	3
Csörgő réce (<i>Anas crecca</i>)	2	3
Kerce réce (<i>Bucephala clangula</i>)	2	3
Kis bukó (<i>Mergus albellus</i>)	3	4
Héja (<i>Accipiter gentilis</i>)	2	3
Fakó rétihéja (<i>Circus macrourus</i>)	3	4
Kék vércse (<i>Falco vespertinus</i>)	3	4
Nagy goda (<i>Limosa limosa</i>)	3	4
Piroslábú cankó (<i>Tringa totanus</i>)	3	4
Sárszalónka (<i>Gallinago gallinago</i>)	2	4
Erdei szalónka (<i>Scolopax rusticola</i>)	1	3
Sárjáró (<i>Limicola falcinellus</i>)	3	4
Pajzsos cankó (<i>Philomachus pugnax</i>)	3	4
Köszvágó csér (<i>Sterna hirundo</i>)	3	4
Lappantyú (<i>Caprimulgus europaeus</i>)	3	4
Erdei pacsirta (<i>Lullula arborea</i>)	3	4
Dolmányos varjú (<i>Corvus corone cornix</i>)	1	2
Vetési varjú (<i>Corvus frugilegus</i>)	1	2
Szarka (<i>Pica pica</i>)	1	2
Szajkó (<i>Garrulus glandarius</i>)	1	2
Sisegő füzike (<i>Phylloscopus sibilatrix</i>)	3	4
Kis őrgébics (<i>Lanius minor</i>)	3	4
Kis patkósdenevér (<i>Rhinolophus hipposideros</i>)	3	4
Kereknyergű patkósdenevér (<i>Rhinolophus euryale</i>)	3	4
Nagy patkósdenevér (<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>)	3	4
Horgasszőrű denevér (<i>Myotis nattereri</i>)	3	4
Tavi denevér (<i>Myotis dasycneme</i>)	3	4
Közönséges késeidenevér (<i>Eptesicus serotinus</i>)	3	4
Fehértorkú denevér (<i>Vespertilio murinus</i>)	3	4
Ürge (<i>Spermophilus citellus</i>)	3	4
Mogyorós pele (<i>Muscardinus avellanarius</i>)	3	4
Nagy pele (<i>Glis glis</i>)	2	3

	É	J
Erdei pele (<i>Dryomys nitedula</i>)	3	4
Róka (<i>Vulpes vulpes</i>)	1	2
Nyuszt (<i>Martes martes</i>)	3	4
Vadmacska (<i>Felis silvestris</i>)	3	4
Vaddisznó (<i>Sus scrofa</i>)	1	2

Megjegyzés: A kézirat elkészülte után, 1996 júliusától, a kék vércse fokozottan védett faj lett.

az adott védettségi fokot. Sok fajnál viszont a biológiai-populációs tulajdonságok ismeretében a védettségi státus nem elégséges. Ezeknél tehát a jogi szabályozásnak kell lépéseket tennie (4. táblázat). Így számos, vadászok által kedvelt fajnál javasolt a szigorúbb védelem, például a vetési lúdnál, csörgő és bőjti récéknél. Hét faj esetében a nem védett kategóriából korlátozottan védett kategóriába történő átsorolás javasolt, de ezek gyakorlati jelentősége valószínűleg csekély. Több fajnál az átsorolás egyenesen káros lehet a természetvédelem számára. A legtöbb javaslat a védett kategóriából a fokozottan védett kategóriába történő átsorolást jelent. Ezek között 12 emlős, 18 madár, 4 hüllő és 1 kételtű faj található.

Bízunk benne, hogy az erősebb jogi védelmet igénylő fajok esetében a biológiai érvek elégséges alapot szolgáltatnak a megfelelő adminisztratív lépések megtételére.

* * *

Köszönetnyilvánítás. – Köszönjük Dr. Kalotás Zsolt és Dr. Demeter András észrevételeit a kéziratról. Az elemzés elkészítését az OTKA (F/5249) támogatta.

Irodalomjegyzék

- Báldi, A. (1994): *Természetvédelmi területek tervezésének ökológiai szempontjai*. – II. Nemzetközi Környezetvédelmi Konferencia, Kecskemét, pp. 134–137.
- Báldi, A., Csorba, G. & Korsós, Z. (1995): *Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 59 pp.
- Berthold, P., Kaiser, A., Querner, U. & Schlenker, R. (1993): Analysis of trapping figures at Mettnau station, S Germany, with respect to the population development in small birds: a 20 years summary. – *J. Orn.* **134**: 283–299.
- Cracraft, J. (1994): Species diversity, biogeography and the evolution of biotas. – *Amer. Zool.* **34**: 33–47.
- Diamond, J. M. (1989): The present, past and future of human-caused extinctions. – *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* **325**: 469–477.

- Fekete, G. *et al.* (1994): Foundations for developing a national strategy of biodiversity conservation. – *Acta zool. hung.* **40**: 289–327.
- Frankel, O. H. & Soulé, M. E. (1981): *Conservation and evolution*. – Cambridge University Press, Cambridge, 327 pp.
- Kemenes, I. & Demeter, A. (1994): Uni- and multivariate analyses of the effects of environmental factors on the occurrence of otters (*Lutra lutra*) in Hungary. – *Annls hist.-nat. Mus. natn. Hung.* **86**: 133–138.
- McNeely, J. A., Miller, K. R., Reid, W. V., Mittermeier, R. A. & Werner, T. B. (1990): *Conserving the World's biological diversity*. – IUCN, Gland, Switzerland; WRI, CI, WWF-US and the World Bank, Washington, D. C., 193 pp.
- Moskát, C., Báldi, A. & Mahunka, S. (1993): *Conservation of biodiversity in Hungary: history, strategy and examples*. – Manus. Coll. of Int. Symp. on Biodiversity and Conservation, KEI, Seoul, pp. 36–92.
- Moskát, C., Báldi, A. & Waliczky, Z. (1995): *Természetvédelmi célú kutatási irányzatok az ornitológiában*. – A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület III. Tudományos Ülése, Szombathely, pp. 183–193.
- Norusis, M. J. (1990): *SPSS/PC+. Advanced statistics 4.0 for the IBM PC/XT/AT and PS/2*. – SPSS Inc. Chicago.
- Raup, D. M. (1988): Diversity crises in the geological past. – In: Wilson, E. O. (ed.): *Biodiversity*. – National Academy Press, Washington, D. C., pp. 51–57.
- Solbrig, O. T. (1991): *From genes to ecosystems: a research agenda for biodiversity*. – IUBS, Paris, 124 pp.
- Soulé, M. E. (1985): What is conservation biology? – *Bioscience* **35**: 727–734.
- Varga, Z. (1996): Fajképződés és biológiai sokféleség. – *Természet Világa* **127**(II. különszám): 11–15.
- Wilson, E. O. (1988): The current state of biological diversity. – In: Wilson, E. O. (ed.): *Biodiversity*. – National Academy Press, Washington, D. C., pp. 3–18.

Ecological validation to the legal status of terrestrial vertebrates in Hungary

Báldi, A.¹ & Csorba, G.²

¹Dept. of Zoology, Hungarian Natural History Museum
H–1088 Budapest, Baross u. 13, Hungary

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

Abstract: Decisions in nature conservation are often based on subjective opinions. Báldi *et al.* (1995) compiled a species list of amphibians, reptiles, birds and mammals (377 taxa) and scored each taxon according to biological, biogeographical and ecological variables. In the present analysis we used this dataset. We grouped the taxa according to their legal status: not protected, partly protected, protected and strictly protected, and analysed the real and expected classification by multivariate discriminant analysis. We showed that only the 58.36% of the species was correctly protected. Many species got stronger protection, however, due to reasons other than biological arguments. But 50 species (1 amphibian, 4 reptilian, 30 bird and 15 mammal species) had lower protection than expected based on their biological status. We propose a species list to consider for giving stronger protection for the 50 taxa.

Key words: amphibians, reptiles, birds, mammals, legal protection, discriminant analysis

A tűzok (*Otis tarda* L., 1758) természetvédelmi kezelése kiskunsági élőhelyein*

Bankovics Attila

Magyar Természettudományi Múzeum
H-1088 Budapest, Baross u. 13

Összefoglaló: Magyarország tűzokállománya 1986–1991 között 3000-ről 1200 példányra csökkent. Az Alföld különböző helyein élő részpopulációk közül egyedül a Kiskunsági Nemzeti Parkban élő állomány mutatott folyamatos növekedést a kritikus időszakban is. Röviden összefoglalom a legfontosabb védelmi intézkedéseket, természetvédelmi kezelési eljárásokat, melyek eredményeként a Kiskunsági Nemzeti Park I. számú területén élő tűzokállomány 1978–1991 között 150-ről 230 példányra emelkedett.

Kulcsszavak: tűzok, természetvédelmi kezelés, Kiskunság

Bevezetés

A tűzok (*Otis tarda*) természetvédelmi státusát tekintve fokozottan védett, veszélyeztetett, a Vörös könyvben is szereplő, ritka hazai fészkelő madárfaj. Lokális elterjedésű részpopulációi főként az Alföldön találhatók.

Magyarország, sőt Európa madarai között is a tűzok éri el a legnagyobb testsúlyt. A fejlett kakasok 18–20 kg-osak is lehetnek, de mértek már 22 kg-os példányt is (Fodor *et al.* 1971). A Magyarországon élő ún. nagy tűzok a világ 25 tűzokfaja között is a legsúlyosabb, s egyedülálló a tekintetben is, hogy Földünk összes madárfaja közül a legnagyobb testsúlyú madár, mely még repülni képes.

Nagy elterjedésű, diszjunkt areája a száraz sztyepp és az erdős sztyepp zónákban csaknem átfogja az egész Palearktikus állatföldrajzi régiót (1. ábra). Állományai mind Mandzsúria és Mongólia, mind Közép-Ázsia és Kelet-Európa területén csökkenő és a miénkhez (közép-európai populáció) hasonlóan veszélyeztetett. Talán csupán az Ibériai félszigeten élő populációról mondható el, hogy stabil. Ott a becslések szerint mintegy 10 000-re tehető számuk, tehát a jelenlegi becsült világállomány közel fele Spanyolország és Portugália területén él (Otero 1987, Faragó *et al.* 1987).

Élőhelyein óvatos természetű, mindamelllett életerős, vitális faj, mely alapján védelme rendkívül egyszerű lehetne. A legfontosabb veszélyeztető tényező, amely rá ma Magyarországon hat, az ember gazdasági tevékenysége. Emellett

* Előadta a szerző a Magyar Biológiai Társaság XX. vándorgyűlésén: Kecskemét 1992.

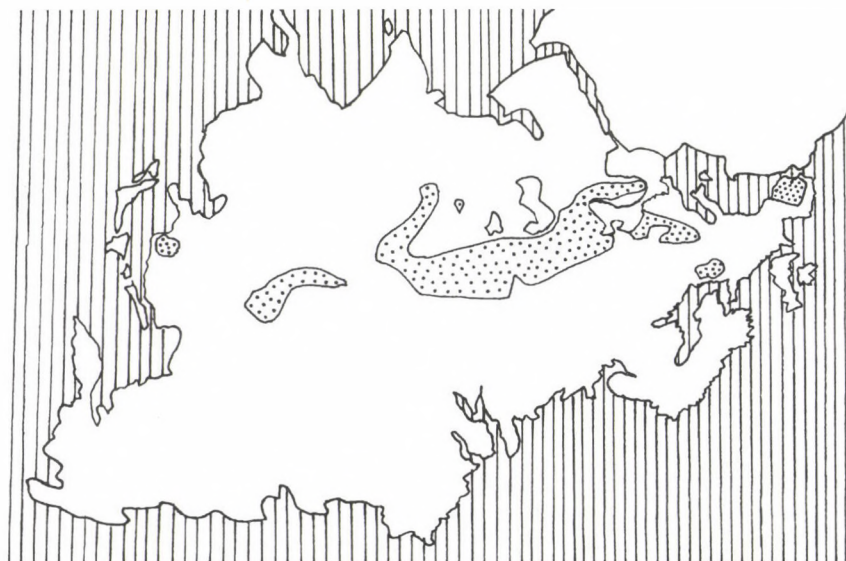
elenyésző az a veszteség, melyet a természetes ragadozók (madarak és emlősök) okoznak a populációban és elhanyagolható a kedvezőtlen időjárás okozta veszteség is.

A tűzok az élőhelyein folytatott mezőgazdasági tevékenységnek köszönhetően 1986 és 1992 között, a korábban 3000 példányt meghaladó populáció egyharmadára, ca. 1200 példányra csökkent.

A Kárpát-medencének nincs endemikus madárfaja, s talán a tűzok lenne az, amely legjobban megközelíti ezt a kategóriát, hiszen ez talán a legjellemzőbb madara a Pannon síkságnak. A Magyar Alföld természeti adottságai igen optimálisak e sztyeppi madárfaj számára. A tűzok az Alföld füvespusztákkal váltakozó mezőgazdasági területeinek a legfontosabb madártani értéke.

Nemzetközi elvárás hatására vált szigorúbbá az 1970-es évektől kezdődően a hazai tűzokvédelem. Magyarország egyik fontos természetvédelmi feladata a közép-európai tűzokpopuláció kipusztulástól való megóvása. Már az 1970-es évek extenzív természetvédelmi fejlesztése idején egymás után váltak védetté a tűzok legfontosabb hazai élőhelyei. Ezek közé tartozik az 1975-ben alapított Kiskunsági Nemzeti Park.

A Kiskunsági Nemzeti Parkban egyik fő feladatunk volt a tűzokállomány védelmének biztosítása, természetvédelmi kezelésének kidolgozása. Kiskunlakháza, Dömsöd és Bugyi térségében 3 évig tanulmányoztam (1975–1977) az ott élő tűzokállomány mozgásterét, élőhely preferenciáját, viselkedését, költési szokásait. A gyűjtött elterjedési és fenológiai adatok, a tűzok évszakokhoz is kötődő



1. ábra. A tűzok (*Otis tarda*) diszjunkt areája a Palearktikus faunaterület füvespusztáin húzódik végig (Voous 1960).

élőhelyválasztási szokásának megismerése elegendőek voltak megfelelő és hatékony kezelési eljárások kidolgozására és bevezetésére.

A KNP Igazgatóság, majd a Madártani Intézet munkatársaként az 1980-as években is a legfontosabb témáim között szerepelt a tűzokkutatás, 1988 óta pedig a „Tűzokvédelmi Munkacsoport” tagjaként – az országos felosztás alapján – Szelek Zoltán zoológiai felügyelővel együtt a Duna–Tisza köze tűzokállományának vizsgálata lett vállalt feladatunk. Az OTKA 3175. számú témája keretében további részletekbe menő vizsgálatokra nyílt lehetőségem a tűzok védelme terén.

Tárgyalás és eredmények

A vizsgálatok alapján három fontos alapelvet lehetett leszögezni.

Az első, hogy a tűzok helyhűsége (site fidelity) igen erős, mind a dürgőhelyeket mind a fészkelőhelyeket illetően, de ez megmutatkozik a táplálkozóterületek vonatkozásában is. Csak akkor hagynak el egy-egy területet, ha onnan erőszakkal elzavarják őket, s az ember a tűzokcsapat élőhelyén való huzamosabb tartózkodásával lehetetlenné teszi a madarak visszatérését. Szezonálisan elhagyhatnak egy területet, ha ott megszűnik a táplálkozási lehetőségük, ami csak lefagyott vastag hótakaró esetén áll elő, kivételesen kemény teleken, tartós -20°C -os minimumok esetén.

A másik alapelv, hogy akkor érik legnagyobb veszteségek a felnőtt tűzokállományt, ha elhagyják optimális és biztonságos élőhelyüket, kényszerből elvonulnak, elvándorolnak és hosszabb-rövidebb időre idegen tájakon telepednek le.

Később vált világossá egy harmadik tényező, vehetjük harmadik alapelvnek is, miszerint az éves szaporulatnak, a tűzokcsibéknek, természetes élőhelyükön, természetes táplálékon, szülői vezetés mellett kell felnevelkedniük, hogy életerős madarakká válhassanak. A korai dévaványai tapasztalatok már megmutatták a mesterséges keltetés, de főképp a mesterséges nevelés negatív eredményeit (Bankovics *et al.* 1988). A kiskunsági fészkelőhelyeken többek között ezért nem terjedt el a fészekaljok begyűjtésének rendszere.

Természetvédelmi kezelés

A fenti alapelvre építve az alábbi kezelési intézkedéseket, illetve eljárásokat vezettük be a tűzok védelmére az 1970-es évek végén a Kiskunsági Nemzeti Parkban.

Általános védelmi intézkedések és irányelvek

1. A tűzok-élőhelyeket is képező gyepterületek bioszféra magterületté való minősítése, ezáltal nemzetközi jelentőségű élőhelyvédelem biztosítása.

2. Az élőhelyeket képező szántók és gyepterületek nemzeti parki tulajdonba vétele, amint azokra lehetőség nyílik.

3. A tűzok élőhelyekre eső elhagyott, vagy eladó tanyák felvásárlása, egyes esetekben azzal a céllal, hogy azok felszámolásával növeljük a tűzok számára alkalmas összefüggő életteret. Részben ezen intézkedésnek köszönhető Kisapaj térségében a tűzok visszatelepedése.

Az eredményesebb szaporodás elősegítése a zavartalanság biztosításával a dürgőhelyeken és fészkelőhelyeken

1. A májusi őzbakvadászat térbeli korlátozása

A tűzok füvespusztai és szántóföldi élőhelyein jelentős mennyiségű őz (*Capreolus capreolus*) él. E vadfajra irányuló vadászati tevékenység, a májusi őzbakvadászat, valamint az annak előkészítésével és lebonyolításával járó intenzívebb terepbejáró tevékenység a vadásztársaságok részéről, a tűzok élőhelyeken az éppen ezidőben zajló dürgést zavarhatja. Ennek elkerülése érdekében a legfontosabb dürgőhelyeken – a vadásztársaságokkal egyetértésben – az őzbakvadászat térbeli korlátozását vezettük be.

2. Legeltetés időbeli és térbeli korlátozása a dürgőhelyek térségében.

Mind a juh, mind a szarvasmarha legeltetés a pásztor és pásztorkutyák jelenlétével zavaró tényezőként hat a dürgőhelyeken. Ezért a dürgési időszakban (április 1-e és május 31-e között) a dürgőhelyek körzetében legalább 400 m széles „legeltetés mentes” védőzónát kell biztosítani.

3. Mezőgazdasági területek megszerezését végző repülőgépek leszálló és töltőhelyének eltelepítése a Kunszentmiklós déli határában lévő hosszúrési dürgőhelyek közeléből.

4. Baltacim (*Onobrychis viciifolia*) telepítése a Tripoliszi szigetek (Szűnyogpuszta) szántóin kettős céllal. Mivel a baltacim évelő növénytermesztési technológiája nem igényel különösebb, a tűzok reprodukciós időszakára eső munkálatokat. Ezáltal csökken a tavasszal területre irányuló mezőgazdasági művelet. Másrészt ezek a füvespusztákkal körülvett szántóföldi szigetek, illetve rajtuk az évelő baltacim-kultúra attraktív fészkelőhelyet jelentenek a tűzoktyúk számára.

5. A tűzok-élőhelyek nagyobb térségében az őszi búzavetés preferálása a sok tavaszi munkát igénylő kukorica, vagy más „kapás” növény helyett. Az őszi búza kultúrába fészkelő tűzoktyúkok sikeresen költhetik ki fészkelőhelyüket, mivel a kotlási időszakban a földeken nem végeznek mezőgazdasági munkát. Az aratás idejére (július) a fiókák már elég erősek, hogy a tojó kivezesse őket a közeledő kombájn elől.

III. A túzok átteleléseinek elősegítése

1. A repce télen is zöld levélzete jelentős szerepet tölt be a túzok táplálkozásában, amit már Chernel (1899) is megemlíti, s a túzok szakirodalmában régóta közismert (Fodor *et al.* 1971). Ennek megfelelően a KNP területén működő állami gazdaságoknál és termelőszövetkezeteknél szorgalmaztuk a repcetermesztést. A túzoklakta területek közelében létesített repcetáblák enyhe teleken eredményesen koncentrálják és helyhez kötik a túzokcsapatokat, s ez esetben vonulásra sem kerül sor.

2. A repce mellett ugyancsak a téli táplálékbázis biztosítása céljából egyes helyeken szegélynövényként takarmánykáposztát telepítettünk.

3. Keményebb teleken és vastag hótakaró esetén biztosítottuk a téli etetést marhasziló kupacokban történő kihelyezésével. Kellő táplálékellátás esetén a túzok a -20°C -os lehülési periódusokban is helyben marad, ami a vonulási veszteség csökkentésében jelentős tényező.

Összefoglalás

Az elmondott kezelési eljárások bevezetése idején persze még nem tudhatuk azok valós hatását. Azt, hogy ezek eredményesnek bizonyultak, most a jelen távlatából visszatekintve állíthatjuk, hiszen a vizsgált térségben, a KNP I. számú területén nem fogyott, hanem jelentősen nőtt a túzokállomány. Az 1977-ben 150 madárból álló populáció 1988-ra már 200 fölé emelkedett, 1991-ben pedig ugyanott már 230 túzokot számlálhattunk (Bankovics 1996).

Irodalom

- Bankovics, A., Sterbetz, I. & Pálnik, F. (1988): The protecting of Great Bustard (*Otis tarda*) in Hungary. – *Aquila* **95**: 171–173.
- Bankovics, A. (1996): A túzok (*Otis tarda* L. 1758) állományának növekedése a Kiskunsági Nemzeti Parkban. – *Állattani Közlemények* **81**: 3–8.
- Chernel, I. (1899): *Magyarország madarai, különös tekintettel gazdasági jelentőségükre.* – A Földművelésügyi Magyar Kir. Minister kiadványa, Budapest, pp. 1–828.
- Faragó, S., Ena, V. & Martinez, A. (1987): Comparison of the state of Great Bustard stocks in Hungary and Spain. – *Proc. CIC Great Bustard Symp.* Budapest 1987. pp. 51–60.
- Fodor, T., Nagy, L. & Sterbetz, I. (1971): *A túzok.* – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 156 pp.
- Otero, C. (1987): *The Great Bustard (*Otis tarda*) in Spain.* – *Proc. CIC Great Bustard Symp.*, Budapest, pp. 43–50.
- Voous, K. H. (1960): *Atlas of European Birds.* – Nelson.

The management of the Great Bustard (*Otis tarda* L., 1781) population in the Kiskunság National Park

A. Bankovics

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

Abstract: The Great Bustard population of Hungary has dropped from 3.000 to 1.200 specimens between 1986–1992. The Kiskunság National Park population is the only one which has not decreased but shows a growing trend. This special tendency is a result of the management efforts of the national park's staff.

The most important measurement for protection were as follows: establish sufficient vegetation types for nesting and breeding; feeding the Great Bustards in severe winters; forbidding the grazing of sheep and cattle at breeding sites; strictly protection at display sites; hunting restrictions for Roe Deer at breeding sites in May.

As a result of these measurement the Great Bustard population in the Kiskunság has increased from the former 150 specimen to 230 birds by the early 1990s.

Észak-Bácska fehér gólya (*Ciconia ciconia* (L.), 1758) állománya 1994-ben

Rékási József

*Pannonhalmi Bencés Gimnázium
9090 Pannonhalma, Vár u. 2*

Összefoglaló: Észak-Bácska 30 helységében végeztük a gólyaállomány felmérését 1994-ben. 79 fészket vizsgáltunk meg, s abból 72 volt lakott (91,1%). 225 fióka kelt ki. 9 fiókát és 4 záptojást a fészkekből dobtak ki a szülők. Kedvező ökológiai feltételek tükröződnek a gólyapárok nagyobb sűrűségében: 6, 8 pár 100 km²-enként. A tizennyolc vizsgálati év alatt, az idei a legnagyobb érték. Az állományfelvétel paramétereit a nemzetközileg elfogadott betűjelekkel adtuk meg. A 18 év alatt összesen 893 gólyát gyűrtünk, ebből 33-at 1994-ben. Az 1. táblázatban a fehér gólya fészkelésének helyeit és a fészkek számát az 1992–1994-es évre; a 2. táblázatban a fészkek tartóaljzat szerinti megoszlását összehasonlítva adtuk meg az 1973-as kezdő vizsgálati évvel. A 3. táblázatban az állományfelvétel paramétereit láthatjuk az utolsó három év összehasonlításában, a 4. táblázatban ugyancsak az utolsó három évben a költőpárok megoszlását a fészkenként kirepülő fiókák száma alapján tüntettük fel. Az 5. táblázatban az általunk eddig 893 gyűrűzött gólyák visszajelentési adatait, míg a 6. táblázatban a táplálkozásbiológiai vizsgálatok eredményeit adtuk meg. Igen jelentős a káros rovar és kisméltósfigyasztásuk.

Kulcsszavak: fehér gólya, fészkelés, költőpárok, gólyapusztulás, gyűrűzés, táplálkozás

Bevezetés

Egy kisebb terület a gólyaállományának folyamatos megfigyelése sok adattal gazdagítja a populációdinamikai vizsgálatokat. E vizsgálatok egzaktabb eredményei által teljesebbé tehetjük az ötvenként végzett országos felmérések megfigyeléseinél szerzett ismereteinket. Az ország gólyaállománya ötvenkénti vizsgálataink feldolgozásával több dolgozat foglalkozott (Keve 1957, Marián 1956, 1962, 1968, 1971, Homonnay 1964, 1967, Jakab 1978, 1981, 1982, 1991). Észak-Bácska gólyaállományának alkalmi vizsgálatát (Rékási 1975a, 1975b, 1979a, 1979b, 1980b, 1981, 1982, 1985, 1989, 1991) végezte. Egy évtizedre visszamenő folyamatos megfigyelési adatok feldolgozása Rékási & Jakab (1984) dolgozatában jelent meg. A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület 1994-ben már másodszer jelölte a fehér gólyát a nemzetközi felhíváshoz kapcsolódva az év madarának. Ez 1994-ben szerencsésen egybeesett az ötvenként ismétlődő országos gólyaszámlálással, s ehhez kívántunk adatokat szolgáltatni.

1. táblázat. A fehér gólya (*Ciconia ciconia*) fészkelésének helyei és a fészkek számának összehasonlítása: 1994–1992. évek között. Zárójelben az 1994-es évben meggyűrűzött fiókák száma.

Helységnev	1994 (Gyűrűzés)	1993	1992
1. Baja	6	6	6
2. Bácsalmás	2	2	2
3. Bácsalmás–Mosztonga major	1	1	1
4. Bácsalmás–Óalmás	1	1	1
5. Bácsbokod	1	1	1
6. Bácsborsód	1 (2)	1	1
7. Bácsszentgyörgy	1 (4)	1	1
8. Bácsszőlős	–	–	–
9. Bátmonostor	1	1	1
10. Csátalja	1	1	1
11. Csávoly	1	1	1
12. Csikéria	–	–	–
13. Dávod	4	4	4
14. Dávod–Püspökpuszta	3	1	1
15. Érsekcsanád	9 (3)	9	11
16. Felsőszentiván	1	1	1
17. Gara	1	1	1
18. Hercegszántó	9 (4)	10	7
19. Hercegszántó–Hóduna	1 (2)	1	1
20. Hercegszántó–Karapanca	1 (2)	1	1
21. Katymár	6 (5)	4	4
22. Kunbaja	–	–	–
23. Madaras	7 (5)	3	2
24. Mátételke	–	–	–
25. Mélykút	1	1	1
26. Nagybaracska	1	1	1
27. Sükösd	3	4	3
28. Szeremle	13 (6)	12	9
29. Tataháza	1	1	1
30. Vaskút	2	1	1
Mindösszesen	79 (33)	71	65

Fészkelés, költőpárok

Jelen dolgozat alapjául szolgáló vizsgálatokat a Duna–Tisza közének déli részén, az ún. Észak-Bácska mintegy 1000 km²-nyi területén végeztük, harminc helységben (1. táblázat). A terület csatornákkal behálózott vidék. Nyugat felől a Duna határolja, tengerszint feletti magassága 110–114 m (Kőhegyi & Solymos 1973). A Duna ártéri tája, Baja alluviális síksága, vízátnemeresztő talajtípusai kedveznek a fehér gólyának. Ugyanakkor a homok és csernozjom laza, vízáteresztő talajok kedvezőtlenek a költőpárok számára (Jakab 1991). Így pl. a homokos talajú Bácsszőlősön egyáltalán nem fészkel a megfigyelésünk tizennyolc éve alatt, és az utolsó hat–nyolc évben a nagyrészt homokos talajú Csikéria, Kunbaja helységekben is megszűnt a fészkelés. Bácsszőlős, Csikéria és Kunbaja határában a csatorna hiányát tetézi az ott folyó monokulturális nagyüzemi szőlőtermesztés. Mátételkén 1979-ben maradt el a fészkelés. Az egyetlen, az akácán levő fészkek elpusztult, de a nyomós ok inkább az, hogy a közeli, kissé szikes rétről árokrendszer létesítésével levezették a vizet. Nem így Baján, Csátalján, Dávodon, Érsekcsanádon, Katymáron, Nagybaracsán és Vaskúton, ahol a fehér gólyák villanyoszlopokra fészkeltek, vagy a kéményeken megszüntetett fészkek helyett felállított oszlopokra szerelt tartószerkezettel segítették elő a fészkelést. Madaras határában a határőrök által 1989-ben elhagyott telefonoszlopon sikeresen költötte a gólyapár az öt fiókat 1994-ben, hisz a közelben található az ún. Kígyós-csatorna. Legjobb a helyzet a Duna menti helységek határában, ami megmutatkozik e községekben fészkelő párok nagyobb számában: Szeremle (13 pár); Hercegszántó, Hóduna, Karapanca (11 pár); Érsekcsanád (9 pár). A költőállomány évenkénti változásaiban, a fiókák számában az időjárási viszonyoknak, a csapadék eloszlásának és a hidrológiai viszonyoknak is jelentős szerepe van. Az április–május hónapok meleg időjárása kedvez a szaporulatnak.

A fészkek koráról is igyekeztünk megbízható adatokat gyűjteni. A legutóbbi, 1989-es gólyacenzus óta 19 új gólyafészkek épült a vizsgált területen, ebből 3 1994-ben. A 7 lakatlan, üres gólyafészkek közül három 1990–1994 között épült. A legrégebb fészkek közül az 1910-ben, Madarason, kéményen épült fészket 1976-ban; az 1924-ben Dávodon, ugyancsak kéményen épült fészket 1984-ben; a Mélykúton, kéményen, 1938-ban épült fészket 1988-ban e házakhoz közeli villanyoszlopokra telepítették át. Az 1994-ben még mindig az eredeti helyükön levő legrégebbi fészkek a következők: 1920: Hercegszántó–Hóduna, kémény; 1927: Szeremle, háztető; 1934: Hercegszántó–Plébánia, kémény; 1944: Katymár, kémény; 1956: Hercegszántó–Karapanca, kémény.

A fészkek tartóaljazat szerinti megoszlása a következőképpen alakult a vizsgálati kezdő, 1973-as évet összehasonlítva az 1994-es évvel, amelyet a 2. táblázatban mutatunk be. A civilizációs változások hatást gyakorolnak a gólyaállomány alakulására. A gólyák kiszorulása a kéményekről, háztetőkről tovább foly-

2. táblázat. A fehér gólya (*Ciconia ciconia*) fészkek tartóaljzat szerinti megoszlása a kezdő vizsgálati 1973-as évet összehasonlítva az 1994-es évvel.

Tartóaljzat	1973	1994	uH: 1994-ben lakatlan
Kémény (kazánkémény is)	28	23	4
Háztető	9	4	–
Templomtorony	1	1	–
Villanyoszlop (tartóval+tartó nélkül)	7	45	3
Akácfa, eperfa	3	1	–
Hősi emlékmű (Baja, Déry-kert)	1	–	–
Óltető	1	–	–
Tartóoszlop (fészektartóval+tartó nélkül)	–	4	–
Telefonoszlop	–	1	–
Mindösszesen:	50	79	7

Betűjel értelmezése: uH = Unbesetzte Horsten = lakatlan fészkek

tatódik. Azzal magyarázható, hogy az oldalnyílású kémények eltűnnek. Egyazon épületen néhány évvel ezelőtt még három helyen (Érsekcsanád, Hercegszántó, Szeremle) találtunk két, illetve három fészket. 1994-ben már csak a szeremlei református templomtornyon, a templom tetején és az oldalhajóján van meg a három fészket. Négy esetben a kéményeken megszüntetett fészkek helyett felállított oszlopokra szerelt tartószerkezettel segítették elő a fehér gólyák fészkelését. Óltetőn, szalmakazlon, emlékművön már nincs, de akácán is csak egy helyen, Bácsszentgyörgyön találtunk fészket. Különösen az utolsó húsz évben rászoktak a gólyák a kifeszűltségű hálózat oszlopain való fészkelésre, 7-ről 45-re! emelkedett ezen fészkek száma. Német áramszolgáltató vállalat vizsgálatai szerint a gólyák azért mellőzik a kéményeket, mert az emberek a műanyag hulladékokat is elégetik, és különösen a PVC gázai űzik el őket onnan. Külföldi tapasztalat, hogy a mésszel (vagy gólya-guanóval) befröcskölt fészektartót gyorsan elfoglalják a gólyák. A kb. 1,2 m átmérőjű mesterséges fészektartót be kell vonni szőlővenyigével, s azt kell befröcskölni. Ezzel a gólya fészkekrakási ösztönét serkenthetjük, mivelhogy a fészkekezdeménynek vélt vesszőfonatra inkább hord további fészkeanyagot, mint egy csupasz vasszerkezetre.

Lakatlan fészkek, későn érkezés, gólyapusztulás

1994-ben a gólya legkorábbi érkezését Madarason figyelték meg március 15-én. Örvendetes, hogy a lakatlan (uH) fészkek száma csökkent: 7. Még mindig a téli szálláson és a vonulás útvonalán bekövetkezett károsodások (vihar, vadá-

3. táblázat. A fehér gólya (*Ciconia ciconia* L.), 1758 állományfelmérése Észak-Bácskában, három év összehasonlításában.

Vizsgálati év	HPa	HPm	HPo	HPx	HE	JZG	JZa	JZm	STD
1994	68	65	3	–	4	225	3,30	3,46	6,8 pár/100 km ²
1993	60	56	4	–	4	160	2,66	2,85	6,0 pár/100 km ²
1992	56	54	2	–	5	147	2,60	2,70	5,6 pár/100 km ²

Betűjelek értelmezése: – HPa: költőpárok összesen (HPm + HPo + HPx); – HPm: fiókat röptető párok; – HPo: költőpárok fiatalok nélkül; – HPx: költőpárok, amelyeknél a fiókaszám (szaporulat) nem ismert; – HE: fészkek, magányos gólyával; – JZG: kirepülő fiókák száma; – JZa: költőpárok fióka átlaga (JZG/HPm + HPo hányadosa); – JZm: sikeresen költőpárok fióka átlaga (JZG/HPm hányadosa); – STD: gólyasűrűség (HPa/100 km²).

szat, mérgezés stb.) nagyban befolyásolják az állományt. A későn érkezők (április végén, május elején) – akár az idősebbek, akár az ivarérettségüket elért fiatalok – a költésben gyengébb eredményeket érnek el, vagy utód nélkül maradnak, aminek következménye az eredménytelenül költő párok: HPo: 3; vagy a fészket magányosan lakó gólyák – többségükben tojók –, párjuk pusztulására utalnak: HE: 4. 1994-ben a vizsgált területen elenyésző volt. Öreg gólya áramütés okozta pusztulásáról 1994-ben Bácsbokodról van adatunk, ahol 2 öreg gólya a fészkekhez közeli trafónak szállt.

Szaporulat, gyűrűzés

A szaporulat eredményessége összefügg a kedvező vagy kedvezőtlen ökológiai tényezőkkel, főleg az időjárás tényezőivel és a táplálkozási lehetőségekkel. Az 1994-es év tavasza kedvezett a szaporulatnak: JZa: 3, 30 magas, és a HPo: 3; alacsony értéke jelzi ezt. A 3. táblázatban a költőpárok számát (HPa); az eredményes (HPm) és az eredménytelen (HPo) költést mutatjuk be. Az egy költőpárra eső fióka átlagot (JZa) befolyásolja az eredményesen költő párok (HPm) fiókaszáma, valamint az egy sikeresen költő párra eső átlagok (JZm); továbbá a költésben eredménytelen párok (HPo) számának az alakulása, amelyet ugyanott tüntettünk fel. Az eredményesen költő párok fészkenkénti fiókaszámának (HPm 1–5)

4. táblázat. A fehér gólya (*Ciconia ciconia*) költőpárok megoszlása a fészkenként kirepülő fiókák száma alapján, három év összehasonlításában Észak-Bácska.

Év	HPa (HPm+HPo+HPx)	HPo	HPm 1–5				
			1	2	3	4	5
1994	68	3(4,41%)	2	10	19	24	10
1993	60	4(6,66%)	2	19	22	11	2
1992	56	2(3,57%)	4	16	25	9	–

megoszlását a 4. táblázatban adtuk meg. Ez a kedvező fiókaszám (225) nagyobb részben a kedvező tavaszi időjárási tényezőknek, köztük a napfénytartam idejének a függvénye. Vizsgált területünk napfénytartam tekintetében az ország leggazdagabb vidékének, a Dél-Alföldnek a része.

Örvendetes, hogy tizenkilenc fészekben 3; huszonnégy fészekben 4; tíz fészekben 5 fióka kelt ki. Öt fióka felnevelése csak különösen kedvező körülmények között lehetséges. 1973-tól 1993-ig, a tizenhét megfigyelési év alatt összesen tíz alkalommal észleltünk öt fióka felnevelést, s egyedül az 1994-es évben ugyancsak tíz esetben. A sikeresen költő párok fióka átlaga (JZm): 3,46; igen jó! Összesen csak kilenc fióka pusztult el. Ezek a fiókák általában megfáznak, legyengülnek és elpusztulnak. Az elhullás oka lehet még a parazita fertőzöttség, valamint a vegyszerezés nyomán bekövetkezett mérgezés. A kilenc fiókát a szülők dobták ki a fészekből. Két esetben (Szeremle) még élő fiókát dobtak ki a szülők, ezért ezt elsősorban a szülők állománybefolyásoló tevékenységéként kell értelmeznünk, és nemcsak egészségügyi tisztogatásként (Haraszthy 1984). Megfigyeltük, hogy azon helységeken, ahol több gólyafészek is van, a fiókák száma egy-egy fészekben alacsonyabb, mint azon helységeken, ahol csak egy- vagy két fészket lehet találni. Egy esetben 4 záptojást is találtunk. Egyik épen maradt tojás mérete a következő: hosszúság 70,9; szélesség 50,7 mm. Szeremlén (Horgász u. 1.) tartószerkezetes villanyoszlopon háromfiókás gólyafészeknél sikerült szaporodásbiológiai megfigyeléseket is feljegyezni. A hím gólya IV. 3-án; a tojó IV. 15-én érkezett. Április 19–22. között történt a párosodás, IV. 23-án már fészekalján kotlik a tojó. Május 26-án etet először. A tojások nem kelnek ki egyszerre. Egy négy-öt fiókából álló fészekaljban egy hétnél is nagyobb különbség lehet, s általában a legkésőbb kelt, és leggyengébb fiókát távolítják a szülők a fészekből. Április 16-án hat idegen gólya verekedett ezen fészeknél. A késői érkezés nem hagy elég időt a fészek alapos megválasztására, így a verekedések a legjobb fészekhelyre összpontosulnak. Június 3-án és 8-án egy-egy fiókát kidobtak a fészekből. Az utóbbi kidobott fióka csőre orvosi pióccával volt teljesen megtömve. Néhány száz méterre fészkelő másik gólya a fent említett fészekből lopta ki többször az ágakat. Az ágakat lopó gólya III. 24-én érkezett a közelben levő fészekhez. Ezen ház lakói megfigyelték, ha a gólya a fészek északi oldalát magasította, akkor két nap múlva északi irányból vihar érkezett. Katymáron az egyik fészek a gyepürózsa (*Rosa canina*) ágaiból épült. 1994-ben a villanyoszlopokra való feljutási nehézségek miatt csak 33 fiókát sikerült meggyűrűzni. A 18 vizsgálati év alatt összesen 893-at. Ebből csak egy volt az öreg gólya. Mind ez ideig összesen tizenkilenc, általunk gyűrűzött egyedről kaptunk visszajelentést. Az eddigi legtávolabbra jutó magyar gyűrűvel jelölt fehér gólyánkat Mátételkén jelöltük: 1975. VII. 2-án. 203 nap alatt 8918 km-t tett meg a Fokváros melletti George district (Dél-Afrika) helységig, ahol lucernaföldön vegyszerezés miatt hullt el. Egy Szeremlén, 1975. VII. 4-én gyűrűzött gólyánkat Izraelben 2081 km-re a jelö-

5. táblázat. 893 fehér gólya (*Ciconia ciconia*) gyűrűzéséből visszajelzés a tizennyolc vizsgálati év során (a visszajelzések lezárva: 1994. VIII. 1.).

Gyűrűzés helye, ideje	Megkerülés helye, ideje	Megjegyzés: táv/km, nap
Hercegszántó 1974. VII. 9.	Hercegszántó 1974. VIII. 22.	villanydrótnak szállt!
Hercegszántó 1975. VII. 4.	Ein-hanaziv, Israel 1976. IV. 19.	2062; 290
Szeremle 1975. VII. 4.	Maos Chaim, Israel 1981. III. 24–25.	2081; 2090 távcsővel leolv.
Mátételke 1975. VII. 2.	George district, Fokváros mellett, Dél-Afrika 1976. I. 21.	8918; 203 legtávolabb- ra jutó magyar gyűrűs!
Felsőszentiván 1976. VII. 7.	Regöly 1976. VIII. 6.	villanydrótnak szállt!
Katymár 1977. VI. 22.	Katymár 1977. VII. 29.	villanydrótnak szállt!
Kunbaja 1977. VI. 22.	Gojjam, Motta, Etiópia 1984. VII. 23.	4465; 2588
Hercegszántó 1977. VI. 23.	Pravda, Veliko, Tarnovsko, Bulgária 1977. VIII. 22.	624; 60
Katymár 1977. VI. 23.	Bethulia district, Dél-Afrika 1982. III. 15.	8526; 1726
Szeremle 1977. VI. 23.	Szeremle 1977. VIII. 12.	villanydrótnak szállt!
Hercegszántó–Karapanca 1977. VIII. 22.	Gara 1977. VI. 23.	sérült, csak tyúkokkal együtt táplálkozott!
Bácsalmás 1978. VII. 2.	Csorlu, Rodostó mellett, Törökország 1980. IX. 8.	872; 799
Hercegszántó–Hóduna 1978. VII. 4.	Hercegszántó 1981. V. 9.	villanydrótnak szállt!
Csávoly 1979. VI. 30.	Kiskundorozsma 1979. VIII. 19.	trafónak szállt!
Dávod 1980. VII. 2.	Gemlik, Bursa, Törökország 1981. VI. 1.	1030; 334
Bácsbokod 1980. VII. 1.	Bácsbokod 1980. VIII. 21.	trafónak szállt!
Felsőszentiván 1981. VI. 29.	Gluckstadt, Natal, Dél-Afrika 1981. XI. 23.	8340; 147
Érsekcsanád 1989. VI. 30.	Baja ? ? ?	villanydrótnak szállt!
Bácsalmás 1989. VII. 1.	Bácsalmás 1989. VIII. 10.	villanydrótnak szállt!

léstől, hat év után (2090 nap) német ornitológusok két napon át távcsővel olvasták le a gyűrű számát. A nagy szárazság miatt Etiópiában, Szudánban a vonuló gólyákat rakétákkal lövik, s utána elfogyasztják. Talán ezért nem kaptunk 1984 óta gyűrűzött gólyánkról visszajelentést? A visszajelzéseket az 5. táblázatban mutattuk be. Mélykúton az egyik öreg gólya csüdjén gyűrűt észleltünk.

Táplálkozás

A bácsszentgyörgyi és a szeremlei fészkekből gólyaköpeteket gyűjtöttünk. A köpetek analízisét a 6. táblázatban adtuk meg.

A fehér gólyák aktivitási körzete

A táplálkozás legnagyobb része (80%) 3–5 km-es körzetben történik. Augusztusban már távolabbi területeket is látogatnak. Az irodalomból (Skov 1989) tudjuk, hogy a gólya kb. 40 km/h repülési sebességgel halad. Így az 5 km-t 7,5 perc alatt teszi meg. Szívesen keresik fel azokat a földeket, ahol éppen aratnak, s ott szedik össze az egereket, mezei pockokat. Tarlóégetéskor a tűzből menekülő apró rágcsálókat kapkodják össze a még parázsló tarlóról. A gólya a zsákmányát nem nyársalja fel, hanem megfogja csőrével, és egy fejcsapással kísérvé elnyeli. A nagyobb zsákmányt, mint pl. a vízisiklót, halat a partra viszi, ahol néhány gyilkos csőrccsapást mér rájuk elnyelés előtt. A kaszáló nem vonzza a gólyákat állandóan, mivel a kaszálás előtt a fű magas. Ahhoz, hogy a gólya akadálytalanul kereshessen ételmezt, a növényzet nem lehet 20 cm-nél magasabb. Szöcskékre, sáskákra száraz fűben is szívesen vadászik. Nedves időben földigilisztát, csigákat és békákat talál, míg a nagyobb futóbogarakat a száraz időben zsákmányolja. Hideg és nedves időben a rovarok elbújnak, nem mozognak, ezért nehezen találja meg őket. Az egeret, vakondokat, patkányt az időjárástól függetlenül nagy számban vadássza. (A vakondok felfedi magát, amikor a földhányását a felszínre tolja.) A vizenyős területeket minden időjárásban felkeresi, de főleg száraz időben. Ez táplálkozás céljából is történik, de azért is, hogy a fiókáknak vizet hozzon. A gólya kifolyatja a vizet a csőréből a fiókák nyitott szájába. Schüz professzor érdeklődését is felkeltette az 1976-ban, a hercegszántói és érsekcsanádi megfigyelésünk. Mindkét helyen +35 °C hőségben a fiókákat a csőrében hozott vizes mohából itatta a szülő gólya úgy, hogy a csőrével a szivacsnak megfelelően magába szívott vizet kipurcsolta a mohából a fiókák csőrébe (Rékási 1980b).

6. táblázat. Fehér gólya (*Ciconia ciconia*) tápláléka Észak-Bácskában, 1994-ben, a gyűjtött köpetek és táplálékmaradványok alapján.

Állati eredetű táplálék	Előfordulás	Darabszám
1. <i>Zabrus tenebrioides</i>	9	102
2. <i>Gryllotalpa gryllotalpa</i>	8	71
3. <i>Melolontha melolontha</i>	8	63
4. <i>Geotrupes mutator</i>	7	68
5. <i>Carabus ullrichi</i>	6	29
6. <i>Harpalus affinis</i>	6	26
7. <i>Tettigonia viridissima</i>	6	21
8. <i>Dociostaurus maroccanus</i>	5	118
9. <i>Calliptamus italicus</i>	5	41
10. <i>Mus</i> sp.	5	29
11. <i>Microtus arvalis</i>	5	24
12. <i>Dytiscus marginalis</i>	4	31
13. <i>Agriotes lineatus</i> larva	4	29
14. <i>Hydrous piceus</i>	4	27
15. <i>Rana</i> sp.	3	11
16. <i>Bombina bombina</i>	3	9
17. <i>Abramis brama</i>	2	6
18. <i>Cyprinus carpio</i>	2	5
19. <i>Otiorrhynchus ligustici</i>	2	4
20. <i>Lacerta agilis</i>	2	3
21. <i>Copris lunaris</i>	1	9
22. <i>Emys orbicularis</i> iuv.	1	8
23. <i>Helicella obvia</i>	1	7
24. <i>Anomala vitis</i>	1	6
25. <i>Alauda arvensis</i>	1	2
26. <i>Natrix natrix</i>	1	2
27. <i>Triturus</i> sp.	1	2
28. <i>Talpa europaea</i>	1	1
Egyéb		
Gramineae sp.	4	18
Homok	4	x

A gólyák napi táplálékigénye

Külföldi vizsgálatok (Blosch 1980, Förster 1985, Vos 1979) kimutatták, hogy felnőtt gólyának kb. 500 g napi élelemre van szüksége, míg a fiókáknak átlagosan 400 g kell naponta – 100 g-mal kezdve és 700 g-mal befejezve. Ez azt jelenti, hogy két öreg és három fiókából álló gólyacsalád április elejétől augusztus végéig kb. 270 kg élelmet fogyaszt! A fiókáknak júliusban naponta kb. 700 g élelemre van szükségük, ez annyit jelent, hogy a gólyáknak $3 \times 700 \text{ g} + 2 \times 500 \text{ g} = 3100 \text{ g}$ élelmet kell naponta szereznie. A hím gólya általában több időt tölt táplálékkereséssel. Így egy gólyacsalád napi 3100 g-os élelemigényének fedezéséhez szükséges: a 400–500 g-os vándorpatkányból 7–8; a 100–200 g-os vízisiklóból 16–31; a 80–100 g-os vakondokból és a 15–20 cm-es halból 31–39; a 30 g-os mezei pocokból kb. 103; a 10–15 g-os békából 207–310; az 1,5 g-os földigilisztából kb. 2067 példány. Látható, hogy a zsákmányállatok mennyisége az egérnagyság felé közeledve hirtelen megnő. Mikor az átlagos élelemmennyiség kb. 12–20 g/perc, a gólya egy óránál is többet tölt ugyanazon a helyen. Viszont 7 g táplálék egy perc alatt kevés ahhoz, hogy a gólya igényét kielégítse, s ilyenkor egynegyed óra alatt elhagyja a területet (Skov 1989). A fiatal madarak három héttel első repülésük után, és három héttel az Afrikába való költözésük előtt csak félig olyan hatékonyak, mint a szülő állatok. Még augusztus közepén is rászorulnak szüleik táplálására. Ezért sok fiatal gólya elpusztul az első évben a költözés alkalmával. A gólyák gyakran csak 2–4 héttel később költöznek délnek, miután elhagyták a fészket. Általában először északnyugatnak szállnak, folyók mellett gyülekeznek s úgy vágnak neki a közel tízezer km-es útnak. Ezt igazolja a Felsőszentivánon gyűrzött gólyánk, amely a dunántúli Sió körüli Regölyön került meg. A táplálékspektrum függ a fészkek közelében található élőhelyek típusától. A részben talajlakó fajok (*Geotrupes mutator*, *Gryllotalpa gryllotalpa*); a talajfelszínén mozgó fajok (*Carabus ullrichi*, *Harpalus* sp.); a sekély vízben élő fajok (*Hydrous piceus*, *Dytiscus marginalis*, *Triturus* sp., *Rana* sp., *Bombina bombina*, *Natrix natrix*, *Abramis brama*, *Emys orbicularis*) és a mezőgazdasági táblákon élő fajok (*Zabrus tenebrioides*, *Anomala vitis*, *Alauda arvensis*, *Talpa europaea*) is előfordulhatnak a táplálékállatok között, amelyeknek aránya a hozzáférhetőségtől és az egyes egyedek táplálkozási stratégiájától függ elsősorban. Mivel a gólya könnyen vált táplálékállatot, ezért egy szárazabb időjárási periódus még nem biztos, hogy radikálisan visszaveti a felnevelt utódok számát.

A vizsgált harminc helységben legtöbb helyen örömmel fogadták a fehér gólya megtelepedését. Katymáron (Széchenyi u. 5.) a szél döntötte le a fészket, amíg a ház lakói vidéken voltak. A szomszédok állították vissza az ötven éve ugyanazon a kéményen levő fészket. S bár e késői költés miatt csak egy fióka kelt ki, de ennek is nagyon örültek, s dicsekedtek e nemes tettel.

Ezt a bensőséges kapcsolatot a fehér gólya és a magyar ember között jól jellemzi a következő századeleji leírás (Tirják 1992): „Az első világháború pusztításában, 1914-ben, egyik gyűjtogatásos hadjárata közben, Sabác alatt egy hár falára a következőket írta fel szénnel egy magyar katona: Eszt a házat ne gyujtsátok fő, mert gólyafiszek van a tetejin. Ifáteriszt Johan Saraglyás.”

Ezután az egész falut felégették, egyedül a gólyafészkes házat nem rombolta le senki.

* * *

Köszönetnyilvánítás. – Külön köszönet illeti volt gimnazista tanítványaimat, akik közreműködő megfigyeléseikkel, valamint a nagy ügyességet kívánó nem könnyű gyűrűzéseknél értékes segítséget nyújtottak: Csöke Zoltán, Horváth József és Zalántai Endre.

Irodalomjegyzék

- Blosch, M. (1980): Drei Jahrzehnte Schweizerischer Storchenansiedlungsversuch (*Ciconia ciconia*) in Altreu, 1948–79. – *Der Orn. Beobachter* **77**: 167–194.
- Förster, E. (1985): *Die notwendige Grösse und Qualität der Nahrungsflächen des Weisstorches (Ciconia ciconia) in Ostholstein.* – Intern. Storch Symposium 14–19. Okt., Walsrode BRD.
- Haraszthy, L. (szerk.) (1984): *Magyarország fészkelő madarai.* – Natura, Budapest, pp. 31–32.
- Homonnay, N. (1964): Magyarország és környező területe gólyaállományának mennyiségi felvétele az 1941. évben. – *Aquila* **69–70**: 83–97.
- Homonnay, N. (1967): Vas megye gólyáiról. – *Vasi Szemle* **2**: 224–232.
- Jakab, B. (1978): Weistorch-Bestand Ungarns, 1974. – *Aquila* **84**: 37–50.
- Jakab, B. (1981): Gólyaállományunk újabb adatai és problémái az 1979. évi országos felmérés alapján. – *Állatt. Közlem.* **68**: 77–83.
- Jakab, B. (1982): *Gólyaállományunk populációdinamikája, 1958–1979.* – Múzeumi Kutatások Csongrád megyében, 1981., pp. 191–196.
- Jakab, B. (1991): A fehér gólya (*Ciconia ciconia*) elterjedésének összefüggése a talajtípusokkal Magyarországon. – *Állatt. Közlem.* **77**: 59–67.
- Keve, A. (1957): White-Stork-Census in Hungary in the years 1948 and 1949. – *Aquila* **63–64**: 211–225.
- Keve, A. (1984): *Magyarország madarainak névjegyzéke.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 100 pp.
- Kőhegyi, M. & Solymos, E. (1973): Észak-Bácska földrajzi nevei Pesty Frigyes kéziratos helynévtárában. – *Bajai Türr István Múzeum Kiadványai* **21**: 92.
- Marián, M. (1956): Adatok a fehér gólya fészkelési viszonyaihoz Somogyban, 1956-ban. – *Rippl-Rónai Múzeum Közlem.* **1956**: 1–5.
- Marián, M. (1962): Der Weistorch in Ungarn in den Jahren 1956–1958. – *Móra Ferenc Múzeum Évkönyve* **1960–1962**: 231–269.
- Marián, M. & Marián, M. jr. (1968): Bestandsveränderungen beim Weistorch in Ungarn, 1958–1963. – *Móra Ferenc Múzeum Évkönyve* **1968**: 283–314.
- Marián, M. (1971): A gólya populációdinamikája Magyarországon (1963–1968). – *Móra Ferenc Múzeum Évkönyve* **1971**: 37–72.
- Rékási, J. (1975a): Az 1975. év gólyavizsgálati (*Ciconia ciconia*) eredményei Észak-Bácskában. – *Pusztá* **6**: 10.

- Rékási, J. (1975b): Fehér gólya (*Ciconia ciconia*) fészkeiben gyűjtött köpetek elemzése. – *Aquila* **80–81**: 282–283.
- Rékási, J. (1979a): Összehasonlító gólyaállomány-felmérések Észak-Bácskában. – *Puszta, Tiscia* **8**(suppl. 2): 5–6.
- Rékási, J. (1979b): Adatok a gólya (*Ciconia ciconia*) táplálkozásához. – *Puszta, Tiscia* **8**(suppl. 2): 9–11.
- Rékási, J. (1979c): Gyűrűzött madarak megkerülése külföldön. – *Puszta, Tiscia* **8**(suppl. 2): 22–23.
- Rékási, J. (1980a): Gólyafiókák állományfelmérése és -gyűrűzése Észak-Bácskában. – *Madártani Tájékoztató* **1980**. október–december, p. 33.
- Rékási, J. (1980b): Über die Nahrung des Weistorchs (*Ciconia ciconia*) in der Batschka (Süd-Ungarn). – *Orn. Mitteil.* **32**(6): 154–155.
- Rékási, J. (1981): Adatok a gólya (*Ciconia ciconia*) vonulásához gyűrűzési megfigyelésekkel. – *Madártani Tájékoztató* **1981**. október–december, pp. 230–231.
- Rékási, J. (1982): Megfigyelések a „Gólyavédelemnek évében”, 1981-ben. – *Madártani Tájékoztató* **1982**. április–szeptember, pp. 173–174.
- Rékási, J. (1985): Bromatologische Untersuchungen an ungarischen weissen Störchen (*Ciconia ciconia* L.). – *Misc. zool. hung.* **3**: 103–110.
- Rékási, J. (1989): *Nahrungsbiologische Untersuchungen am Weistorch*. – Intern. Stork Conservation Symposium Walsrode, 14–19. October 1985., pp. 397–402.
- Rékási, J. (1991): Észak-Bácska fehér gólya (*Ciconia ciconia* L., 1758) állománya az 1990. évi felmérés alapján. – *Aquila* **98**: 181–182.
- Rékási, J. & Jakab, B. (1984): Ökológiai vizsgálatok Észak-Bácska gólyaállományán tíz év tükrében. – *Aquila* **91**: 101–108.
- Skov, H. (1989): Bolderslev Storkeenes Fouragerinsområder og Fodevalg. – *Dansk Ornithologisk Forening* **4**: 3–40.
- Schüz, E. (1938): *Über Biologie und Ökologie des Weistorches*. – Proc. VIII. Int. Orn. Congr., Oxford, pp. 577–591.
- Tirják, L. (1992): *A gólyák útján*. – Magyar Gólya Alapítvány, Békéscsaba, pp. 1–116.
- Vos, C. (1979): L'ste Jaaroverzicht Ooievaarsbuitenstation Herwijnen, pp. 1–37.

The White Stork population of N Bácska (S Hungary) in 1994

J. Rékási

Pannonhalmi Bencés Gimnázium
H-9090 Pannonhalma, Vár u. 2, Hungary

White Stork population of 30 localities of N Bácska (S Hungary) were investigated in 1994. 72 nests were inhabited out of the 79. Since 18 years of study, this year proved to be the most successful breeding season. 893 White Stork were ringed in the period of the entire study while 33 specimens in 1994. From food remnants analyses became clear the significant role of stork populations in the control of agricultural pests (insects, small mammals).

A csokonyavisontai halastavak (Somogy megye) környékének kisemlős faunája, gyöngybagoly köpetek vizsgálata alapján

Purger J. Jenő

*Janus Pannonius Tudományegyetem, Ökológia és Állatföldrajzi Tanszék
7601 Pécs, Ifjúság útja 6*

Összefoglaló: A csokonyavisontai halastavak környékéről (a 10 × 10 km-es UTM hálótérkép XM90-es négyzetéből) begyűjtött 369 gyöngybagoly köpetből 1540 gerinces állat csontmaradványai kerültek elő. Az emlősmaradványokból, melyek a zsákmány 99,87%-át képezték, 17 fajt sikerült kimutatni. Közülük 5 (*Sorex araneus*, *Sorex minutus*, *Neomys anomalus*, *Crocidura suaveolens*, *Crocidura leucodon*) a rovarvődek (Insectivora), 1 (*Nyctalus noctula*) a denevérek (Chiroptera), 11 (*Clethrionomys glareolus*, *Microtus agrestis*, *Microtus arvalis*, *Pitymys subterraneus*, *Apodemus flavicollis*, *Apodemus sylvaticus*, *Apodemus agrarius*, *Micromys minutus*, *Rattus rattus*, *Mus musculus*, *Muscardinus avellanarius*) pedig a rágcsálók (Rodentia) rendjébe sorolható. A gyöngybagolyok emlődáplálékát 57,60%-ban cickányfélék (Soricidae), 23,73%-ban pocokfélék (Arvicolidae), 18,53%-ban egérfélék (Muridae), 0,07%-ban simaorrú denevérek (Vespertilionidae) és 0,07%-ban pelefélék (Myoxidae) alkották.

Kulcsszavak: gyöngybagoly, köpetvizsgálat, kisemlősök, Somogy megye

Bevezetés

A gyöngybagoly, *Tyto alba* (Scopoli, 1769) változatos tápláléka elsősorban apró emlősökből, leginkább rovarvőkből és rágcsálókból áll (Schmidt 1967). Köpeteinek begyűjtésével és elemzésével a táplálékul szolgáló zsákmányállatok minőségi és mennyiségi megoszlásáról kapunk információkat. Nem szabad azonban figyelmen kívül hagyni azt a tényt, hogy e módszerrel egy adott terület kisemlős faunájáról is igen pontos képet alkothatunk, ha megfelelő mennyiségű bagolyköpetet dolgozunk fel. Ezért az utóbbi időben a csapdázások mellett e módszerrel mind gyakrabban alkalmazzák a kisemlős fauna kutatásokban (Mikuska *et al.* 1979).

A Somogy Természetvédelmi Szervezet tulajdonát képező, és védelme alatt álló csokonyavisontai halastavak környékének kisemlős faunájáról nincsenek pontos ismereteink. Hogy e hiányt pótoljam munkám célja a gyöngybagoly köpetek felkutatása, begyűjtése és feldolgozása volt, mivel az így nyert eredmények alapján elkészíthető a környék kisemlős faunájának listája. Ezen felül a mennyiségi összefüggések is kitűnnek a gyöngybagolyok táplálékul szolgáló zsákmányállatok között.

Anyag és módszer

A köpetek 1993. november 25-én és 1994. április 27-én lettek begyűjtve Somogy megyéből, pontosabban a 10×10 km-es UTM hálótérkép XM90-es négyzetéből. E terület magába foglalja a csokonyavisontai halastavakat és a csokonyavisontai fás-legelő Természetvédelmi Terület egy részét. Míg Mariettapusztán, Kútfőpusztán és Csokonyavisontánál elhagyott istállók padlásán kiszáradt régebbi köpeteket gyűjtöttem, a homokszentgyörgyi marhaistállóknál álló víztornyon, a szuloki templom padlásán és tornyában, valamint a békepusztai (Alexandrapusztá) volt szeszgyár épületében még nedves, friss köpeteket is találtam (1. táblázat). E három helyen a gyöngybaglyokat is láttam, és minden esetben a sötét mellű, *Tyto alba guttata* alfajhoz tartozó egyedeket figyeltem meg.

Mivel a köpetek korát nem lehetett biztosan meghatározni, így csak az egész köpetek lettek begyűjtve, és feldolgozva. A köpetek szétbontása száraz technikával történt (Schmidt 1967, Mikuska *et al.* 1979). A kisemlősök meghatározását a koponya és az alsó állkapocs csonttani bélyegei alapján végeztem. (Schmidt 1967, Ujhelyi 1989, Kryštufek 1991). A *Sylvaemus* alnembe tartozó fajok meghatározásánál Tvrtkovic (1979) módszerét követtem, és a meghatározhatatlan példányok *Apodemus* sp.-ként szerepelnek a táblázatban (2. táblázat).

Eredmények

A hat lelőhelyről (1. táblázat) begyűjtött 369 köpetből összesen 1540 gerinces állat csontmaradványai kerültek elő. Egy köpetben átlagosan 4,17 zsákmányállat volt.

A köpetekből előkerült zsákmányállatok minőségi és mennyiségi megoszlását a 2. táblázat szemlélteti.

1. táblázat. A gyöngybagoly köpetekből előkerült zsákmányállatok száma és köpetenkénti megoszlása

Leelőhely	Dátum	Köpet	Zsákmány	Zsákmány/Köpet
Mariettapuszta	1994.04.27.	2	5	2,50
Kútfőpuszta	1994.04.27.	4	14	3,50
Csokonyavisonta	1993.11.25.	10	44	4,40
Homokszentgyörgy	1994.04.27.	33	108	3,27
Szulok	1994.04.27.	86	298	3,46
Békepuszta	1993.11.25.	234	1071	4,57
Összesen		369	1540	4,17

2. táblázat. A különböző lelőhelyekről származó gyöngybagoly köpetekből előkerült zsákmányállatok fajlistája, és mennyiségi eloszlása (1 = Mariettapuszta, 2 = Kútfőpuszta, 3 = Csokonyavisonta, 4 = Homokszentgyörgy, 5 = Szulok, 6 = Békepuszta)

Zsákmány	1	2	3	4	5	6	Σ
<i>Sorex araneus</i>	–	–	–	3	10	104	117
<i>Sorex minutus</i>	–	–	1	4	24	117	146
<i>Neomys anomalus</i>	–	–	–	–	–	6	6
<i>Crocidura suaveolens</i>	2	1	21	13	48	319	404
<i>Crocidura leucodon</i>	–	2	1	8	66	136	213
<i>Nyctalus noctula</i>	–	–	–	–	–	1	1
<i>Clethrionomys glareolus</i>	–	–	2	1	–	5	8
<i>Microtus agrestis</i>	1	–	–	1	–	6	8
<i>Microtus arvalis</i>	1	8	7	37	78	214	345
<i>Pitymys subterraneus</i>	–	–	–	2	–	2	4
<i>Apodemus flavicollis</i>	–	–	–	1	9	8	18
<i>Apodemus sylvaticus</i>	–	2	–	6	17	23	48
<i>Apodemus</i> sp.	–	–	1	6	2	17	26
<i>Apodemus agrarius</i>	1	–	8	7	26	63	105
<i>Micromys minutus</i>	–	1	–	6	5	11	23
<i>Rattus rattus</i>	–	–	–	–	–	1	1
<i>Mus musculus</i>	–	–	–	3	13	11	37
<i>Muscardinus avellanarius</i>	–	–	–	–	1	–	1
Passeriformes (indet.)	–	–	–	–	1	1	2
Összesen	5	14	44	108	298	1071	1540

A zsákmány 99,87%-át kisméltóságok képezték, és az össz begyűjtött köpetből mindössze 2 énekesmadár (0,13%) maradványai kerültek elő. Az emlős-maradványokból 17 fajt sikerült kimutatni, melyek közül 5 a rovarévk (Insectivora), egy a denevérek (Chiroptera), 11 pedig a rágcsálók (Rodentia) rendjébe sorolható. A gyöngybagolyok emlőstáplálékának 57,60%-át a cickányfélék (Soricidae), 23,73%-át a pocokfélék (Arvicolidae), 18,53%-át az egérfélék (Muridae), 0,07%-át a simaorrú denevérek (Vesperilionidae), 0,07%-át pedig a pelefélék (Myoxidae) családjába tartozó fajok egyedei alkották.

Következtetések

A köpetbegyűjtés alkalmával talált nedves köpetek, valamint a gyöngybagolyok jelenléte arra enged következtetni, hogy a vizsgált területen begyűjtött köpe-

tek 3 pár madártól származnak. Mivel a köpetek túlnyomó részének a korát lehetetlen volt meghatározni, így a gyöngybaglyok táplálékául szolgáló fajok szezonális, minőségi és mennyiségi változásaira nem adható válasz.

A vizsgált terület gyöngybaglyai a begyűjtött köpetek vizsgálata alapján szinte kizárólag emlősökkel (99,87%) táplálkoztak, és a madarak (0,13%) zsákmányolása elhanyagolható. A köpetekben átlagosan 4,17 zsákmányállat volt, ami arra utal, hogy a gyöngybaglyok táplálékában a kisebb testű zsákmányállatok domináltak. Az emlőstáplálék jelentős részét (57,60%-át) cickányok képezték. A leggyakrabban zsákmányolt kisemlős a keleti cickány (*Crocidura suaveolens*) volt, majd őt a mezei pocok (*Microtus arvalis*), a mezei cickány (*Crocidura leucodon*), a törpe cickány (*Sorex minutus*), az erdei cickány (*Sorex araneus*) és a pirók egér (*Apodemus agrarius*) követték. Ez a 6 faj gyakorlatilag a legjelentősebb táplálékforrása a vizsgált területen élő és táplálkozó gyöngybaglyoknak, mivel az emlőstáplálék 86,48%-át képezték. A megmaradt 13,52% pedig a gyöngybaglyok táplálkozása szempontjából kevésbé jelentős 11 emlősfaj között oszlott meg. A begyűjtött köpetek számától függetlenül a két leggyakoribb faj a keleti cickány és a mezei pocok mind a 6 köpetlelőhelyről előkerült (2. táblázat).

A vizsgált területen a gyöngybagoly köpetekből kimutatott 17 emlősfaj közül 8 a védett fajok listáján is szerepel. Ebből 5 faj a cickányok családjába tartozik. A vizsgálatok alapján a Miller vízcickány (*Neomys anomalus*) kivételével, amely csak Békepusztáról került elő, a többi cickányfaj elég gyakorinak tekinthető. A korai denevér (*Nyctalus noctula*) maradványai is csak a békepusztai köpetekből kerültek elő. A csalitjáró pocok (*Microtus agrestis*) maradványait pedig Mariettapusztán, Homokszentgyörgyön és a Békepusztán begyűjtött köpetekben is megtaláltam, míg a mogyorós pele (*Muscardinus avellanarius*) maradványait csak a Szulokról származó köpetekből sikerült kimutatnom.

Annak ellenére, hogy a házi patkány (*Rattus rattus*) nem szerepel a védett fajok listáján szükségesnek tartom kiemelni a szinte ép koponya előkerülését a Békepusztán gyűjtött köpetekből. Igaz, Csokonyavisontán 1980 októberében 8 házi patkányt is begyűjtöttek, és így a lelőhely már ismert (Jabir *et al.* 1985). A faj aktuális elterjedése szempontjából azonban a friss lelet azt látszik igazolni, hogy a vizsgált területen a házi patkány populációnak sikerült fennmaradnia.

* * *

Köszönetnyilvánítás – Szeretném megköszönni a Somogy Természetvédelmi Szervezetnek a munka elkészítéséhez nyújtott mindennemű támogatását, valamint Bécsy Lászlónak és Toldi Miklósnak a köpetek begyűjtésénél nyújtott segítségét.

Irodalom

- Jabir, H. A., Bajomi, D. & Demeter, A. (1985): New record of the black rat (*Rattus rattus* L.) from Hungary, and a review of its distribution in Central Europe (Mammalia). – *Annls hist.-nat. Mus. natn. hung.* **77**: 263–267.
- Kryštufek, B. (1991): *Sesalci Slovenije*. – Prirodoslovni muzej Slovenije, Ljubljana.
- Mikuska, J., Tvtkovi, 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.
- Schmidt, E. (1967): *Bagolyköpet vizsgálatok*. – Magyar Madártani Intézet, Budapest.
- Tvrtkovic, N. (1979): Razlikovanje i odredjivanje morfološki slicnih vrsta podroda *Sylvaemus* Ognev & Vorobiev 1923 (Rodentia, Mammalia). – *Rad JAZU, Zagreb* **383**: 155–186.
- Ujhelyi, P. (1989): *A magyarországi vadonélő emlősfajok határozója (Küllemi és csonttani bélyegek alapján)*. – A Magyar Madártani Egyesület Könyvtára, 1. Budapest.

Small mammal fauna of the surroundings of the fish ponds near
Csokonyavisonta (country Somogy) obtained by barn owl pellet analysis

J. J. Purger

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

Abstract: In barn owl pellets collected in surroundings of fish ponds near Csokonyavisonta (XM90 according to 10×10 km UTM grid), 17 species of small mammals were found: *Sorex araneus*, *S. minutus*, *Neomys anomalus*, *Crocідura suaveolens*, *C. leucodon*, *Nyctalus noctula*, *Clethrionomys glareolus*, *Microtus agrestis*, *M. arvalis*, *Pitymys subterraneus*, *Apodemus flavicollis*, *A. sylvaticus*, *A. agrarius*, *Micromys minutus*, *Rattus rattus*, *Mus musculus* and *Muscardinus avellanarius*. The diet of barn owl consisted 99.87% of mammals (Soricidae 57.60%, Arvicolidae 23.73%, Muridae 18.53%, Myoxidae 0.07%, Vespertilionidae 0.07%) and 0.13% of birds.

Szakosztályi krónika

Szakosztályunk taglétszáma megközelíti a 400 főt, és ezzel a *Magyar Biológiai Társaság* legnagyobb taglétszámú szakosztálya lettünk. Sajnos ennek ellenére több téren is nehézségekkel küzdünk. Egyik pont az előadásra jelentkezők kis száma. Emiatt az előadóülések szervezésének első lépése gyakran a potenciális előadók megkeresése és a prezentáció „kipasszírozása”. E nehézséget tematikus, illetve más szervezetekkel közösen rendezett ülésekkel próbáljuk megoldani. Egy másik fájó pont a szakosztály lapjának, a *Természetvédelmi Közleményeknek* a sorsa. Hosszas késlekedés után, amelybe szerkesztési és szerkesztőségi változások, illetve a finanszírozás megoldatlan volta is közrejátszott, végre 1996 végén megjelent a 3. és 4. kötet összevontan, melyeknek 1993-ban illetve 1994-ben kellett volna napvilágot látnia. Szerencsére a jelen kötet viszonylag gyorsan követte az előzőt, így várható, hogy sikerül lefaragni az elmaradást. A rendszeres pályázatírásnak is meglett az eredménye, jelenleg nem a támogatás hiánya a limitáló tényező. Egyben szeretném megragadni az alkalmat, hogy felkérjem a tagtársakat, illetve a nem tag érdeklődőket is, hogy kéziratokat küldjenek a lapnak.

A következő előadóülésekre és kirándulásokra került sor 1994. decembere óta:

1994. december 2.

Dr. Merkl Ottó: Az Ipoly vidékének zoológiai értékei

Dr. Forró László, Dr. Andrikovics Sándor, Herczeg Ferenc és Dr. Milinki Éva: A tiszavasvári Göbolyös természeti értékei – érvek a védetté nyilvánítás mellett

Dr. Korsós Zoltán és Péchy Tamás: Parlagon a parlagi vipera?

Dr. Isépy István: Természetvédelem Brazíliában

1995. február 10.

(A Budapest Fővárosi Növényegészségügyi és Talajvédelmi Állomással közösen rendezett előadóülés.)

Dr. Szabó István Mihály: Talajok öntisztulása

Dr. Gyurasits Elemér: A talajvédelmi információs és monitoring rendszer bemutatása

Dr. Forró Edit, Neumayer Á., Darabont A. és Cservenka J.: A növényzet hatása a talaj humuszanyagainak és környezetvédelmi állapotának változására

Dr. Altbäcker Vilmos, Kertész Miklós és Tóth Tibor: Az üreginyulak szerepe a tápanyagforgalomban a bugaci borókásban

Dr. Ocskó Zoltán: Növényvédőszer engedélyezés környezetvédelmi vonatkozásai

Dr. Kajati István: A környezetkímélő növényvédelmi (IFP-IPM) technológiák fejlesztésének helyzete

1995. március 10.

Dr. Szép Tibor: Madármonitorozás a külföldi és hazai tapasztalatok alapján
Dr. Oertel Nándor: Biomonitorozás felszíni vizekben
Dr. Szabó Mária, Dr. Simon Tibor, Dr. Hahn István, Dr. Draskovits Rózsa
és Dr. Gergely Attila: A szigetközi biomonitorozás eddigi eredményei

1995. április 7.

Dr. Hahn István, Dr. Szabó Mária, Dr. Simon Tibor, Dr. Draskovits Rózsa
és Dr. Gergely Attila: Mederszukcessziós vizsgálatok Dunaremeténél
Molnár Zsolt: Tájértörténeti rekonstrukciók szerepe természetvédelmi célok
meghatározásában
Gera Pál: Gondolatok állatfajok visszatelepítéséről
Dr. Puky Miklós: A honti Ipoly ártér rehabilitációjának lehetőségeiről

1995. szeptember 28.

Dr. Korsós Zoltán: Gyíkvédelem El Hierro-n (Kanári Szigetek)
Dr. Standovár Tibor: Természetközeli erdők az északi mérsékeltöbven
Csorba Gábor: Természetvédelem Nepálban

1995. október 24.

(Az MBT Pedagógus Csoportjával közösen rendezett ülés.)
Dr. Tardy János: A magyar természetvédelem helyzete

1995. november 30.

(A Magyar Emlőstani Társasággal közösen rendezett ülés.)
Dr. Csorba Gábor, Dr. Báldi András és Dr. Korsós Zoltán: A hazai gerin-
ces-rangsor értékelése
Haraszthy László (WWF Magyarországi Képvisellete) korreferátuma
Dr. Báldi András és Dr. Csorba Gábor: Mennyire megalapozott ökológiai-
lag a szárazföldi gerincesek jogi státusza?
Dr. Augusztin Béla: Nigéria élővilága és nemzeti parkjai

1996. március 5.

Dr. Rózsa Lajos: Paraziták és természetvédelem
Dr. Hahn István, Dr. Szabó Mária és Dr. Gergely Attila: Beszámoló a bota-
nikai kutatások megindulásáról a KNP tűz sújtotta bócsai ősbörökásá-
ban
Újvári Beáta: A parlagi vipera rádiótelemetriás nyomonkövetése
Dr. Báldi András: Nemzeti parkok az USA DNY-i részén

1996. április 16.

Dr. Molnár Endre: Természetvédelmi célú termőhely kutatások a Kiskunsá-
gi Nemzeti Parkban