



Természet- védelmi közlemények

Magyar
Biológiai Társaság
Budapest

14

2008

TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK

14. ÉVFOLYAM

A Magyar Biológiai Társaság
Környezet- és Természetvédelmi
Szakosztályának közleményei



Budapest, 2008

A Természetvédelmi Közlemények ezen számának megjelenését a
Magyar Tudományos Akadémia
támogatása tette lehetővé.

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

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

ISSN 1216-4585

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

Nyomás: Dandera Bt, Budapest

Tartalomjegyzék

Kovács-Láng Edit, Kröel-Dulay György, Czúcz Bálint: Az éghajlatváltozás hatásai a természetes élővilágra és teendőink a megőrzés és kutatás területén	5
Harnos Zsolt és Hufnagel Levente: Kommentár a Nemzeti Éghajlatváltozási Stratégia kialakításához készített természetvédelmi szakértői anyaghoz . . .	41
Vörös Judit: A vöröshasú unka (<i>Bombina bombina</i> Linnaeus, 1761) és a sárgahasú unka (<i>Bombina variegata</i> Linnaeus, 1758) elterjedése Magyarországon	45
Lanszki József: A vidra elterjedése és az előfordulását befolyásoló tényezők vizsgálata a Kapos folyó vízgyűjtőjén	61
Horváth Győző, Kovács Zsófia Eszter, Dudás Réka: Kisemlősök monitorozása két különböző síksági területen: indirekt abundancia adatok összehasonlítása tájleptékű skálán	75
Riezing Norbert: A hínárvegetáció változása az Által-ér vízgyűjtőjén a korábbi kutatások tükrében	91
Pestiné Rácz Éva Veronika: Az özönnövények irtási sikerességének vizsgálata térbeli modellek alapján	105
Ónodi Gábor, Csatádi Katalin, Németh István, Váczi Olivér, Botta-Dukát Zoltán, Kertész Miklós és Altbäcker Vilmos: Birka (<i>Ovis aries</i> , L.) – és nyúllegelés (<i>Oryctolagus cuniculus</i> , L.) hatásainak vizsgálata az égésre homokpusztagyepen	117
Mátics Róbert: Az északi pocok (<i>Microtus oeconomus</i> , Pallas 1776) újabb lelőhelye és a fragmentáció lehetséges története Magyarországon	131
Török Katalin: Biodiverzitással összefüggő kutatási eredmények kommunikációjáról és annak módszereiről	135

Az éghajlatváltozás hatásai a természetes élővilágra és teendőink a megőrzés és kutatás területén*

Kovács-Láng Edit, Kröel-Dulay György és Czúcz Bálint

MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, 2163 Vácrátót, E-mail: lange@botanika.hu

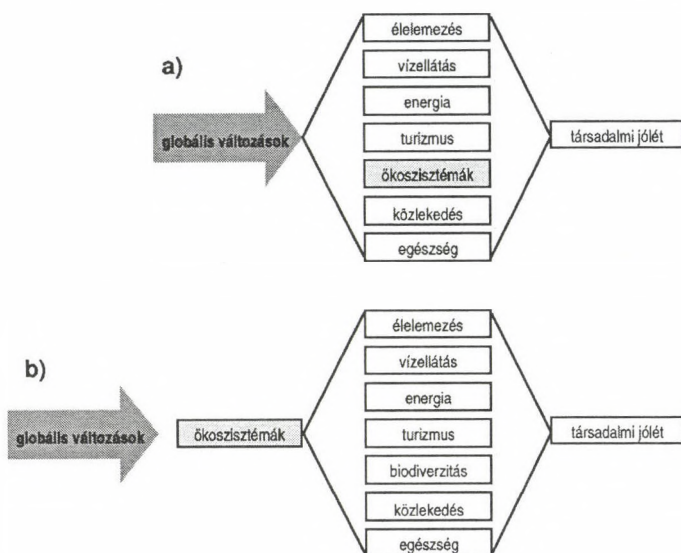
Összefoglaló: Az itt bemutatott tanulmány eredetileg 2006-ban a Nemzeti Éghajlatváltozási Stratégia természetvédelmi háttér tanulmányaként készült, mely áttekinti mindazokat a problémákat, melyekkel a hazai természetvédelemnek az éghajlatváltozás következtében mindenképpen szembe kell néznie. A tanulmány felvázolja a természetes ökológiai rendszerek előrejelzésének nehézségeit, illetve az élővilágnak a klímaváltozás során várhatóan érintett toleranciasajátságait. Áttekintést ad az eddig megfigyelt, előre jelzett, vagy kísérletek során tapasztalt ökológiai változásokról, kiemelve a magyarországi tapasztalatokat. A vitaindítónak szánt tanulmány legfőbb üzenete azonban a hazai természetvédelem előtt álló (részben belső, részben szektorokon átvívelő) sürgős teendők részletes áttekintése, valamint javaslatok tétele a közeljövő legfontosabb cselekvési, szervezési és kutatási feladataira vonatkozóan.

Kulcsszavak: klímaváltozás, természetvédelem, adaptáció, ökoszisztémák

Bevezetés

A globális klímaváltozást számos meteorológiai kutatás igazolja már, ezek közül legfrissebb az IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change, Éghajlatváltozási Kormányközi Bizottság) negyedik összefoglaló jelentése (AR4, IPCC 2007). A Föld klímája kb. 0,6 °C-ot melegedett az elmúlt 100 évben, ennek a hatása már látszik, és a XXI. századra 2–4 °C-os emelkedés várható. A klímaváltozás érinti gazdasági és társadalmi életünk minden szektorát, és hatással van a természetes ökológiai rendszerekre is. Ma már felismert és elfogadott tény, hogy gazdasági és társadalmi életünk az egyébként korlátos természeti erőforrásokra támaszkodik és az ökoszisztémák legkülönbözőbb hasznait élvezi (ökoszisztéma szolgáltatások, MEA 2005). Ez a felismerés tükröződik abban a szemléletmódban, amely szerint a természetes élővilág védelme nem egyszerűen egy szektor a többi közül, hanem az ökoszisztéma szolgáltatások révén a legtöbb szektorra hatással vannak, és a globális változások elsősorban az ökoszisztéma szolgáltatások megváltozásán keresztül befolyásolják mindennapi életünket (1. ábra). A Nemzeti Éghajlatváltozási Stratégia egyik nagy érdeme, hogy felismerve a természetes élővilág és az ökoszisztéma szolgáltatások alapvető jelentőségét, kiemelten foglalkozik az éghajlatváltozás várható ökológiai következményeivel.

* A cikk szakmai háttéranyag, amely nem lett lektorálva, de fontossága miatt szerkesztett formában a Természetvédelmi Közlemények leközli.



1. ábra. Az ökoszisztémák szerepe a globális változásoknak a társadalmi jólétre gyakorolt hatásában. a) hagyományos nézet (IPCC 2001), b) az „ökoszisztéma szolgáltatások” koncepciójának figyelembevételével kialakított nézet. (forrás: Schröter 2005)

A természetvédelem, mint speciális szektor, és a természetes ökoszisztémák, mint speciális objektumok

Fő tevékenységének sajátos megőrző jellegéből következően a természetvédelem, mint szektor számos tekintetben különbözik a további szektoroktól az éghajlatváltozás problematikájának vonatkozásában. A többi szektor (pl. mezőgazdaság, egészségügy, katasztrófavédelem, közlekedés) aktív emberi tevékenységet takar, amely, még ha nem is független a környezeti adottságoktól, így a klímától, de a megváltozó környezeti feltételek között módosítható. Ehhez képest a természetvédelem, mint szektor, eredendően „passzív”: a stabilitás (vagy a természetes változatosság, természetes folyamatok) fenntartása, megőrzése a célja („konzerváció”), és ha aktív is, akkor a változatlanságot vagy természetes folyamatokat veszélyeztető tevékenység elhárításán dolgozik. Ennek a passzivitásnak negatív a kicsengése, de valójában pozitív tartalmat takar, célja a természetes ökológiai rendszerek önfenntartó, önszabályozó képességének megőrzése.

A természetes ökoszisztémák önfenntartó, önszabályozó képességéből következik, hogy autonóm adaptációra képesek. Emellett a természetes ökoszisztémák már ki voltak téve klímaváltozásnak. A földi klíma a földtörténet során természetes okok miatt jelentős változásokat mutatott, amelyekre az aktuális élővilág – a fossziliák tanúsága szerint – kisebb nagyobb változásokkal, elvándorlásokkal, esetenként tömeges kihalással reagált. Ez azt jelenti, hogy ha a klíma megváltozása (ennek

mértéke és sebessége) a természeteshez hasonló lenne (és összefüggő természeti tájborítaná a Földet), ez nem okozna gondot; de sajnos nem ez a helyzet. Emellett a természetes rendszerek az ember által alkotott rendszerekhez képest bonyolultabbak, több komponensűek, és nem eléggé ismertek. Mai formájukat a legváltozatosabb idő és térléptékű folyamatok nyomán nyerték el. Válaszreakcióik is különböző idő-skálájúak lehetnek, egyesek csak jelentős késleltetéssel válnak detektálhatóvá. Ezek a tulajdonságok jelentősen megnehezítik az előrejelzést. Ennek ellenére az autonóm adaptációval számolni kell, segíteni kell, és az esetleges beavatkozásokat erre rásegítve kell megtervezni.

A vizsgált rendszerek komplexitásának köszönhetően a természetvédelem esetében a klasszikus közgazdasági szemléletű értékelés nem megoldható. Szerencsére ma már nem ott tartunk, hogy a természetes ökoszisztémák védelme pusztán esztétikai okokból történne, vagy, mert ez erkölcsi kötelességünk. Mint azt már a bevezetőben is említettük, ma már széles körben felismert és elfogadott tény, hogy gazdasági és társadalmi életünk az ökológiai rendszerek különféle szolgáltatásait élvezzi, anélkül hogy ezt pénzben kifejezné. Noha vannak próbálkozások ezeknek, a hasznvételeknek a pénzbeli számszerűsítésére (Costanza *et al.* 1997), az éghajlatváltozás okozta károk és veszteségek vagy egy-egy adaptációs/mitigációs beavatkozás hasznának precíz kalkulációja sokkal kevésbé végezhető el a természetvédelem esetében, mint ahogy az sok más szektor esetében megoldható.

Egy további probléma, hogy a természetvédelem eredménye és sikeressége nagyban függ más szektorok tevékenységétől (vízgazdálkodás, erdőgazdálkodás, mezőgazdaság). Ez már ma is így van, amikor a rezervátumokba szorított természetes ökoszisztémákra jelentős hatással van a körülöttük levő mátrixban folyó tevékenység. Egy jelentős klímaváltozás esetén, amikor a közösségek szétzilálódnak, a fajoknak vándorolniuk kellene, és új közösségek szerveződnek (nagy eséllyel a kultúrtájuk nyomasztó fölényben levő inváziós és gyomfajainak részvételével vagy dominanciájával) ez még inkább így lesz. Az, hogy a védett területeket körülvevő mátrixban mi történik, lehet, hogy fontosabb lesz, mint, hogy a védett területeken mi történik. A vízgazdálkodás, mint szakterület, elsősorban a jelenlegi értékek megőrzésében segíthet (tompíthatja a melegedés és szárazodás hatásait), míg a természeteshez közelálló erdő- és agrárgazdálkodás a bekövetkező változások esetén segítheti, hogy a változások a természeteshez hasonló mederben folyjanak (már amennyire ez lehetséges).

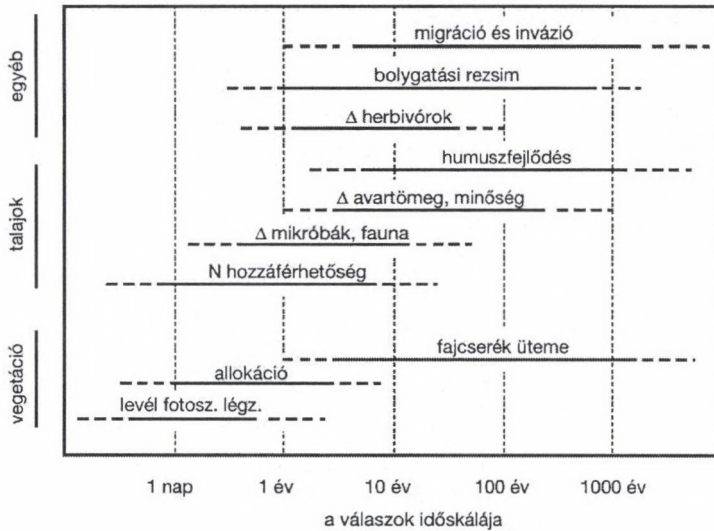
Mint tehát az eddigiekből is látható az alkalmazkodás lehetőségei a természetvédelemben meglehetősen korlátozottak. Amíg a megváltozott klímában egy mezőgazdász vagy erdőszőlő ültethet más növényt, egy útépítő építhet utat más technológiával, légkondicionálhatjuk a házakat és utazhatunk légkondicionált autóval és villamossal, addig egy nemzeti park nem tudja lecserélni a lombhullató tölgyeseit örökzöldekre, vagy a pusztáit sivatagokra. Egy ideig lehet cél az elszegényedő ökoszisztémák védelme az inváziókkal szemben, de egy határon túl (jelentős mértékű klímaváltozás esetén) a természetes ökoszisztémák – mai formájukban, a mai helyükön –

nem fognak túlélni. Néhány foknál nagyobb felmelegedés esetén olyan mértékben tolódnak el a bioszféra övezetei, hogy elképzelhető, hogy egy, a jelenlegi társulásokat az eredeti helyükön megőrizni akaró konzervációs gyakorlatilag eleve vesztesre lesz ítélve. Egy ilyen helyzetből lehet, hogy azok fognak jobban kijönni, akik idejekorán felméri a helyzetet és az „in situ” konzerváció mellett más, újabb alternatív restaurációs vagy transzlokációs eszközökkel előre felkészülnek egy ilyen eshetőségre. Ez utóbbi lehetőség, bár elsöre idegen a jelenleg uralkodó konzervációs szemlélettől, az elmúlt években egyre jelentősebb fórumokon merül fel újra és újra (Hoegh-Guldberg *et al.* 2008, Hunter 2007, McLachlan *et al.* 2007). Ezt a mérnöki jellegű, a „természetes” ökoszisztémák tervezését és kivitelezését jelentő tevékenységet azonban már nem természetvédelemnek fogják hívni (talán inkább „eco-engineering”), és esélye a sikerre a megfelelő tudás hiányában egyelőre minimális. Ennek megfelelően az éghajlatváltozás kezdeti időszakában, feltehetőleg még az autonóm adaptációé lesz a főszerep, és a természetvédelem tervezett adaptációs tevékenysége is elsősorban az autonóm adaptáció lehetőségeinek biztosítására kell, hogy irányuljon. A későbbiek folyamán, amennyiben egy jelentős (több fokos) melegedés következik be (ami egyre valószínűbb), akkor a természetvédelemben elkerülhetetlenül paradigmaváltásra lesz szükség. Egy ilyen világban a megőrzésre való törekvés mellett, a változás (vándorlás, fajok kihalása és újak megtelepedése) elfogadása, sőt, segítése, és minél inkább természetes mederben tartása lesz a legfontosabb feladat.

Az előrejelzés bizonytalanságának forrásai a természetes ökoszisztémák esetében

A jelenségek értelmezésében a fő problémát az jelenti, hogy a globális környezeti változások komponensei közül nehéz a direkt klimatikus hatást kiszűrni, azonosítani, ezt ugyanis az egyéb közvetlen és közvetett antropogén hatások – elsősorban a tájhasználat módja – erősen befolyásolják. A ható tényezők kombinációja, szünergizmusa az élővilágra és az ökológiai rendszerekre sokkal drasztikusabb hatást gyakorolhat, mint azt az egyes tényezők külön-külön tennék (Schneider & Root 2001).

Komoly további problémát jelentenek a klíma jelenségeinek és az ökológiai jelenségeknek, folyamatoknak és ezek megismerését célzó vizsgálatoknak léptékbeli különbségei. Bizonyos ökológiai jelenségek skálája, mint például a növényzeti formációk által meghatározott biotopok övezetessége, vagy egyes fajok elterjedési határai, hagyományosan jól illeszthetők a klimatikus jelenségek skálájához, azonban a folyamatok és mechanizmusok megismerését célzó, esetenként kísérletes ökológiai vizsgálatok általában finomabb skálájúak. Az eredmények kiterjesztése, a magasabb szerveződési szinteken történő értelmezése a hierarchikusan szervezett ökológiai rendszerek emergens tulajdonságai miatt komoly nehézségekbe ütközik (Bazzaz 1998). A különböző léptékű ökológiai folyamatok eltérő időskálájú válaszai igen eltérő ökoszisztéma válaszokban összegeződhetnek rövid, illetve hosszú távon (2. ábra).



2. ábra. Az ökoszisztéma folyamatok és komponensek klímaváltozásra adott reakcióinak időskálája (Shaver *et al.* 2000 nyomán).

Az élővilág várható további viselkedésére vonatkozó projekciók nehézségeinek alapvető forrása az ökológiai rendszerek működésének mindaddig nem kellő ismerete. Előre látható és ma még nem triviális, előre nem látható veszélyekkel egyaránt kell számolnunk. Az ökológiai válaszok gyakran (általában) nem lineárisak, a környezeti változások kiváltotta reakciók additívak, gyakran bizonyos küszöbérték elérésénél hirtelen fellépő nagy változásokban jelentkeznek. Az ökoszisztémák koordináltságában beálló esetleges változások valószínűsége, mértéke és iránya nehezen jósolható. Nem tudható például, hogy egy természetes, vagy esetleg gyomfaj mikor válik inváziós, károsító özöngyommá, egy rovarfaj tömegesen pusztító kártevővé.

További problémát jelent az a tény, hogy az ökológiai folyamatok sebessége nincs szinkronban a jelen klimatikus változások sebességével. Az emelkedő hőmérséklet, esetenként fokozódó vízhiány hatását a növények fiziológiai plaszticitása csak relatíve szűk korlátok között tudja tolerálni, a populációkban a természetes szelekción alapuló adaptáltság kialakulására azonban nincs idő! Az eredmény számos populáció kihalása vagy elvándorlása lehet.

A természetes élővilág menekülési útja azonban erősen korlátozva van! Természetes barriert jelentenek a vándorlás útjában a NY–K irányú hegyláncok, vagy tengerek. Eltekintve attól a tényről, hogy a legtöbb növényfaj, különösen pl. a fák természetes vándorlási sebessége a jelen változások mértékéhez képest jóval kisebb, a populációk vándorlását gyakorlatilag meggátolja a természetes tájak ember által történt feldarabolása, a természetes élőhelyek megszüntetése, minimális foltokká való zsugorítása (Schneider & Root 2001).

Az élővilágra jellemző érzékenységek

Az éghajlatváltozás nyilvánvalóan igen kiterjedt és mélyreható változásokat fog okozni a globális ökológiai rendszerben. Az éghajlat hatással van a fajok fitneszére, elterjedésére és tömegességére, a populációk dinamikájára, az ökoszisztémák szerkezetére és működésére is. A várhatóan bekövetkező változások a következő módon csoportosíthatók (Hughes 2000 alapján, módosítva):

Fiziológiai: A megváltozott külső körülmények (CO₂ koncentráció, hőmérséklet, sugárzásviszonyok, szárazodás) közvetlen hatással vannak a fajok életfolyamataira. Így az éghajlatváltozás következtében változások várhatók az egyes egyedek növekedésében, testfelépítésében, szöveteiben, biológiai produktivitásába.

Fenológiai: Határozott szezonálitással rendelkező területeken az élőlények többsége életszakaszait a környezet legfontosabb eseményeihez, az évszakok változásához időzíti. Az időzítés fajonként különböző, evolúciósan optimalizált küszöbértékek (pl. hőösszegek) segítségével történik. Az éghajlat módosulása a küszöbértékek, és ezen keresztül a populációk életmenetének megváltozásával jár.

Fajok elterjedése: Régóta ismert, hogy egyes fajok elterjedése szoros kapcsolatban áll valamilyen éghajlati paraméter szélső értékeivel: ilyenek pl. a hőmérséklet, a hótakaró vagy a bozóttüzek szintén éghajlat által meghatározott gyakorisága (pl. Grace 1987, Salisbury 1926, Woodward 1988). A ma világszerte elterjedten használt leíró jellegű éghajlat-osztályozási rendszerek (Köppen és Trewartha éghajlat-osztályozásai) is tulajdonképpen a növényzet (és a talaj) éghajlatjelző tulajdonságán alapulnak. Az éghajlati viszonyok gyors megváltozásával az egyes fajok és a belőlük formálódó közösségek földrajzi elterjedését földtörténeti korok óta szabályozó egyensúly általános megbomlása várható. Erre az egyensúlyvesztésre a fajok várhatóan csak korlátozott mértékben tudnak vándorlással reagálni, így a fajok elterjedésének változásai a kihalási és az inváziós folyamatok felgyorsulásával járnak együtt.

Ökológiai stabilitás: Az egyes fajok közötti kompetíció, táplálkozáshálózati (trofikus) és szukcessziós viszonyok átrendeződése következtében a természetes és a természetközeli közösségek ökológiai stabilitásának, önfenntartó-képességének soha nem látott mértékű meggyengülése várható. Azok a fajok, melyek a környezeti feltételek egy-egy jól meghatározott kombinációjához alkalmazkodtak, egyáltalán nem biztos, hogy meg tudják majd találni azokat az új élőhelyeket, ahol ezek a feltételek az éghajlatváltozás következtében kialakulnak. A meghatározott körülményekre specializálódott fajok többsége az emberi tevékenység miatt számára átjárhatatlanná vált tájban ma már teljesen el van szigetelve, és vélhetően az éghajlatváltozás hatására ki fog pusztulni élőhelyeinek többségéről. Ez a folyamat generalista fajok által uralt elszegényedett, sérülékeny társulásokat eredményez, és így további fajok inváziója előtt nyitja meg az utat (Lövei 1997, Tilman 1993). A helyzetet tovább súlyosbítja, hogy az átmenetek nem feltétlenül fokozatosak lesznek: a fokozatosan változó klímában sérülékenyebbé váló ökoszisztémák extrém időjárás

események, vagy bolygatások (aszály, tüzek, új kártevők tömeges megjelenése) hatására hirtelen omolhatnak össze, és helyükön már az új, kevésbé stabil, de a megváltozott körülményekhez jobban alkalmazkodott új közösségek fognak megjelenni.

Genetikai adaptáció: Egyes gyors nemzedékváltással és nagy szaporodási rátával jellemezhető szexuálisan szaporodó fajok elvileg gyors mikroevolúciós fejlődéssel *in situ* is képesek lehetnek alkalmazkodni a megváltozott körülményekhez. Erre a folyamatra azonban egyelőre még nem figyeltek meg példát (Hughes 2000). Ez az alkalmazkodási mód várhatóan nem lesz általánosan jellemző, a fajok többsége valószínűleg csak elvándorlással tud reagálni az éghajlatváltozás eseményeire. Ez a jelenség nagyságrendekkel hosszabb időskálán működik csak, mint akár az eddig említett többi érzékenység, akár a Nemzeti Éghajlat-változási Stratégia jellemző időskálája.

Az éghajlatváltozás élő környezetre gyakorolt hatásai közül hosszú távon várhatóan az ökológiai stabilitás elvesztése lesz a legjelentősebb. Fontos megjegyezni, hogy az eddigi adatok szerint a felmelegedés mértéke és a kiváltott hatások nagy területi különbségeket mutatnak, a sarkok felé jóval erőteljesebbek.

A várható klimatikus hatások

A klímaváltozás az egész Kárpát medencében, így Magyarországon is a melegedés és szárazodás irányába való, máris folyamatban lévő elmozdulást jelent. A legújabb éghajlati projekciók (Bartholy *et al.* 2007) szerint 2050-re mindkét, az Éghajlat-változási Stratégiában szereplő scenárió (A2, B2 – IPCC 2001, 2007) szerint ~2,3 °C-os éves középhőmérséklet emelkedésre és a csapadék éven belüli 13–15%-os átrendeződésére kell számítani (szárazabb nyarak és csapadékosabb telek). A változások iránya hasonló lesz már 2025-ben is, csak a mértéke lesz kisebb (1,3 °C és 8% az A2 forgatókönyv és 1,5 °C és 9–10% a B2 scenárió esetén). Az ökológiai hatások előrejelzésének bizonytalanságai miatt, az A2 és B2 scenárió közötti árnyalatnyi különbségek (legalábbis 2050-ig) értelmetlenné teszi, hogy A2 és B2 előrejelzést különböztessünk meg. Meg kell továbbá jegyezni, hogy a jelenleg rendelkezésre álló éghajlati scenáriók térbeli, időbeli de főleg tematikus felbontása csak korlátozottan alkalmas ökológiai projekciók készítésére, mert ökológiai szempontból fontosabbak lehetnek a nehezen előre jelezhető szélsőséges események (aszály, hóhullámok, korai és kései fagyok), mint a klimatikus átlagok.

Jelenlegi ismereteink szerint a következő (egymástól nem független) éghajlati hatások megkülönböztetése indokolt a természetvédelem számára:

- általános melegedés (pl. éves középhőmérséklet emelkedése, tenyészidőszak hossza...)
- a telek enyhülése (téli középhőmérséklet, téli abszolút minimumok)
- szárazodás, aszályosodás (nyári középhőmérséklet emelkedése, tenyészidőszak csapadékának csökkenése, csapadék nélküli időszak hossza)
- az éves csapadékeloszlás, a hótakaró és a téli csapadék változásai

A természetes élővilág sérülékenysége, a várható veszteségek

Az említett jellemző érzékenységekből kifolyólag, az éghajlatváltozás előbbiekben felsorolt hatásainak következtében a természetes rendszerek számos világos és egyértelmű veszteséget fognak elszenvedni. A legfontosabb károk – a genetikai diverzitás csökkenése, a fajkihalások, vagy az ökoszisztéma szolgáltatások sérülései – igen nehezen becsülhető mértékű, de mindenképpen súlyos kockázatot jelentenek a társadalom számára. Mivel az egyes veszteségek igen nehezen forintosíthatók, így konkrét *károkról* a továbbiakban nem lesz szó, csak a sérülékenységekről és a várható veszteségekről szóló nemzetközi és hazai tapasztalatokat gyűjtöttük össze a következő oldalakon.

Az éghajlatváltozás természetvédelmi hatásai esetében *pozitív hatásokról* általában nem beszélhetünk. A természetvédelem elsődleges célja a természeti környezetnek az ember és a társadalom számára nyújtott szolgáltatásainak hosszú távú megőrzése, fenntartása, melyet a természeti értékek megóvásával, konzerválásával igyekszik megvalósítani. Ebben a hagyományos világképben a meglévő természeti értékekben bekövetkező minden változás többé-kevésbé káros. Ily módon definíció szerint nem lehet eredendően pozitív következménye semmilyen nagyságú tájátalakulásnak. Ami más szektorok számára előnyös is lehet (pl. a vegetációs periódus meghosszabbodása a mezőgazdaság számára), itt az is károsnak tekintendő, hiszen a természetes ökológiai viszonyok felborulása irányába fejt ki hatását, mert a változások sebessége jelentősen nagyobb, mint a korábbi természetes változásoké.

A jobb áttekinthetőség érdekében a továbbiakban nemzetközi, majd hazai vonatkozásban foglaljuk össze a sérülékenységről és veszteségekről szóló ismereteket. Ezeknek az ismereteknek három fő forrásuk van: megfigyelési tapasztalatok, kísérleti eredmények és modellezett előrejelzések. A továbbiakban ennek megfelelően rendszerezve mutatjuk be az éghajlatváltozásnak a természetvédelmi szektort érintő legfontosabb következményeit.

Nemzetközi tapasztalatok

Megfigyelt változások

Bár az éghajlatváltozás ökológiai hatásainak kimutatása számos buktatót rejtő nem triviális feladat, a várható változásoknak már ma is számos jelét figyelték meg. Az ökológiai irodalom máris igen gazdag azon jelenségek és változások leírásában, amelyek az utóbbi évtizedekben tapasztalhatók és elsősorban a klímaváltozás hatásával magyarázhatók. Ennek ellenére nagyon körültekintőnek kell lenni a különböző megfigyelések és jelek értelmezésében, mert

- a tudományos szakirodalom természetéből adódóan a pozitív korrelációt mutató trendek sokkal könnyebben kerülnek publikálásra, mint a negatív, vagy a következtetlen trendek,

- a globális változás különböző összetevői (éghajlatváltozás, tájhasználat-változás, légszennyezés...) mind-mind egyszerre jelentkeznek, és az együttes hatásból nem mindig egyértelmű, hogy mi az, ami közvetlenül vagy közvetve az éghajlat-változás számlájára írható.

Fiziológiai változások

Az éghajlatváltozás valamint az azt előidéző megemelkedett CO₂ koncentráció egyik következménye, hogy a növényzet könnyebben tudja felvenni a szén-dioxidot a légkörből. Ez többlet tápanyagforrásként jelentkezik, hiszen a fotoszintézis folyamatát, valamint a növények vízgazdálkodását is hatékonyabbá teszi (kevesebbet kell nyitva tartani a gázcserenyílásokat, sőt akár kevesebb gázcserenyílás is elég). Ezekre a folyamatokra több empirikus bizonyíték is megfigyelhető. A fokozott produkció műholdakról nézve egyes régiókban mint zöldülési trend válik szembetűnővé (Myneni *et al.* 1997, Zhou *et al.* 2001), de igazolják ezt mind az északi, mind a déli félgömbön végzett évgyűrűvizsgálatok is (Briffa *et al.* 1998). Ezzel összhangban több erdészeti megfigyelés is az erdők gyorsabb növekedéséről számol be (Cannell *et al.* 1998, Phillips *et al.* 1998). Élő növényegyedek, és ugyanarról a vidékről begyűjtött herbáriumi példányok összehasonlításával megállapítható volt, hogy a növények sztómasűrűsége is szignifikáns csökkenést mutatott az elmúlt 200 év folyamán a szárazsághoz való alkalmazkodást jelezve. (Beerling & Kelly 1997).

Fenológiai változások

Sok élőlény életciklusa olyan évszakosan változó szignáloktól függ, mint a hőmérséklet, a nappalok hosszának alakulása. A klíma változása ezeket is befolyásolja. Leggyakrabban regisztrálható a fenológiai események tavaszi előretolódása (korábbi virágzás, rovarok korábbi rajzása, madarak korábbi tojásrakása és költése) átlagosan évtizedenként 2,3 nap (Walther *et al.* 2002). Ebben azonban jelentős regionális különbségek lehetnek. Európai fenológiai megfigyelések a vegetációs szezon 11 nappal történt meghosszabbodását igazolták az utóbbi 30 év során, amely a magasabb átlaghőmérsékletek eredménye.

Menzel, Scheifinger, Ahas és munkatársaik (Ahas *et al.* 2002, Menzel 2000, Menzel & Fabian 1999, Menzel *et al.* 2003, Scheifinger *et al.* 2002) több évtizedre kiterjedő európai éghajlati és klimatológiai adatsorok alapján kimutatták, hogy a tavaszi fenológiai események, mint például a rügyfakadás egyre korábbra kerülnek (0,1–0,3 nap/év sebességgel), az őszié, mint pl. a lombhullás, pedig évről évre később következnek be (0,1–0,2 nap/év). Ennek következtében a fák növekedési időszaka évente átlagosan 0,22 nappal hosszabbodik, ami a megemelkedett CO₂ szint mellett szintén hozzájárul a növények nagyobb produkciójához. Parmesan & Yohe (2003) 677 faj egyedfejlődési ciklusainak elemzése során az esetek 82%-ban találta meghatározónak a klímaváltozás hatását.

A fajok elterjedésének változásai

Általános jelenség számos faj sarkok felé ill. a hegységekben magasabb régiók felé történő vándorlása. Ezt angliai, Finnországbeli és egyéb, főleg skandináv adatok (ahol nagyterjedésű É–D irányú transzektek mentén vizsgálható) számos madár, hal, szitakötő és egyéb rovarfajra vonatkozóan bizonyítják (Hickling *et al.* 2005, Lehto 2003, Parmesan 1996, Parmesan *et al.* 1999, Thomas & Lennon 1999, Walther *et al.* 2002). Parmesan & Yohe (2003) több mint ezer faj elterjedési adatainak elemzése során az esetek 43%-ban találta meghatározónak a klímaváltozás hatását.

A fajok éghajlatváltozás hatására történő vándorlása a mai antropogén környezetben meglehetősen korlátozott lesz. Főleg olyan, az ember által még kevésbé átalakított rendszerekben van csak remény a vándorlási folyamatok más antropogén tényezőktől elválasztott megragadására és dokumentálására, ahol számottevő éghajlati gradiens húzódik és még ma is a természetes ökológiai folyamatok (szukcesszió, anyagkörforgalom...) a meghatározók. Ilyen hely a Földön ma már csak kevés van, elsősorban a sarkvidékek és a magashegységek, valamint talán a félsivatagok különböző, viszonylag érintetlen régiói tartoznak ide. Ezt jelzi azoknak a helyeknek a (nem teljes) felsorolása is, ahol már kimutathatták növényfajoknak az éghajlatváltozás hatására történő vándorlását: Alaszka (Sturm *et al.* 2001), Antarktisz (Smith 1994), Sziklás-hegység (Peterson 1994), Andok (Cuevas 2002), Skandináv-hegység (Kullman 2001, 2002). Emellett feltétlenül figyelmet érdemel az is, hogy olykor viszonylag kis éghajlati hatások is döntően átalakíthatják az adott hely élővilágát, például a tüzek gyakoriságának megváltoztatásával (Miller & Urban 1999, Swetnam 1993).

Társulások és táplálékhálózatok átrendeződése

20 éves komplex ökológiai és párhuzamos klimatikus adatsorok részletes elemzésével (Voigt *et al.* 2003) gyeptársulások növényi (primer producens) és állati komponenseinek (herbivórok, ragadozók) klímaérzékenységét vizsgálva kimutatták, hogy a trofikus szintek eltérő táplálkozási csoportjai eltérő klímaérzékenységgel rendelkeznek. Az érzékenység a felsőbb trofikus szintek felé növekedett. Ez az eltérő érzékenység a klímaváltozás során a biocönózis destabilizálódásához vezet (Watt & McFarlane 2002). Ezt a projekcióknál figyelembe kell venni.

A klímaváltozással járó fokozódó szárazság gátolhatja a természetes sukceszió, például beerdősülés folyamatát, ahogyan ezt egy hosszú távú ökológiai terepkísérletben tapasztalták Spanyolországban a macchia regenerációját szárazságs- és hőkezelés hatása alatt vizsgálva (Penuelas *et al.* 2007).

A csökkenő mennyiségű csapadék állományszerkezetre gyakorolt hatását mutatták ki az amerikai prérin is. Egy csapadékgradiens mentén a csökkenő csapadék mennyiséggel a gyeppálmány magassága, az asszimiláló felület nagysága, a földfeletti kompetíció csökkent, míg a vízhiány fokozódásával a gyökérkompetíció növekedett (Lane *et al.* 2000).

Kísérleti eredmények

A téma jellegéből adódóan igen nehéz, komplikált feladat az éghajlatváltozás témakörében kontrollált kísérleteket végrehajtani. A meglévő kísérleti eredmények elsősorban a fiziológiai, fenológiai valamint az ökoszisztémák stabilitására és anyagmérlegére vonatkozó kérdéseket vizsgálják.

A klímaváltozásnak a társulások szerkezetére és dinamikájára gyakorolt hatása függ a társulás szervezethez mértékétől. Angliában 5 éves klímaszimulációs kísérlet (melegítés és csapadékkizárás) során kimutatták, hogy a közel természetes, nem bolygatott mészkőgyep fajösszetétele, biomasszája és biodiverzitása kevésbé változott, míg a korábban művelt és felhagyott instabil állapotú gypállományban a kezelés jelentős kompozíciós és szerkezeti változásokat okozott a kontrollhoz képest (Grime *et al.* 2000).

Ugyancsak angliai hosszú távú ökológiai kísérlet igazolta (Morecroft *et al.* 2004) a csapadéknak a gypedinamikában és szukcesszióban betöltött szerepét. Növelve a nyári szárazság gyakoriságát, a fitomassza produkció csökkent, ezt a téli csapadék nem tudta kompenzálni, és a rövid tenyészidejű egyévesek felszaporodtak.

Előrejelzett változások

Modellezett előrejelzések

A várható ökológiai következmények feltárásának igen fontos eszközei a bioklimatikus modellek, melyek lehetőséget teremtenek az egyes fajok / fajcsoportok elterjedése, valamint az éghajlati igényeik közötti kapcsolatok feltárására, számszerűsítésére. E modellek segítségével mód nyílik a fajok várható (lehetséges jövőbeni) elterjedésének a becslésére a különböző éghajlati forgatókönyvek mellett („tér-idő megfeleltetés”). Jóllehet az elkészült projekciók nagy változatosságot mutatnak, és a modellek pedig a pontos jövőbeni adatok nélkül csak korlátozottan validálhatók (Araujo *et al.* 2005), az ökológiai rendszerek várható jövőbeni változásainak becslésére máig is ez jelenti a legelterjedtebben használt módszert. Az eredmények bizonytalanságaihoz nagyban hozzájárulnak a lokális klímaváltozás projekciójának bizonytalanságai is. A bizonytalanságok többsége azonban megfelelő óvatossággal végzett interpretációval jelentősen mérsékelhető (Araujo & Rahbek 2006).

Gyakran készülnek előrejelzések egyes fajok, vagy egész biotopok várható elterjedésére nézve, viszont az ökoszisztémák a jövőbeni szerkezete, működése és stabilitása már sokkal nehezebben modellezhető. A jelenlegi előrejelzések egyik leggyengébb pontja az éghajlat fajok elterjedésére gyakorolt limitáló hatásának nem kellő mélységű ismerete. Egy-egy faj elterjedési határait általában az éghajlati változók szélsőségei jelölik ki (nem pedig az átlagértékek változásai). Az elterjedés északi/felső határán általában az abszolút minimum hőmérsékleteknek, a déli/alsó határon általában az (egy bizonyos küszöbértéket meghaladó erősségű/gyakoriságú) aszálynak, vagy valamely ezzel szoros kapcsolatban lévő jelenségnek (pl. tüzek) korlátozó szerepe a meghatározó (Kröel-Dulay *et al.* 2006). A kompetíciós viszonyok által kijelölt finom léptékű elterjedési határok kialakításában is jelentős szerepe van a

klímának, ugyanis a kompetíció versenymérlegét is valahol a környezeti tényezők billentik egyik vagy másik faj javára. Az éghajlati változók átlagértékei leginkább a nettó primer produkciót (NPP) vagyis a produkciós teljesítményt befolyásolják.

Az ökológiai rendszerek átrendeződésével kapcsolatos projekciók minőségén sokat javítana, ha kellő mélységű ismeretekkel rendelkeznek a fajok elterjedését leginkább befolyásoló időjárási szélsőségek éghajlati statisztikáiról (Hallet *et al.* 2004). Sajnos azonban a jelenlegi modellek leginkább csak az éghajlati elemek átlagértékeinek a modellezésében jók.

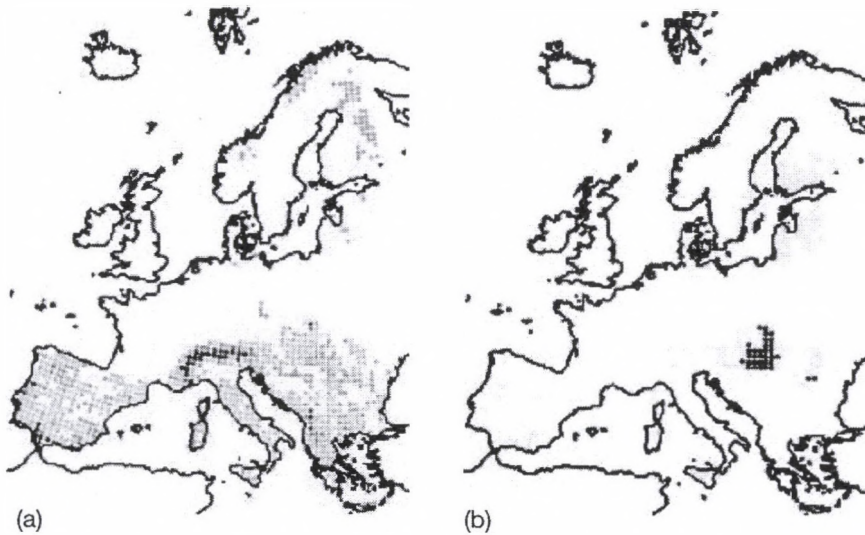
A biomok klímaváltozás hatására történő lehetséges elmozdulásának modellezésében az egyes biomokban domináló növényi életforma (funkcionális típus) ökológiai igényéből indulnak ki. A növényi életformák a globális klimatikus adaptáció eredményeként jöttek létre az evolúció során. Egy bizonyos életforma dominanciája a biom adott klímához való adaptáltságát jelzi, így a biomok elterjedését alapvetően a klimatikus viszonyok szabják meg. A BIOME 3 modell alapján végzett szimulációk az elterjedések várható változásait mutatják (Sykes & Haxeltine 2001). Az elterjedések északi határán kimutatható az abszolút minimum hőmérséklet korlátozó szerepe.

A globális klímamodellek továbbfejlesztésének, valamint az élő környezetre vonatkozó éghajlati hatáskutatásnak várhatóan egyik legfontosabb kutatási területe a jövőben a szélsőségek éghajlati előrejelzésének továbbfejlesztése lesz.

A következőkben néhány jelentősebb irodalmi hivatkozás segítségével összefoglaljuk, hogy mi az, amit jelenleg tudni lehet a fajok elterjedésének az éghajlatváltozás következtében történő várható megváltozásairól.

Peterson (2003) É Amerikában 26 montán és 19 síkvidéki elterjedéssel rendelkező madárfaj elterjedésének változásait vizsgálta a változó klímamodellek függvényében. A csekély terjedési képességgel rendelkező síkvidéki fajokat a klímaváltozás sokkal erősebben érintheti, amely egyrészt elterjedési területük drasztikus 35%-os csökkenéséből és a számukra megfelelő élőhelyek relatíve gyors áthelyeződéséből (0-400km északra tolódás) következik.

Araujo *et al.* (2004) 1200 európai elterjedésű védett, rezervátumokban élő növényfaj lehetséges viselkedését elemezte 2 extrém terjedési szituáció (minimális és maximális terjedőképesség) és a jelenlegi klimatikus igények figyelembevételével. Megállapításuk, hogy (a) a vizsgált fajok 5%-a számára teljesen megszűnnek a szükséges klimatikus feltételek Európában (tehát kihalásra vannak ítélve); (b) a fajok 2%-a számára a jövőben éghajlatilag alkalmassá váló területek nem mutatnak átfedést a jelenlegi elterjedési területtel (így e fajok fennmaradása is meglehetősen bizonytalan). Az (a) fajok főként Dél-Európában (Alpok) és Skandináviában, a (b) fajok különösen Magyarországon (kiterjedt sík vidék, l. még Peterson 2003), lesznek sokan (lásd 3. ábra). A többi faj (a vizsgált fajok 93%-a) esetében a klimatikusan alkalmassá váló új terület a jelenlegi elterjedési területtel változó mértékű átfedést fog mutatni, ezek fennmaradása tehát az élőhelyeik elhelyezkedésétől és terjedési képességüktől függ.



3. ábra. A leginkább veszélyeztetett fajok Európai elterjedési térképe: (a) azon fajok gyakorisága, amelyek számára várhatóan teljesen eltűnnek az éghajlatilag alkalmas területek Európából, (b) azon fajok gyakorisága, ahol a faj jövőbeli megtelepedésére, fennmaradására alkalmas (sá váló) területek nem mutatnak átfedést a jelenlegi elterjedési területtel (Araujo *et al.* 2004 alapján)

1. táblázat. Várható fajkihalási kockázatok Európában Thomas *et al.* (2004) alapján

Kihalás veszélye (%) különböző mértékű hőmérséklet-emelkedés esetén						
Hőmérséklet emelk. [°C]	Jól terjedő fajok			Nem terjedő fajok		
	0,8–1,7	1,8–2,0	>2	0,8–1,7	1,8–2,0	>2
Madarak	–	–	4–6	–	–	25–38
Növények	3–5	3–6	4–6	9–14	10–16	13–21

Thomas *et al.* (2004) a jövő klímaváltozásainak megfelelő kihalási kockázatokat adnak meg Európában, Dél-Afrikában, Mexikóban és Ausztráliában élő különböző élőlénycsoportokra modellprojekciók alapján a 2050-ig terjedő időszakra a terjedőképesség és 3 melegedési szcenárió figyelembevételével (minimum: 0,8–1,7°C; közepes 1,8–2,0°C; maximum: >2 °C hőmérsékletemelkedés). A vizsgálat előrejelzései szerint Európában is jelentős kihalási kockázatokkal kell számolnunk (1. táblázat).

A kihalás kockázata a felmelegedés erősségével fokozódik. Az élőhelyek pusztulása folytán történő kihalások jelenlegi kockázata egy közepes mértékű klímaváltozás kockázatánál kisebb a szerzők elemzése szerint. Arról nincs információ, hogy milyen időtartamra tehető a kihalások bekövetkezése.

A Millennium Ecosystem Assessment (2005) a négy társadalmi-gazdasági szcenárió esetére mutat be projekciókat a biodiverzitás és az ökoszisztéma szolgáltatások jövőjére nézve. Mind a négy szcenárió esetén a jelzett klímaváltozások az ökoszisztéma szolgáltatások felhasználásának jelentős növekedését, a szolgáltatások degradációját és a biodiverzitás folyamatos csökkenését vetítik előre. Az elemzés szerint a legfontosabb veszélyek:

- számos, főként kis populációkkal bíró fajnál a kihalás kockázatának növekedése,
- az arid és szemi-arid régiókban a víz hozzáférhetőségének csökkenése, minőségének romlása,
- a biomassza-produkció hosszú távú csökkenése,
- az évszázad végéig jelzett változások mértéke az utóbbi 10000 évben példa nélküli és a földhasználat változások az inváziós fajok hatásával kombinálva valószínűleg korlátozzák a fajok elvándorlását és a fajok fennmaradását a fragmentált élőhelyeken,
- a természetes ökoszisztémák szénelnyelő hatása nem pontosan ismert és a változások hatására történő reakció is bizonytalan,
- különösen veszélyeztetettek a száraz (dryland) ökoszisztémák (mint pl. hazánkban a Duna-Tisza-közi Homokhátság), ahol folyamatos élőhely-degradáció, biodiverzitás-csökkenés és az ökoszisztéma szolgáltatások csökkenése várható.

Az első, gazdasági szempontokat széleskörűen és globálisan elemző és mérlegelő munka a brit kormány felkérésére készült Stern Review (2006) hangsúlyozza, hogy a klímaváltozás óriási globális kockázatot jelent és ezért sürgős globális választ igényel. A következményeket senki nem tudja bizonyosan, de a kockázatot nagyon jól lehet érzékelni. Főleg gazdasági szempontból elemzi a lehetséges következményeket és a megelőzésükre tehető/teendő mitigációs lépések költségeit. A várható hatásokat a gazdaságra, emberi életre és a környezetre vonatkozóan tekintti át. Elsősorban a melegezés hatásaival foglalkozik, ahol a környezetre vonatkozóan Thomas *et al.* (2004) kockázatbecslésére támaszkodik. Hangsúlyozza, hogy a magasabb hőmérsékletek növelik az esélyét a hirtelen és nagy térléptékű változásoknak. A klímaváltozás várható káros következményei megelőzése céljából történő intézkedések és befektetések költségeit hosszú távon megtérülőnek ítéli.

A vándorlás akadályai

A klimatikus viszonyok változásával a földtörténet során a fajok vagy adaptálódtak, vagy elvándoroltak, vagy kihaltak. Az állatok mozgékonyaságuknál fogva könnyebben helyzetben vannak, a növények csak refugiumokban tudtak fennmaradni elszigetelődve. Ezért a kihalás erősebben fenyegeti őket. Ott a legnagyobb a veszély, ahol az élőlények kis területen, izolálva fordulnak elő olyan számukra alkalmatlan élőhelyekbe ágyazva, amelyekben keresztül elvándorolni nem tudnak (nálunk pl. a glaciális reliktumok).

A korábbi földtörténeti korok éghajlatváltozásai során meg lehetett figyelni, hogy az élőlények vándorlása többé-kevésbé lépést tudott tartani az éghajlat meg-

változásával. Az ember természetátalakító tevékenységének következtében azonban a küszöbön álló éghajlatváltozásra mindez már valószínűleg nem lesz igaz, és a fajok mozgásában, lokális eltűnésében és az új fajok megjelenésében az éghajlatváltozás hatása nem igazán választható el az egyéb antropogén hatásoktól. Az éghajlatváltozás hatására kialakuló új globális vegetáció mintázatát kialakító legfontosabb tényező a jövőben várhatóan a fajok terjedési képessége lesz. (Tilman 1993)

Az éves középhőmérséklet 3 °C-os emelkedése a Föld felületén körülbelül 300 km észak-déli, vagy 500 m magassági elmozdulásnak felel meg (Hughes 2000; vö. Hinckley & Tierney 1991). Korábbi éghajlatváltozásokkal összehasonlítva ez egy igen erős változás. A növények vándorlási képessége sajnos kevésbé ismert, paleobotanikai adatok alapján azonban a legtöbb faj vándorlási sebessége évszázadonként 20–200 km közé tehető (Huntley & Birks 1983). Egy globális metaanalízis (hosszú távú, nagy térdimenziójú, sokfajú adatbázisokból dolgozva) kimutatta, hogy a vándorlás átlagos sebessége 6,1 km/évtized (Parmesan & Yohe 2003). Ily módon a várható felmelegedés üteme közel tízszeresen meghaladja a legtöbb faj vándorlási képességét.

A természetes élővilág menekülési útja azonban többféleképpen is korlátozva van! Természetes barriert jelentett pl. a növények elvándorlásában majd visszatelepülésében Európában a jégkorszakok idején is a vándorlás útjára merőleges Ny–K irányú lánchegység rendszer jelenléte. Ennek következménye pl. az, hogy ma az európai mérsékeltövi lomboserdőket mindössze 10–12 fafaj alkotja, míg Észak Amerikában, ahol az É–D irányú flóravándorlásnak ilyen akadálya nem volt az erdőalkotó fafajok száma több mint a duplája (Whittaker 1975). Ez a hegylánc barrier Európában most az Észak felé történő vándorlást akadályozza.

Az élővilágnak sajnos a természetes barrierok mellett egy új típusú problémával is szembe kell néznie a megváltozó éghajlathoz való alkalmazkodás során. A populációk vándorlását befolyásoló legfontosabb tényező ma már a természetes tájak ember által történt feldarabolása, a természetes élőhelyek megszüntetése, minimális foltokká való zsugorítása (Schneider & Root 2001). Collingham & Huntley (2000) például a kislevelű hársat (*Tilia cordata* Mill.) vizsgálva megállapította, hogy ha a megfelelő élőhely aránya a tájban 25% alá esik, a faj terjedési esélyei drámaian leromlanak. Mint ismeretes, Európa síkvidéki területeinek nagy részén az erdőterületek aránya ez alatt az érték alatt marad, így még ennek az Európa-szerte közönséges, gyakori fafajnak az esetében is kétséges, hogy tud-e vándorlással válaszolni az éghajlatváltozás kihívásaira.

A változások vesztesei és nyertesei

Az éghajlatváltozás hatására valószínűleg egyaránt lesznek ritkábbá és gyakoribbá váló fajok. Sok helyen többségben lehetnek ez utóbbiak, hiszen a Föld biodiverzitása a hidegebb éghajlatú területektől a melegebbek felé fokozatosan nő. Elsősorban a nagy ökológiai tűrőképességű, sokféle élőhelyen megjelenő, rövid reprodukciós ciklusú, könnyen terjedő lágyszárú növényfajok előretörése várható (De Groot *et al.*

1995). Az eltűnő fajok ezzel szemben az őshonos flórák gyengébb terjedőképességű, bolygatásra érzékeny, specializálódott fajai közül fognak kikerülni, és sajnos várhatóan nem egy faj léte a teljes elterjedési területén veszélybe fog kerülni. Davies és munkatársai (2000) ausztráliai vizsgálatai kísérleti eredményeket szolgáltatnak arra nézve, hogy mely tulajdonságaik jelzik leginkább a fajok sérülékenységet, veszélyeztetettségét. Ezek szerint öt általuk vizsgált tényező közül a legfontosabbak: a faj gyakorisága (a ritkább fajok veszélyeztetettebbek), elszigeteltsége (az elszigetelt, kis populációk sérülékenyebbek) és a táplálékláncban elfoglalt helyzete (a lánc csúcán lévő fajok vannak jobban veszélyben). A testméret, valamint a rendszertani helyzet azonban nem volt kimutatható hatással a fajok veszélyeztetettségére. Növények esetében a fajok veszélyeztetettségét jelző bélyegek sorát még ki lehet egészíteni két igen fontos tulajdonsággal: a magbank perzisztenciájával, és a magvak terjedőképességével (Geertsema *et al.* 2002).

Az éghajlatváltozás által kiváltott flóravándorlás vizsgálatokor egyértelműen a szaporítóképletek hosszú távú terjedésének lehetőségei a meghatározók. Ezeknek a viszonylag ritkán bekövetkező hosszú-távú terjedési eseményeknek a gyakorisága döntően meghatározza az egyes fajok vándorlási képességét (Cain *et al.* 2000, Cain *et al.* 2003, Greene & Johnson 1995, Nathan *et al.* 2003). Ilyen események nélkül a zonális növénytakaró valószínűleg még (a küszöbön állónál valószínűleg egy nagyságrenddel lassabb lefutású) jégkorszak utáni felmelegedést sem tudta volna követni. Sajnos erről a sokféle környezeti tényezőtől függő, nehezen vizsgálható jelenségről ma még meglehetősen kevés információval rendelkezünk, és elképzelhető, hogy a jövő „konzervációbiológiájának” gerincét e fontos eseményeknek a rendszerszemléletű „menedzselése” („eco-engineering”) fogja majd alkotni.

Magyarországi tapasztalatok és előrejelzések

A nemzetközi irodalom egy jelentős része természetközeli tájak élővilágából származó adatokat dolgoz fel, és ez alapján von le következtetéseket. Ehhez képest az éghajlatváltozásnak hazánk természetes élővilágára gyakorolt hatásai elemzésekor nem lehet eltekinteni attól a tényről, hogy a klímaváltozás Magyarországon – Európa nagy részéhez hasonlóan – nem egy érintetlen természeti tájat, hanem egy erősen antropogén hatás alatt álló, átalakított és mozaikos tájat érint, amelyben dominálnak a kultúrtáj részletek. A természetes öfenntartó rendszerek relatíve elszigetelt mozaikokban vannak jelen, ami a klímaváltozás hatásaira való érzékenységet és veszélyeztetettségüket jelentősen növeli. Ezért általában nehéz, számos esetben lehetetlen különválasztani a közvetlen antropogén és a klimatikus hatásokat. Egy jövőbeli, hatékonyabb természetvédelmi tevékenységet és politikát tehát feltétlenül ehhez az adottsághoz kell alakítani, hogy lépést lehessen tartani a változásokkal, és biztosítani lehessen a biodiverzitás és a természetes erőforrások megvédését, fenntartását.

A klímaváltozás Magyarország természetes élővilágára gyakorolt hatásainak bemutatása az eddig végzett folyamatos megfigyelések, hosszú távú adatgyűjtések,

ismételt felmérések és térképezések, ökológiai terepkísérletek, a tér-idő megfeleltetés és bioklimatikus modell-projekciók eredményeire alapozódik.

Megfigyelt változások

A hazai megfigyelésekben többnyire sajátosan összemosódnak a fiziológiai, fenológiai, fajok elterjedésére és közösségek átalakulására vonatkozó megfigyelések.

Egy példát nyújt a határozott fenológiai trendekre a magyar méhészek által 150 éve vezetett fenológiai naptár, melyből kimutatható, hogy az akác virágzása az elmúlt másfél évszázad alatt 3–8 nappal korábbra került (Walkovszky 1998).

Magyarországon is tapasztalható a déli eredetű, termofil, közöttük több tömeges, inváziós faj megjelenése (Solymosi 1992), valamint az utóbbi évtizedek enyhébb telei nyomán kerti dísznövények kivadulása (Fekete & Varga 2006). Kozár publikációi (Kozár *et al.* 2004, 2006) és az erdészeti fénycsapda adatok a rovarok terén is jelzik a melegkedvelő déli fajok megjelenését és terjeszkedését valamint a nedveskedvelő lepkefajok visszaszorulását. A repülő rovarok jó indikátorok, mert nagy egyed és fajszám, rövid generációs idő jellemző rájuk, így gyorsan reagálni képesek a változásokra, és reakciójuk látványos, jól detektálható (Kozár *et al.* 2004). A magyarországi immáron 40 éve működő fénycsapda-hálózat adatai ezért igen fontosak. Idősor-elemzések, összefüggés-vizsgálatok a hőségnapok mennyiségével egybeeső populációs csúcsokat mutattak ki az araszolóknál. A hőségnapok felszaporodásával azonban a gradációs csúcsok elmaradtak. A nagylepkék monitorozásának tanulsága szerint a fajdiverzitás hosszútávon csökkenő trendet mutat. Angliai monitorozási adatok ugyanezt a tendenciát igazolták.

Az aszályos évek halmozódása fokozza az erdőkben a fapusztulást (Csóka *et al.* 2006). Az aszályosság a rovarkártételeket is fokozza. Korábban jelentéktelen, szupresszált fajok berobbanhatnak és erős kártevővé válnak. Kifejlődésük meggyorsulhat, több nemzedék jön létre egy év alatt, ennek kedvez a vegetációs periódus meghosszabbodása is. E rovarkártételek kettős okkal magyarázhatók. Egyik a fák szárazság okozta ellenálló képesség csökkenése, másik a kártevők kedvező hőmérsékleti viszonyok okozta gradációja.

Síkfőkút hosszú távú öklógiai kutatóállomáson (LTER site) 30 év alatt a tölgyek majdnem két harmad része kipusztult. A kocsánytalan tölgy pusztulásának mértéke jelentősen meghaladta a csertölgyét, egyéb lombhullató fafajok, elsősorban a mezei juhar térhódítása a jellemző, a lombkorona nyíltabbá válásával a cserjeszint jelentősen megerősödött (Tóth *et al.* 2006). A versengő fajok vízgazdálkodásában jelentős különbségek lehetnek: vízforgalmi vizsgálatok a csertölgynek a kocsánytalan tölgyénél jobb vízszállítási és tárolási sajátságaira mutattak rá.

A természetközeli élőhelyek megújulási, fennmaradási esélyeit a földhasználat módja is jelentősen befolyásolhatja (pl. a nagy kiterjedésű erdőirtás kedvezőtlen az erdő felújulására nézve). Országszerte megfigyelhető már ma is a nagy kiterjedésű tarvágások mikroklimatikus szárító hatása, amely hátráltatja a sikeres felújulást és pozitív visszacsatolás révén az erdőtlenség kialakulásának irányába hat (Noss 2001).

Az eddig megfigyelt változások részben és elsősorban a szárazodás – csapadék és talajvízszint csökkenés – másrészt a hőmérséklet emelkedése következményeként tapasztalhatók. Igen fontosak és jelentős prediktív potenciállal rendelkeznek az extemitások (pl. a 2000 és 2003 évi aszályok) hatására tapasztalt változások (Ciais *et al.* 2005, Kovács-Láng *et al.* 2005, Kröel-Dulay *et al.* 2006, Parmesan *et al.* 2000). Az elmúlt évek (elsősorban 2000 és 2003) hosszantartó tavaszi-nyári eleji szárazsága és a nyári igen magas hőmérséklet a KISKUN LTER mintaterületen (Fülöpháza) az aszály hatására beinduló folyamatok részletes vizsgálatára teremtett lehetőséget. A tapasztalatok szerint a növények eltérő tűrőképessége nyomán jelentősen átrendeződtek a homokpusztagyep fajainak tömegességi viszonyai. A humidabb körülményeket igénylő C3 fotoszintézis típusú évelő fűvek, elsősorban a bennszülött domináns *Festuca vaginata* (W. et K.) jelentős pusztulást mutatva háttérbe szorult, míg a magas hőmérséklethez és vízkorlátozáshoz jobban adaptált C4-es fűvek, mint pl. *Cynodon dactylon* ((L.)Pers.) és a mélyen gyökerező cserjék alig szenvedtek károsodást (Kalapos *et al.* 2006). Az ismételt aszály az évelő fűvek összborítását 23%-ról 10%-ra csökkentette. Az első aszály után az évelő kétszikű fajok még meg tudtak erősödni, de a 2003.-as ismételt szárazság ezek tömegességét is visszavetette. Az aszály okozta mortalitás helyenként olyan jelentős volt, hogy nagy területekről eltűnt az évelő, sztyepp típusú gyepek, s az egyévesek és mohák-zuzmók által dominált sivatagi jellegű növényzet a terület 5%-áról annak 30%-ára terjedt ki. A legnagyobb kiterjedésű elpusztult foltok a táj legnyíltabb, szinte teljesen fátlan részein alakultak ki (Kovács-Láng *et al.* 2005). Az eddigi vizsgálatok három dologra hívják fel a figyelmet: (1) beigazolódni látszik az a teória, hogy a nagymértékű pusztulások a stressz fokozódásával nem lineárisan, hanem egy bizonyos küszöböt átlépve hirtelen következnek be, (2) a kritikus táj-átalakulások bekövetkeztében nem csak az egyes stressz-események intenzitásának, hanem azok visszatérési gyakoriságának is kulcsfontosságú szerepe van, (3) egy-egy tájrészlet ellenállósága önmagában nehezen értékelhető, az ellenállóság mértékét mindenképpen táji kontextusban kell értelmezni.

A kutatásokból származó adatokon kívül a nemzeti parkok terepen dolgozó szakemberei sok olyan jelenséget és folyamatot figyeltek meg és dokumentáltak, ami ha nem is kizárólagosan de nagy eséllyel a klímaváltozáshoz is kötődik (2. táblázat).

2. táblázat. A hazai Nemzeti Park Igazgatóságok szakemberei által megfigyelt, az éghajlatváltozáshoz köthető változások összefoglalása

Elsősorban a szárazodás következtében beállt változások

a Balaton és Fertő tó vízszintje csökkent, a parti zonáció átrendeződött,

a parti kövezésen kialakult vándorkagyló telepek kiszáradtak, biomasszájuk csökkent, így a telelő madarak táplálékbázisa jelentős mértékben lecsökkent,

a Balatonba befolyó patakok vízhozama csökkent, halfaunájuk átrendeződött és elszegényedett,

a Dél-Tiszántúlon a szikes tavak nyáron korábban száradnak ki, korlátozva a sziki élővilág létét,

a Duna-Tisza közti Homokhátság területén a talajvízszint drasztikus csökkenésével a szikes tavak élővilágukkal együtt eltűntek, helyüket szikes gyepek foglalták el,

a Homokhátságon a vizes élőhelyek összeroppanása, a társulások átrendeződése tapasztalható, a buckaközi láprétek az utóbbi 30 évben kiszáradtak, eredeti növényzetük és fajaik eltűntek,

a Nagyberek területén a lápszemek élővilágukkal együtt eltűntek,

az Őrség számos forrása kiszáradt, a vizük által táplált speciális élőhelyek részben elpusztultak,

a folyókon a vízjárás szélsőségesebb lett, megváltoztatva az árterek élővilágának dinamikáját, fokozódó gyomosodást okozva, fokozott teret engedve az inváziós fajok (gyalogakác, aranyvessző, pirosvirágú nyenyúlhozám) terjedésének.

a Duna-Tisza közti homoki tölgyesek szárazodásával megszűnt bennük a természetes újulat,

a Bélmegyeri fáspuszták pusztulása felgyorsult,

a sziki tölgyesekben a dominanciaviszonyok a csertölgy és olasz tölgy újulásával eltolódni látszanak,

az Északi Középhegység bükköseit aljnövényzetében a szárazsággkedvelő fajok terjedése figyelhető meg,

az Őrség területén a bükkösök talaja szárad, a nedvességigényesebb Atlanti–Mediterrán elterjedésű növényfajok gyakorisága csökkent,

az Őrség lucosai tömegesen száradtak ki részben a vízellátás romlása, részben a tömeges rovarkártétel miatt,

a zalai illír bükkösök szárazodása nyomán jelentősen növekedett a bükkfaszú kártétele

a ragadozó futóbogarak közül a nedvességkedvelő fajok a kiszáradt élőhelyekről elvándoroltak.

a Dunántúli Középhegységben a nedvességkedvelő nagylepkék fajszáma és tömegessége jelentősen csökkent,

Főként a melegedés számlájára írható változások

déli eredetű, termofil, közöttük több tömeges inváziós növényfaj megjelenése,

egyedül déli eredetű kerti dísnövények kivadulása,

az enyhébb teleket kedvelő erdei liánok tömegessé válása,

melegkedvelő vízi gyomok (pl. *Pistia*) áttelelése,

nyári vízvirágzások gyakoribbá válása,

a fénycsapda adatok a melegkedvelő déli rovar és pókfajok megjelenését és terjedését mutatják,

a XX. században behurcolt rovarkártevők felszaporodása az enyhe telű és meleg nyarú években,

vonuló madarak vonulási idejének változása, korábban délre vonuló fajok áttelelése enyhe teleken,

megfigyelhető, a nálunk korábban ritka déli elterjedésű imádkozó sáska közönségessé és tömegessé válása,

az enyhébb telek és hosszabb vegetációs periódus a rovarkártevők több generációjának kifejlődését, így fokozott kártételt okozzák (*Lymantria* gradáció a Bakonyban),

Kísérleti eredmények

Hazánkban több helyen is folytak, folynak klímaszimulációs kísérletek, melyek a prognosztizált mértékű klímaváltozásnak megfelelő körülmények szimulálásával kiváltható ökológiai válaszokat teszik mérhetővé.

Az egyik vizsgált tényező a légkör megemelkedett CO₂ tartalmának direkt hatása. A nagyobb koncentrációban jelen lévő CO₂ növeli a fotoszintézis és a növényi vízgazdálkodás határfokát, így elvileg mérsékli a szárazodás következményeit. Fontos azonban tudni, hogy a CO₂ trágyázás hatása megváltoztathatja a primér producensek kompetíciós viszonyait is (Tuba 2003). Hosszabb távú hatása különösen a biodiverzitásra és az ökoszisztéma funkciókra egyelőre megfelelő ismeretek híján azonban jósolhatatlan.

A homoki erdőssztyepp mozaikos biomjában (KISKUN LTER site) végzett klímaszimulációs terepkísérletek a hőmérséklet emelésének és a szárazságkezelésnek az ökoszisztéma funkciókra gyakorolt hatását (mintegy előrehozott válaszokat) kívánták feltárni. Az eredmények azt mutatják, hogy a domináns komponensek egymástól eltérően reagálnak: (1) A hőmérséklet emelése a *Populus alba* korábbi rügyfakadását és későbbi lombhullását idézte elő, vagyis e faj számára a vegetációs periódust meghosszabbította (Kovács-Láng et al. 2006a). Emellett a hőkezelés növelte a gyeppen található ízeltlábúak mennyiségét is. (2) Az alkalmazott mértékű szárazságkezelés (csapadékkizárás a vegetációs periódus csúcsidőszakában) a

klonális *Populus alba* (L.) fotoszintetikus aktivitását és növekedését nem gátolta, míg a domináns gypalkotó *Festuca vaginata* fitomassza-produkcióját jelentősen csökkentette, pusztulását gyorsította, és száraz avar felhalmozódását eredményezte (fokozott tűzveszély) (Kovács-Láng *et al.* 2006b). (3) A szárazságkezelés csökkentette az avarbontás sebességét, korlátozta a víz, C, N és P forgalom volumenét, csökkentette a N mineralizáció intenzitását, és korlátozta a talajlégzést. Mindezek alapján a felmelegedés és szárazodás, és különösen az aszályos évek gyakoriságának növekedése a homoki erdőssztyep biomban csökkenteni fogja az ökoszisztémák szervesanyagképző képességét, és a talaj széndioxid kibocsátását, vagyis a szénforgalom volumenét, ami a gyenge termőképességű talajok termőerejének további csökkenéséhez, és így elsivatagosodáshoz vezethet.

Előrejelzett változások

Modellezett előrejelzések

Mint már a nemzetközi irodalom ismertetésénél látni lehetett (pl. Araujo *et al.* 2004), hazánk élővilága a klímaváltozás következtében jelentős, Európa többi országához viszonyítva is kimagasló mértékben van veszélyben. Ugyanakkor még alig készültek Magyarországra a természeti környezet várható sorsát, veszélyeztetettségét részleteiben is bemutató, feltáró előrejelzések, projekciók. A legjelentősebb ilyen irányú munkák eddig az erdészeti szektorhoz kötődnek, ahol Mátyás és munkatársai (Gálhidy *et al.* 2006, Mátyás 2004, Mátyás & Czimber 2000, 2002) próbálta meg bioklimatikus modellek segítségével feltárni a legfontosabb erdőalkotó fajoknak, illetve a klímazonális zárt erdők várható maximális elterjedésének határait. Eredményeik szerint az erdőssztyepp-öv várhatóan ki fog terjedni, míg ugyanakkor mind a bükk, mind a kocsánytalan tölgy jelentős jövőbeli visszaszorulását jelzik. E két fajjal előrejelzett visszaszorulásával sajnos az utóbbi évtizedek terepi tapasztalatai is meglehetősen egybecsengenek (lásd 2. táblázat).

A homoki erdőssztyepp biombban várható változások előrejelzésére hasznosnak bizonyult a klímagrádiens mentén történő tér-idő megfeleltetés módszere (Kovács-Láng *et al.* 2000, Kovács-Láng *et al.* 2002). Ennek alapját az képezi, hogy egy Győr és Kecskemét között létező ariditási grádiens végpontjai közötti klimatikus különbség a térségben 25 éven belül várható klimatikus változásnak felel meg. A grádiens mentén az erdőssztyepp tájmozaik szerkezete változik. Az ariditás fokozódásával Kecskemét felé az erdőfoltok zsugorodnak, a növényzet egyre nyíltabbá válik (amihez a tájhasználat módja is hozzájárult). A Kisalföldön mintegy 70%-os borítást mutató fajgazdag homokpusztagyep a Duna-Tisza közén felnyíló, évelő fajokban elszegényedő, a rövid tenyészidejű egyévesek felszaporodásával jellemezhető, szinte félsivatagi gyp képét mutatja. A melegedés és szárazodás tehát az elsivatagosodás folyamatának bekövetkeztét vetíti előre, amit az aszályos évek pusztulást okozó hatásai is megerősítenek.

3. táblázat. A természetvédelem éghajlatváltozás általi sérülékenységeinek összefoglalása egyszerű hatás–következmény mátrixban (+ +: igen pozitív, +: pozitív, -: negatív, --: igen negatív következmények)

	fiziológiai változások	fenológiai változások	védendő fajok visszahúzódása	inváziók (gyomok, kártevők)	társulások és táplálék-láncok átrendeződése
általános melegedés	(+)	–	–	–	–
a telek enyhülése		–		--	–
szárazodás, aszályosodás	--		--	–	--
a csapadékeloszlás változásai	–		–	–	--

A természetes élővilágot érintő további várható változások

A szakértői vélemények és tapasztalatok alapján a modellezett előrejelzéseken kívül az alábbi fontosabb változások várhatóak a klímaváltozás következtében Magyarországon természetes élővilágában:

- Várható a relatíve nedves- hűvös élőhelyek fajainak visszahúzódása.
- A speciális, elszigetelt élőhelyek szűktoleranciájú, nehezen mozgó fajai különösen veszélyeztetetté válnak.
- Várható, hogy folytatódik a melegkedvelő fajok eddig is megfigyelt északra terjedése és felszaporodása, a nedvességkedvelő növény és állatfajok további viszsza-szorulása, a szárazságtűrő fajok előretörése.
- Várható a zonális vegetáció határainak eltolódása, az erdőzóna visszahúzódása, az erdőssztyepp öv kiterjedésének növekedése.
- A déli, melegkedvelő fajok megjelenésével és terjedésével átmenetileg megnőhet a fajok száma, az inváziós fajok uralomra jutása azonban hosszabb távon a fajszám és a biodiverzitás csökkenése irányába hat.
- A kártevő rovargradációk nagysága várhatóan emelkedni fog, ami a szárazság sújtotta erdőkre fokozottabb veszélyt jelent.
- Az élőhelyek általános szárazodása, a jelenlegi száraz homokterületek elsivatagosodása várható.
- Az ökoszisztéma funkciók károsodása, az ökoszisztéma szolgáltatások csökkenéséhez, azok degradációjához, a természeti erőforrások kiaknázhatóságának csökkenéséhez vezet.
- Várható a természetes társulások primér produkciójának csökkenése, amely az avarbontás sebességének párhuzamos csökkenésével a szénforgalom volumenének csökkenéséhez vezet.

- A talajok kiszáradásával a talajélet és a talaj biológiai folyamatai (N-fixáció és transzformáció, talajenzim aktivitás, humifikáció) intenzitásának csökkenése, ezzel az ökoszisztéma anyagforgalmának, a biológiai ciklusnak a károsodása, a talaj tápanyagai hozzáférhetőségének romlása.
- A felhalmozódó száraz avar következtében várható a tüzesetek gyakoriságának növekedése, aminek következményei a megváltozó körülmények között beláthatatlanok.

Az éghajlatváltozásnak a természetvédelmi szektorra gyakorolt főbb hatásait és a felsorolt legfontosabb sérülékenységek közötti összefüggéseket a 3. táblázatban foglaljuk össze.

Mi a sürgős teendő?

Az Európai Unió irányelvei elvárásai és gyakorlata

Az Európai Bizottság az EU Tanácsának szóló 2006 májusában kelt (COM(2006) 216) átfogó szakmai elemzésen alapuló (Usher 2005) anyaga ajánlásokat tartalmaz a klímaváltozás biodiverzitásra gyakorolt hatásával kapcsolatosan, illetve meghatározza a káros következmények megelőzésével és csökkentésével kapcsolatos szükséges teendőket. A teendők két csoportba sorolhatók: (1) a mitigáció, a változást kiváltó tényező – itt CO₂ emisszió – csökkentése és (2) az adaptáció, amelynek során a keletkezett, vagy várható káros következmények megelőzése ill. csökkentése a cél. A természetvédelem és az ökológusok feladatai elsősorban az adaptáció területén vannak. A klímaváltozáshoz történő adaptáció magába foglalja az élővilág természetes alkalmazkodását – autonóm adaptáció – és mindazokat az emberi beavatkozásokat – tervezett adaptáció – amelyek mérséklik a veszteségeket, valamint elősegítik az autonóm adaptáció minél sikeresebb bekövetkezését.

Az autonóm adaptáció akkor sikeres, ha az ökológiai rendszerek a változó feltételek mellett is meg tudják őrizni komponenseiket, szerkezetüket és működőképességüket. Ebben a rendszerek rezisztenciája, inerciája, érzékenysége, sérülékenysége és rezilienciája alapvető fontosságú. Ez azonban nem elegendő a károsodások kivédéséhez, tervezett megelőző lépések mihamarabbi megtételére van szükség. A természetes rendszerek autonóm adaptációs képességét, és ennek a beavatkozások hatására bekövetkező változásait nem ismerjük előre, a lehető leghatékonyabb – a természet belső alkalmazkodási képességeit maximálisan kihasználó – stratégia kialakításához további kutatásokra lesz szükség.

A tervezett adaptáció során végzendő beavatkozásoknak két alapvető kategóriáját lehet elkülöníteni: (1) szektoron belüli beavatkozások (közvetlenül a biodiverzitás és ökoszisztémák megőrzésére irányul); (2) szektorközi beavatkozások (a további érintett szektorok illetékességi területén bekövetkező káros ökológiai hatások csökkentésére irányul). A kettőnek átgondolt klímapolitika keretében, összehangoltan kell történnie. A tervezett adaptációs beavatkozások lehetnek továbbá *tudományos, technológiai, intézményi, attitűdbeli, politikai, pénzügyi, szabályozási* jellegűek.

A nemzetközi dokumentumok négy általános természetvédelmi kezelési opciót tartalmaznak a kanadai nemzeti parkokra kidolgozott elvek alapján (Scott & Lemieux 2003):

statikus: az eddigi gyakorlat folytatása az eddigi preferenciák alapján;

passzív: a klímaváltozás tényének és jeleinek elfogadása az esetleges evolúciós háttér folyamatok tudomásulvételével;

adaptív: aktív menedzsment révén maximalizálja az élőhelyek és fajok fennmaradását, adaptációját (pl. tüzek, inváziós fajok visszaszorításával), vagy lassítja az ökológiai folyamatok sebességét, ill. elősegíti az ökológiai változásokat egy új, klímaadaptált állapot felé;

hibrid: az előbbi típusok kombinációja.

A természetvédelem európai és hazai szakembereinek egyöntetű véleménye, hogy hosszabb távon a proaktív, adaptív menedzsment kezelési opció megvalósítása lehet csak eredményes (Pöyry & Toivonen 2005, Zebisch *et al.* 2005). Jó példával szolgálhat Nagy-Britannia Biodiverzitás stratégiája (DEFRA, 2006), melynek keretében 2006-2010 időszakra egy klímaadaptációs munkaprogramot dolgoztak ki, amelynek fő pontjai az alábbiak:

- egységes monitorozó-hálózat kialakítása a detektált változások módszeres gyűjtésére,
- az elfogadott adaptációs lépések megtételének beindítása,
- a szükséges szektorközi lépéseknek a további érintett szektorok tevékenységébe történő integrálása,
- a társadalom tudatosságának kialakítása,
- a kutatások folytatása és erősítése,
- egy a klímaváltozással és hatásaival foglalkozó szakértői testület létrehozása az információk gyűjtése és a legjobb gyakorlat kidolgozása és elterjesztése céljából.

A Biodiverzitás Egyezményből fakadó kötelezettségek

A Biodiverzitás Egyezmény Titkársága 2006. májusi, a klímaváltozáshoz történő adaptációval kapcsolatos anyagának (CBD 2006) irányelvei és akcióterv javaslata összhangban van az EU elvárásaival. A sikeres tervezett beavatkozásoknak 4 kulcs-tényezőjét nevezi meg:

- a *genetikai variabilitás* fenntartása,
- a populációk *regenerációs képességének* fenntartása,
- az élőhelyek *heterogenitásának* és a különböző szukcessziós stádiumoknak fenntartása,
- az élőhelyek *konnektivitásának* és a táj permeabilitásának fenntartása a környezeti gradiensek mentén.

Ez a dokumentum hangsúlyozza továbbá, hogy a klímaváltozás máris zajlik, és az adaptációs beavatkozások máris esedékesek, szükségesek és elkerülhetetlenek. A tervezett emberi beavatkozások fő célja, hogy az ökológiai rendszerek működését fenntartsa, illetve helyreállítsa. Ehhez szükségesnek tartja, hogy

- megfelelő, nagy kiterjedésű, nagy *élőhely-heterogenitású* területeket biztosítunk a természetes élővilágnak, megadva a populációknak a mozgás és élőhely-választás, csere lehetőségét, elkerülve a fragmentációt;
- próbáljuk *kiküszöbölni* az egyéb *stresszek* (inváziós fajok, túlhasználat, szennyezések) hatásait;
- jól tervezett *adaptív menedzsmentet* alakítsunk ki, amelynek folyamatába a hatáskövető monitorozás is beépül.

Az adaptációs tevékenységek tervezésére különböző módszerek és eszközök léteznek, amelyek különböző léptékben (lokális, regionális, országos) alkalmazhatók. A két fő megközelítési mód a modellezés vagy scenárió indítatás („top-down”), és a közösség, vagy sérülékenység indítatás („bottom-up”) egymással általában komplementerek. A költség-haszon elemzés és a multikritérium analízis szintén szerepet játszik az adaptációs intézkedések tervezésében a különböző szinteken. Ehhez megfelelő széles spektrumú szakembergárda átgondolt munkája szükséges.

A Biodiverzitás Egyezményt aláíró és kötelezettséget vállaló minden országnak rövid időn belül el kell készíteni adaptációs stratégiáját és akciótervét, amelynek készítése és megvalósítása az érintettek tájékoztatásával, bevonásával és aktív részvételével kell, hogy történjék. A megvalósításhoz a pénzügyi források biztosítása szükséges.

A legtöbb országban eddig elfogadott alapvető intézkedések az alábbiak:

- a védett területek kiterjesztése,
- a sérült ökoszisztémák restaurációja,
- a szennyezés csökkentése,
- a fenntartható forráshasználat gyakorlatának megvalósítása.

Az adaptációs tevékenységnek azonban vannak korlátai is. Ezek elsősorban a megfelelő ismeretek és tapasztalatok hiányából, ezek szintézisének hiányából, megfelelő technológiák hiányából, a tudatosság és politikai hajlandóság hiányából fakadnak. Ezért igen fontos erősíteni az adatgyűjtést és eszközfejlesztést, a kutatókat, a kommunikációt és a közösségek bevonását.

A veszteségek megelőzésének vagy csökkentésének lehetőségei Magyarországon

A mitigációs tevékenység lehetséges természetvédelmi vonatkozásai

A mitigációs erőfeszítések alapvető célkitűzése az éghajlatváltozás hajtómotorjának számító légköri üvegházgázok, köztük elsősorban a fosszilis energiahordozókból származó CO₂ emisszió csökkentése. Ennek érdekében stratégiai cél kell, legyen az alternatív energiaforrások (napelemek, szélfarmok, geotermikus erőművek, energiaültetvények) hadrendbe állítása, valamint a szén-dioxid hosszú távú megkötését, légkörből való kivonását szolgáló „klímaerdők” létesítése is. A mitigáció érdekében végzett tevékenységek többsége természetvédelmi szempontból semleges, vagy csak közvetve (pl. külszíni szénbányászat visszaesése által) érinti a természetvédel-

met (természetesen a közvetlen környezetére minden létesítmény erős hatást gyakorol, úgyhogy az engedélyeztetési eljárás során a természetvédelmi szakhatóságnak is fontos szerepe kell legyen). A jövő klímapolitikájának mitigációs eszköztárából azonban itt mindenképpen ki kell emelni két természetvédelmi szempontból is fontos elemet:

- az *energiaültetvényeket*, melyek esetében a képződött biomassza rövid távú energetikai hasznosítása, és ezáltal minél több fosszilis tüzelőanyag kiváltása a cél, illetve
- az ún. *klímaerdőket*, ahol a szén-dioxid légkörből való hosszú távú kivonása a cél, melyek a Kyoto-i rendszerű emisszó-kereskedelem segítségével válhatnak finanszírozhatóvá

Mindkét, a természeti környezet állapotára alapvetően és nagy területeken hatást gyakorló esetben igen fontos, hogy az érintett szektorok (energiaügy, agrárium, erdészet, természetvédelem) együttesen dolgozza ki e tevékenységek majdani szabályozási kereteit. A jövő sikeres természetvédelmi tevékenységéhez elengedhetetlen, hogy a természetvédelem szempontjainak is érvényesülniük kell ezek között. A klímaerdők esetében további fontos szempont, hogy azok létesítését gondos éghajlati-ökológiai előkészítés alapozza meg, hiszen csak így biztosítható ezeknek a szén-raktározó ökoszisztémáknak a hosszú távú ökológiai stabilitása.

Az adaptáció lehetőségei és a szükséges intézkedések

A természetes ökológiai rendszerek adaptációs képessége, mint az a már korábban leírtakból is kitűnik, sajnos véges. Az élőhelyek adaptációs képességének három fő tényezőjét azonosíthatjuk, melyek három különböző térbeli léptéket képviselnek, és együttesen döntően meghatározzák az ökológiai rendszerek és a biológiai sokféleség alkalmazkodóképességének a lehetőségeit, ezek:

- az élőhely természeti állapota (minél természetesebb fajösszetétel, szerkezet, vízellátottság, stb.)
- az élőhelyek környezetének (élőhelymozaik) természetessége, termőhelyi és élőhelyi változatossága, gazdagsága
- a tágabb táj, a természetes élőhelyeket körülvevő kultúrtáj („mátrix”) átjárhatósága az élőhelyek fajai számára.

Ez azt jelenti, hogy mindazok a politikai, szabályozásbeli, vagy gyakorlati változtatások és intézkedések, amelyek szándékosan vagy akaratlanul megváltoztatják e három tényező valamelyikét, azok az élőhelyek, a táj éghajlatváltozással szembeni ellenálló képességét is döntő mértékben befolyásolhatják.

A fentebbi felsorolásból látható hogy az ökológiai rendszerek adaptációs képességére, nem csak a természetvédelmi szektor van hatással. Míg stabil környezeti feltételek között sok faj és élőhely jó eséllyel megőrizhető megfelelő méretű természeti területek (nem csak védett területek) megőrzésével addig egy megváltozó klímában – amikor is a fajok vándorlása és az élőhelyek elmozdulása várható – nagy

jelentősége lesz a tágabb környezet állapotának, ami döntően más szektorok kezelésében van. Egy jelentős klímaváltozás esetén (amire a következő évtizedekben sajnos nagy esélyünk van) a biológiai sokféleség megőrzéséhez az szükséges, hogy a természetvédelmi szempontokat minden érintett szektor tevékenységébe integráljuk. Szektorközi együttműködés és összehangolt szabályozás nélkül eredményes alkalmazkodás nem képzelhető el. Ez jelentős részben a már ezekben a szektorokban folyamatban levő programoknak (Agrár- és erdő-környezetvédelmi program, Pro Silva típusú erdőgazdálkodás, Víz Keretirányelv) kiteljesedését és ökológiai szempontok szerinti esetleges továbbfejlesztését jelentheti.

Az elvégzendő feladatok két fő csoportba sorolhatók: egyrészt (1) a helyben történő adaptáció elősegítéséhez szükséges a **meglévő biológiai sokféleség megőrzése, élőhelyeik természeti állapotának fenntartása és javítása**, másrészt (2) a fajok vándorlási lehetőségének megteremtése érdekében szükséges a természeti területeket körülvevő **táj átjárhatóságának fokozása**. A javaslatok egy része rövidebb távú „konzerváció elvű” (a jelenlegi állapot fenntartására törekvő), más része hosszabb távra szóló „transzformáció elvű” (a kivédhetetlen változások kevésbé kedvezőtlen irányba történő befolyásolására törekvő) javaslat. A természetes élővilág autonóm adaptációját elősegítő lépéseket szektoronkénti bontásban vizsgáljuk.

(1) A helyben történő adaptáció elősegítése, a meglévő biológiai sokféleség megőrzése, természetességének fenntartása és javítása érdekében (nem csak a védett területeken):

Természetvédelem: a klímaváltozásra érzékenynek tartott élőhelyek és fajok prioritási listáinak kialakítása; a vizes élőhelyek vízmegtartó képességének helyreállítása, esetleges vízpótlási lehetőségek kidolgozása; a szükséges élőhely-rekonstrukciók megvalósítása illetve folytatása; az élőhelyek heterogenitásának, mozai-kosságának és különböző szukcessziós stádiumoknak a fenntartása; a monitorozó tevékenység erősítése; a várhatóan megnövekvő inváziós veszélyt csökkentő, az elfogadható (legkevesbé rossz) kolonizációkat segítő kezelési módok bevezetése.

Vízgazdálkodás: a vízlevezetés kényszerének feloldása; a tározók ökológiai szempontok figyelembevételével történő üzemeltetése; vízjogi engedélyeztetés rendszerének felülvizsgálata (talaj és mélységi vizek használata).

Erdészet: a védett területeken a természetszerű erdőgazdálkodás, a nem védett, de természeti értéket hordozó erdőkben természetközeli erdőgazdálkodás folytatása; puffertérületek biztosítása az érzékeny élőhelyek környezetében.

Mezőgazdaság: a hagyományos tájgazdálkodás elemeinek (gyepek kaszálása, legeltetése), fenntartása, újraélesztése; puffertérületek biztosítása az érzékeny élőhelyek környezetében, és elsősorban itt, de lehetőleg máshol is a kevésbé intenzív, kisebb környezetterheléssel járó gazdálkodási módok előtérbe helyezése.

(2) A természeti területeket körülvevő táj átjárhatóságának fokozása, a fajok vándorlásának elősegítése érdekében (elsősorban a ma védelemben nem részesülő területeket érintő intézkedések):

Természetvédelem: a természetes élővilággal rendelkező területek közti konnektivitás, a vándorlás lehetőségének biztosítása; a különböző védettségi státuszú területek, valamint a Nemzeti Ökológiai Hálózat értékelése éghajlatváltozási szempontból, konfliktuspontok azonosítása; a természetvédelmi és Natura 2000 területek továbbfejlesztése (területnövelés), a határaik flexibilissé tétele, hogy esetleg évtizedek távlatában változtatni lehessen a fajok és társulások elmozdulásának megfelelően.

Vízgazdálkodás: ökológiai szempontú, a Víz Keretirányelv javaslatainak megfelelő vízgazdálkodás; ártéri vízgazdálkodás közelítése a természeteshez; csatornahálózat felülvizsgálata; vizes élőhelyek területének növelése.

Erdészet: a természetszerű erdőkre és az erdészeti ültetvényekre vonatkozó szabályozások elkülönítése (ez a művelési ágak jelenlegi rendszerének megváltoztatásának szükségességét is jelentheti); az erdőművelés gyakorlatának megváltoztatása, a természetszerű (pl. Pro Silva mozgalom) gazdálkodás elterjesztése, nagy-kiterjedésű tarvágások megszüntetése; az erdőssztyepp zónában kis záródású erdők fenntartása; erdőtelepítések lehetőleg őshonos fafajokkal, mind a jelenlegi erdőzóna, mind az alföldi erdőssztyepp területeken.

Mezőgazdaság: az agrártáj heterogenitásának, mozaikosságának (mezsgyék, sövények, fasorok, kis parcellaméret) növelése; talaj- és vízkímélő technológiák alkalmazása; extenzív és ökológiai gazdálkodási formák előtérbe helyezése.

Közlekedés: ökológiai átjárók (vadátjárók) létesítése a főutakon és az autópályákon, ezek szegélyére őshonos fajokból álló sövények erdősávok telepítése.

A természetesség, és az ezzel együtt járó változatosság fenntartása egy olyan általános alapelv lehet a klímaváltozás adaptációs részében, aminek alkalmazásával nemcsak a természetvédelemben de általában is csökkenthetők a klímaváltozás káros hatásai. Példa lehet erre (1) a vízgazdálkodásban a Tisza-szabályozás újragondolása (Vásárhelyi Terv Továbbfejlesztése); (2) erdőkben, erdészeti ültetvényekben a genetikai sokféleség növelése (változó klimatikus feltételek, új kórokozók felbukkanása esetén lehetőség a szelekcióra), a szerkezeti változatosság növelése (egykorú fákból álló erdők sérülékenyebbek szél- és jégtörésre); (3) a városi zöldfelületek növelése.

A szektorok közötti együttműködés mellett további fontos feladat a hazánkban tervezett lépések összehangolása a szomszédos államokban végzett / végzendő hasonló beavatkozásokkal. Optimális adaptációs és mitigációs tevékenység nem képzelhető el hatékony nemzetközi együttműködés nélkül. A stratégiák összehangolása a természetvédelem területén így nemcsak egy, az Európai Unió által felülről érkező követelmény, hanem egyben a hatékony védekezés szükséges feltétele is.

A legfontosabb kutatási feladatok

Mint ahogy a tervezett adaptációs lépéseknek, a további kutatási feladatoknak is igen fontos kritériuma a szektorköziség és a nemzetköziség. Mivel az éghajlatváltozás és hatásai univerzálisan jelentkeznek, az eredményes alkalmazkodáshoz a problémákat a különböző szektoroknak (mezőgazdaság, erdészet, vízügy, természetvédelem, energia, egészségügy, katasztrófavédelem) együttműködve kell megoldania. Előfordulhat ugyanis, hogy egy probléma leghatékonyabb megoldásához a leginkább érintett szektoron kívül egy hagyományosan valamely más szektor hatáskörébe tartozó területen is szükségesek intézkedések. Az itt felvázolt kutatási célok közül is mindegyiknél fontos a szektorok közötti kommunikáció, de azokat a feladatokat, amelyek esetében gyakorlatilag létfontosságú a szektorok közötti együttműködés külön is megjelöltük egy csillaggal (*). Emellett fontos még az is, hogy a jövőben el kell mozdulni a klímaváltozás hatásának elkülönült vizsgálatától, és egyre inkább az éghajlatváltozásnak és a természeti – társadalmi – gazdasági következményeknek az együttes kezelése, modellezése felé kell eltolódjanak a kutatások.

Egy másik hasonlóképp fontos cél hazánk földrajzi fekvését is figyelembe véve, hogy ahogy a jövőnkben jórészt osztoznunk kell a szomszédainkkal, ugyanígy a kutatások is együttműködésben szülessenek! Nincs értelme annak, hogy pl. minden közép-európai kis állam saját maga végezze el külön-külön a rá nézve veszélyes adventívek azonosítást, hiszen várhatóan óriási átfedések lesznek az eredményekben, arról nem is beszélve, hogy jó minőségű előrejelzések készítéséhez egymás adataira is szükségük lesz. Egy további szempont lehet, hogy az Európai Unió is elsősorban a nemzetközi együttműködésekben megvalósuló kutatásokra ad pénzt. Azokat a kutatási célokat, amelyek megítélésünk szerint igazán eredményesen csak nemzetközi együttműködésben vihetők véghez (+) jellel emeltük ki.

(1) Bioklimatikus modellek készítése hazai fajokra, élőhelyekre:

- fajok és élőhelyek klíma általi meghatározottságának (klímaérzékenységének) vizsgálata, különös tekintettel a közösségi jelentőségű fajokra és élőhelyekre (+),
- a védett és a domináns, társulásalkotó fajok klímaérzékenységének, veszélyeztettségének bioklimatikus modellezése, projekciók készítése (+),
- potenciálisan veszélyes új adventívek azonosítása, várható elterjedésük bioklimatikus modellezése (*+).

(2) Az élővilág klímaváltozásra adott reakcióit befolyásoló tényezők és a változások mechanizmusainak feltárása:

- a veszélyeztetett fajok és élőhelyek aktuális térbeli mintázatának és potenciális vándorlási lehetőségeinek kiértékelése, várható faj- és élőhelymozgások becslése,
- a természetközeli területeket körülvevő mátrix átjárhatóságának vizsgálata, modellezése különböző tájhasználati módok és intenzitások függvényében különböző élőlénycsoportok esetére (*),

- a társulások szerveződésének és stabilitásának, a fajcserék mechanizmusának vizsgálata, a bolygatási-rezsim (tüzek) várható változásainak modellezése,
 - a klímaszimulációs ökológiai terepkísérletek folytatása és fejlesztése elsősorban az ökoszisztéma működések vonatkozásában (+),
- (3) A bekövetkező változások, és az arra adott válaszlelések hatásainak nyomonkövetése, indikátorok és monitorozó rendszerek kidolgozása:
- az éghajlatváltozás-hatások monitorozási lehetőségeinek vizsgálata, és illesztése a már működő monitoring-rendszerekhez (NBmR, Natura 2000, fénycsapdahálózat, pollenhálózat), esetleg kiegészítő monitorozás tervezése (*+),
 - a természeti környezet állapotát átfogóan jellemző indikátorok kifejlesztése (*+)
 - a tervezett konkrét adaptációs beavatkozások esetében, az egyes beavatkozások nyomon követő monitorozásának megtervezése (*),
 - a klímaváltozáshoz kötődő hirtelen élőhely-átalakulások (pl. szélsőséges események, gradációk következtében) lefolyásának, hátterének, összefüggéseinek feltárása (reaktív kutatás) (*),
- (4) Komplex scenárió-elemzések és döntéstámogató rendszerek készítése a leginkább veszélyeztetett élőhelyekre, tájegységekre:
- a klímaváltozás mellett a tájhasználat lehetséges alakulásait és más tényezőket is magába foglaló komplex scenárió-elemzések készítése hazánk természetvédelmi szempontból fontos, társadalmi-gazdasági konfliktusokkal terhes tájegységeire, és jellemző vagy értékes élőhelytípusaira (*).
 - multiszektoriális döntéstámogató rendszer(ek) kialakítása a komplex scenárió-elemzések eredményei alapján (*).
- (5) A természetvédelem jelenlegi eszközeinek és módszereinek áttekintése, javaslatok kidolgozása az esetleges módosításokra a klímaváltozáshoz való adaptáció érdekében
- A különböző védettségi státuszú területek, valamint a Nemzeti Ökológiai Hálózat értékelése éghajlat-változási szempontból, konfliktuspontok azonosítása, szakmailag megalapozott javaslatok kidolgozása az esetleges továbbfejlesztéshez
 - a kockázatok, veszélyeztetettségek és adaptációs cselekvési tervek kidolgozása a védett területekre, természeti értékekre, restaurációs és kezelési javaslatok készítése a legfontosabb kockázati és konfliktus-területekre (*),
 - mitigációs javaslatok kidolgozása a potenciálisan veszélyes adventívek megelőző megfékezésére (*+),
 - egy, a védett területeken túlterjedő ökológiai hálózat kialakítási lehetőségeinek áttekintése, a gazdálkodásban ökológiai szempontokat figyelembevevő szabályozó-rendszerek kidolgozása, az agrár-környezetvédelmi program éghajlat-változási-ökológiai szempontból való továbbfejlesztése (*).

Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönetüket fejezik ki a szakértői anyag elkészítésében nyújtott hathatós segítségükért és tanácsaikért a természetvédelem alábbi szakembereinek:

Haraszthy László KvVM, Érdiné Dr. Szekeres Rozália KvVM, Kissné Dr. Fodor Livia KvVM, Ambrus András FHNPI, Dévényi Borbála DDNPI, Halupka Gábor DINPI, Molnár Attila HNPI, Dr. Nagy Lajos BINPI, Óvári Miklós BINPI, Peimlí Piroska FHNPI, Sallainé Kapocsi Judit KMNPI, Sulyok József BNPI, Szentirmai István ÖNPI, Vajda Zoltán KNPI.

Irodalomjegyzék

- Ahas, R., Aasa, A., Menzel, A., Fedotova, V. G. & Scheffinger, H. (2002): Changes in European spring phenology. – *Int. J. Climatol.* **22**:1727–1738.
- Araujo, M. B., Cabeza, M., Thuiller, W., Hannah, H. & Williams, P. H. (2004): Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. – *Global Change Biology* **10**: 1618–1626.
- Araujo, M. B., Pearson, R. G., Thuiller, W. & Erhard, M. (2005): Validation of species–climate impact models under climate change. – *Global Change Biology* **11**: 1504–1513.
- Araujo, M. B. & Rahbek, C. (2006): How does climate change affect biodiversity? – *Science* **313**: 1396–1397.
- Bartholy, J., Pongrácz, R. & Gelybó, Gy. (2007): Regional climate change expected in Hungary for 2071–2100. – *Applied Ecology and Environmental Research*, **5**:1–17.
- Bazzaz, F. A. (1998): *Plants in changing environments. Linking physiological, population and community ecology.* – Cambridge University Press.
- Beerling, D. J. & Kelly, C. K. (1997): Stomatal density responses of temperate woodland plants over the past seven decades of CO₂ increase: A comparison of Salisbury 1927: with contemporary data. – *Am. J. Bot.* **84**: 1572–1583.
- Briffa, K. R., Schweingruber, F. H., Jones, P. D., Osborn, T. J., Harris, I. C., Shiyatov, S. G., Vaganov, E. A. & Grudd, H. (1998): Trees tell of past climates: but are they speaking less clearly today? – *Philos. Trans. R. Soc. Lond. Ser. B–Biol. Sci.* **353**: 65–73.
- Cain, M. L., Milligan, B. G. & Strand, A. E. (2000): Long–distance seed dispersal in plant populations. – *Am. J. Bot.* **87**: 1217–1227.
- Cain, M. L., Nathan, R. & Levin, S. A. (2003): Long–distance dispersal. – *Ecology* **84**: 1943–1944.
- Cannell, M. G. R., Thornley, J. H. M., Mobbs, D. C. & Friend, A. D. (1998): UK conifer forests may be growing faster in response to increased N deposition, atmospheric CO₂ and temperature. – *Forestry* **71**: 277–296.
- CBD (2006): *Guidance for Promoting Synergy Among Activities Addressing Biological Diversity, Desertification, Land Degradation and Climate Change.* Montreal – Secretariat of the Convention on Biological Diversity *Technical Series No.25.* IV+43 pages.
- Ciais, Ph., Reichstein, M., Viovy, N., Gramier, A., Ogee, J., Allard, V., Aubinet, M., Buchmann, N., Bernhofer, Chr., Carrara, A., Chevallier, F., De Noblet, N., Friend, A. D., Friedlingstein, P., Grünwald, T., Heinesch, B., Keronen, P., Knohl, A., Krinner, G., Loustau, D., Manca, G., Matteucci, G., Miglietta, F., Ourcival, J. M., Papale, D., Pilegaard, K., Rambal, S., Seufert, G., Soussana, J. F., Sanz, M. J., Schulze, E. D., Vesala, T. & Valentini, R. (2005): Europe–wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. – *Nature* **437**: 529–533.
- Collingham, Y. C. & Huntley, B. (2000): Impacts of habitat fragmentation and patch size upon migration rates. – *Ecol. Appl.* **10**: 131–144.
- Costanza, R., d’Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O’Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. & van den Belt, M. (1997): The value of the world’s ecosystem services and natural capital. – *Nature* **387**: 253–260.
- Csóka, Gy., Koltay, A. & Hirka, A. 2006: Klimatikus anomáliák hatása a magyarországi bükkösök és kocsánytalan tölgyesek egészségi állapotára. – *MMT XXXI. Vándorgyűlése és az V.Erdő és Klíma Konferencia előadáskivonatok.* MMT Budapest, p.61.

- Cuevas, J. G. (2002): Episodic regeneration at the *Nothofagus pumilio* alpine timberline in Tierra del Fuego. – *Chile. J. Eco.* **90**: 52–60.
- Davies, K. F., Margules, C. R. & Lawrence, J. F. (2000): Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? – *Ecology* **81**: 1450–1461.
- DEFRA (2006): Working with the grain of nature – taking it forward: Volume I. Full report on progress under the England Biodiversity Strategy 2002 – 2006. – www.defra.gov.uk
- De Groot, R. S., Ketner, P. & Ovaa, A. H. (1995): Selection and use of bio-indicators to assess the possible effects of climate change in Europe. – *Journal of Biogeography* **22**: 935–943.
- Fekete, G. & Varga, Z. (szerk.) (2006): *Magyarország tájainak növényzete és állatvilága*. MTA Társadalomkutatási Központ, Budapest, pp. 461.
- Gálhidy, L., Czúcz, B. & Torre, F. (2006): Zonal forest types, climatic variables and effect of changes for Hungary. – *Lesnicky casopis – Forestry Journal* **52**(1–2): 99–105.
- Geertsema, W., Opdam, P. & Kropff, M. J. (2002): Plant strategies in agricultural landscapes: survival in spatially and temporally fragmented habitat. – *Landsc. Ecol.* **17**: 263–279.
- Grace, J. (1987): Climatic tolerance and distribution of plants. – *New Phytol.* **106**: 113–130.
- Greene, D. F., & Johnson, E. A. (1995): Long-distance wind dispersal of tree seeds. – *Can. J. Bot.–Rev. Can. Bot.* **73**: 1036–1045.
- Grime, J. P., Bown V. K., Thompson, K. et al. (2000): The response of two contrasting limestone grasslands to simulated climate change. – *Science* **289**: 762–765.
- Hallett, T. B., Coulson, T., Pilkington, J. G., Clutton-Brock, T. H., Pemberton, J. M. & Grenfell, B. (2004): Why large-scale climate indices seem to predict ecological processes better than local weather. – *Nature* **430**: 71–75.
- Hickling, R., Roy, D. B., Hill, J. K. & Thomas, Ch. D. (2005): A northward shift of range margins in British Odonata. – *Global Change Biology* **11**: 502–506.
- Hinckley, D. & Tierney, D. E. (1991): Ecosystem responses to rapid climate change – past and future. *Background paper to symposium on 'Impacts of Climate Change on Ecosystems and Species'*, organized by IUCN, RIVM, US-EPA and WWF International, 2–6. Dec. 1991, Amersfoort, Hollandia
- Hoegh-Guldberg, O., Hughes, L., McIntyre, S., Lindenmayer, D. B., Parmesan, C., Possingham, H. P. & Thomas, C. D. (2008): Assisted Colonization and Rapid Climate Change. *Science* – **321**: 345–346.
- Hughes, L. (2000): Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? – *Trends in Ecology and Evolution* **15**: 56–61.
- Hunter, M. (2007): Climate Change and Moving Species: Furthering the Debate on Assisted Colonization. – *Conserv. Biol.* – **21**: 1356–1358.
- Huntley, B. & Birks, H. J. B. (1983): *An atlas of past and present pollen maps for Europe: 0–13000 B.P.* Cambridge University Press, Cambridge
- IPCC 2001: *Climate Change 2001: Synthesis Report* – Cambridge University Press.
- IPCC 2007: *Climate Change 2007: Synthesis Report* – IPCC, Geneva, Switzerland.
- Kalapos, T., Lellei-Kovács, E., Mojzes, A., Barabás, S. & Kovács-Láng, E. (2006): Ökoszisztéma válaszok egy klímazsimulációs ökológiai terep kísérletben a Duna–Tisza közén II. A talajlégzés és a növényi anyagcsere működésének módosulása. – *VAHAVA Zárókonferencia*, 2006.március 9. Poszter.
- Kovács-Láng, E., Kröel-Dulay, Gy., Kertész, M., Fekete, G., Bartha, S., Mika, J., Dobi-Wantuch, I., Rédei, T., Rajkai, K. & Hahn, I. (2000): Changes in the composition of sand grasslands along a climatic gradient in Hungary and implications for climate change. – *Phytocoenologia* **30**: 385–407.
- Kovács-Láng, E., Kröel-Dulay, Gy., Lhotsky, B. & Garadnai, J. (2002): A klímaváltozás ökológiai hatásainak vizsgálata a magyarországi homoki erdőssztyepp biomban. – In: Salamon-Albert, É.(szerk.) *Magyar botanikai kutatások az ezredfordulón*. – Pécsi Tud. Egy. Növénytan Tanszéke, Pécs, pp. 571–580.
- Kovácsné Láng, E., Kröel-Dulay, Gy. & Rédei, T. (2005): A klímaváltozás hatása a természetközeli erdőssztyepp ökoszisztémákra. – *Magyar Tudomány* **7**: 812–817.
- Kovács-Láng, E., Kröel-Dulay, Gy., Rédei, T., Lhotsky, B. & Garadnai, J. (2006a): The effect of climate change on forest–steppe ecosystems in the Carpathian Basin. – In: Láng, I., Faragó, T., Iványi, Zs.(eds.): *Proceedings of the International Conference on Climate Change, Impacts and responses in Central and Eastern European Countries*, 5–8. november, 2005. Pécs, HAS-REC-MEW, pp.294–300.

- Kovács-Láng, E., Kröel-Dulay, Gy., Garadnai, J., Barabás, S., Lhotsky, B. & Lellei-Kovács, E. (2006b): Ökoszisztéma válaszok egy klímaszimulációs ökológiai terepkísérletben a Duna-Tisza közén I. A növényzet tömegviszonyainak alakulása. – *VAHAVA Zárókonferencia*, 2006. március 9. Poszter.
- Kozár, F., Szentkirályi, F., Kádár, F. & Bernáth, B. (2004): Éghajlatváltozás és a rovarok. – *AGRO-21 Füzetek* **33**: 49–64.
- Kozár, F., Szentkirályi, F., Nagy, B., Kádár, F., Bernáth, B. & Szócs, G. (2006): Klímaváltozás és a rovarok: Milyen további veszélyek várhatók? – *VAHAVA Zárókonferencia*, 2006. március 9. Poszter.
- Kröel-Dulay, Gy., Kovács-Láng, E., Rédei, T., Garadnai, J., Lhotsky, B., Czúcz, B. & Kucs, P. (2006): Aszály okozta pusztulás és regeneráció homokpusztagepekben a Duna-Tisza közén. – *VAHAVA Zárókonferencia*, 2006. március 9. Poszter.
- Kullman, L. (2001): 20th century climate warming and tree-limit rise in the Southern Scandes of Sweden. – *Ambio* **30**: 72–80.
- Kullman, L. (2002): Rapid recent range-margin rise of tree and shrub species in the Swedish Scandes. – *J. Ecol.* **90**: 68–77.
- Lane, D. R., Coffin, D. P. & Lauenroth, W. K. (2000): Changes in grassland canopy structure across a precipitation gradient. – *Journal of Vegetation Science* **11**: 359–368.
- Lehto, T. E. (2003): The number of Lepidoptera species new to Finland is growing. – *Baptria* **28**: 16–22.
- Lövei, G. L. (1997): Biodiversity – Global change through invasion. – *Nature* **388**: 627–628.
- McLachlan, J. S., Hellmann, J. J., & Schwartz, M. W. (2007): A framework for debate of assisted migration in an era of climate change. *Conserv. Biol.* – **21**: 297–302.
- Mátyás, Cs. (2004): A természetes növénytakaró, az erdő klímaérzékenysége. – *Természet Világa* **135**. évf. II. Különszám pp.70–73.
- Mátyás, Cs. & Czímber, K. (2000): Zonális erdőtakaró mezoklímaszintű modellezése: lehetőségek a klímaváltozás hatásainak előrejelzésére. – In: *III. Erdő és Klíma Konferencia*. Debrecen, 2000. jún. 7–9. DE TTK Meteorológiai Tanszék, pp. 83–97.
- Mátyás, Cs. & Czímber, K. (2002): Az előrejelzett klímaváltozás és a magyar erdőtakaró sorsa. – *NYME EMK Tud. Konf. Előadások* 2001: Sopron, pp. 67–74.
- Menzel, A. (2000): Trends in phenological phases in Europe between 1951 and 1996. – *Int. J. Biometeorol.* **44**: 76–81.
- Menzel, A. & Fabian, P. (1999): Growing season extended in Europe. – *Nature* **397**: 659.
- Menzel, A., Jakobi, G., Ahas, R., Scheifinger, H. & Estrella, N. (2003): Variations of the climatological growing season (1951–2000) in Germany compared with other countries. – *Int. J. Climatol.* **23**: 793–812.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005): *Ecosystems and Human Well-being: General Synthesis* – www.millenniumassessment.org
- Miller, C. & Urban, D. L. (1999): A model of surface fire, climate and forest pattern in the Sierra Nevada, California. – *Ecol. Model* **114**: 113–135.
- Morecroft, M. D., Masters, G. J., Brown, K. V., Clarke, I. P., Taylor, M. E. & Whitehouse, A. T. (2004): Changing precipitation patterns alter plant community dynamics and succession in an ex-arable grassland. – *Functional Ecology* **18**: 648–655.
- Myneni, R. B., Keeling, C. D., Tucker, C. J., Asrar, G. & Nemani, R. R. (1997): Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981 to 1991. – *Nature* **386**: 698–702.
- Nathan, R., Perry, G., Cronin, J. T., Strand, A. E. & Cain, M. L. (2003): Methods for estimating long-distance dispersal. – *Oikos* **103**: 261–273.
- Noss, R. F. (2001): Beyond Kyoto: Forest management in a time of rapid climate change. – *Conservation Biology* **15**: 578–590.
- Parmesan, C. (1996): Climate and species range. – *Nature* **382**: 765–766.
- Parmesan, C., Ryrholm, N., Stefanescu, C., Hill, J. K., Thomas, C. D., Descimon, H., Huntley, B., Kaila, L., Kullberg, J., Tammaru, T., Tennent, W. J., Thomas, J. A. & Warren, M. (1999): Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. – *Nature* **399**: 579–583.
- Parmesan, C., Root, T. & Willig, M. R. (2000): Impacts of Extreme Weather and Climate on Terrestrial Biota. – *Bull. of the Am. Met. Soc.* **81.3**: 443–450.
- Parmesan, C. & Yohe, G. (2003): A globally coherent fingerprint of climate change Impacts across natural systems. – *Nature* **421**: 37–42.

- Penuelas, J., Prieto, P., Beier, C., Cesaraccio, C., De Angelis, P., de Dato, G., Emmett, B. A., Estiarte, M., Gorissen, A., Kovács-Láng, E., Kröel-Dulay, Gy., Garadnai, J., Llorens, L., Pellizzaro, G., Riis-Nielsen, T., Schmidt, I. K., Sirca, C., Sowerby, A., Spano, D. & Tietema, A. (2007): Response of plant species richness and primary productivity in shrublands along a north-south gradient in Europe to seven years experimental warming and drought. Reductions in primary productivity in the heat and drought year of 2003. – *Global Change Biology* **13**: 2563–2581.
- Peterson, D. L. (1994): Recent changes in the growth and establishment of subalpine conifers in western North America. – In: Beniston, M. (ed.) *Mountain Environments in changing Climates*. Routledge, pp. 234–243.
- Peterson, T. A. (2003): Projected climate change effects on Rocky Mountain and Great Plains birds: generalities of biodiversity consequences. – *Global Change Biology* **9**: 647–655.
- Phillips, O. L., Malhi, Y., Higuchi, N., Laurance, W. F., Nunez, P. V., Vasquez, R. M., Laurance, S. G., Ferreira, L. V., Stern, M., Brown, S. & Grace, J. (1998): Changes in the carbon balance of tropical forests: Evidence from long-term plots. – *Science* **282**: 439–442.
- Pöyry, J., Toivonen, H. (2005): Climate change adaptation and biological diversity. – *FINADAPT Working Paper 3*. Finnish Environment Institute Mimeographs 333. Helsinki, 46 pp.
- Salisbury, E. J. (1926): The geographical distribution of plants in relation to climate factors. – *Geogr. J.* **57**: 312–335.
- Scheifinger, H., Menzel, A., Koch, E., Peter, C. & Ahas, R. (2002): Atmospheric mechanisms governing the spatial and temporal variability of phenological phases in central Europe. – *Int. J. Climatol.* **22**: 1739–1755.
- Schneider, S. H. & Root, T. L. (2001): Climate Change and Ecology. – In: Levin, S.A. (ed) *Encyclopedia of Biodiversity Vol 1*. Academic Press, Boston, New-York, London, pp. 709–725.
- Schröter, D. (2005): Vulnerability to Changes in Ecosystem Services. CID Graduate Student and Postdoctoral Fellow Working Paper No. 10. Cambridge, MA: Science, Environment and Development Group, Center for International Development, Harvard University.
- Scott, D. & Lemieux, C. J. (2003): Vegetation Response to Climate Change: Implications for Canada's Conservation Lands. – *Environment Canada*, Toronto, pp. 38.
- Shaver, G. R., Canadell, J., Chapin III, F. S., Gurevitch, J., Harte, J., Henry, G., Ineson, P., Jonasson, S., Melillo, J., Pitelka, L. & Rustad, L. (2000): Global warming and terrestrial ecosystems: a conceptual framework for analysis. – *BioScience* **50**(10): 871–882.
- Smith, R. I. L. (1994): Vascular plants as bioindicators of regional warming in Antarctica. – *Oecologia* **99**: 322–328.
- Solymosi, P. (1992): Meghonosodott és újabban behurcolt jövevény (adventív) növények Magyarországon. – *Növényvédelem* **28**: 9–20.
- Stern Review (2006): The Economics of Climate Change. http://www.hm-treasury.gov.uk/independent_reviews/stern_review_economics_climate_change/stern_review_report.cfm
- Sturm, M., Racine, C. & Tape, K. (2001): Climate change Increasing shrub abundance in the Arctic. – *Nature* **411**: 546–547.
- Swetnam, T. W. (1993): Fire history and climate change in giant sequoia groves. – *Science* **262**: 885–889.
- Sykes, M. T. & Haxeltine, A. (2001): Modeling the response of vegetation distribution and biodiversity to climate change. In: Chapin III, F.S., Sala, O., Huber –Sannwald, E. (eds.) *Global biodiversity in a changing environment, Ecological Studies 152*. Springer-Verlag, New-York, pp. 5–21.
- Thomas, C. D. & Lennon, J. J. (1999): Birds extend their ranges northward. – *Nature* **399**: 213.
- Thomas, C. D., Williams, S. E., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B. F. N., de Siqueira, M. F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A. S. L., Midgley, G. F., Miles, L., Ortega-Huerta, M. A., Peterson, A. T., Phillips, O. L., Williams, S. E. (2004): Extinction risk from climate change. – *Nature* **427**: 145–148.
- Tilman, D. (1993): Community Diversity and Succession: The Roles of Competition, Dispersal, and Habitat Modification. – In: Schulze, E.D., Mooney, H.A. (eds) *Biodiversity and Ecosystem Function*, Springer, Berlin, pp. 327–344.
- Tóth, J. A., Papp, M., Krakomperger, Zs. & Kotroczó, Zs. (2006): A klímaváltozás hatása egy cseres-tölgyes erdő struktúrájára (Sikfőkút Project). – *VAHAVA Zárókonferencia*, Poszter.

- Tuba, Z. (2003): Az emelkedő légköri CO₂ koncentráció növényökológiai hatásai. – *Agro-21 Füzetek, Klímaváltozás – Hatások – Válaszok* **32**: 110–127.
- Usher, M. B. 2005: Conserving European Biodiversity in the context of Climate Change. <CO-DBP/documents/codbp2005/codbp03erev_05 >
- Voigt, W., Perner, J., Davis, A. J., Eggers, T., Schumacher, J., Bahrmann, R., Fabian, B., Heinrich, W., Köhler, G., Lichter, D., Marstaller, R. & Sander, F. W. (2003): Trophic levels are differently sensitive to climate. – *Ecology* **84**: 2444–2453.
- Walkovszky, A. (1998): Changes in phenology of the locust tree (*Robinia pseudoacacia* L.) in Hungary. – *Int.J. Biometeorology* **1**: 155–160.
- Walther, G-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., Fromentin, J-M., Hoegh-Guldberg, O. & Bairlein, F. (2002): Ecological response to recent climate change. – *Nature* **416**: 389–395.
- Watt, A. D. & McFarlane, A. M. (2002): Will climate change have a different impact on different trophic levels? Phenological development of winter moth *Operopthera brumata* and its host plants. – *Ecological Entomology* **27**: 254–256.
- Whittaker, R. H. (1975): *Communities and Ecosystems*. – 2nd ed. Macmillan, London.
- Woodward, F. I. (1988): *Climate and plant distribution*. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Zebisch, M., Grothmann, T., Schröter, D., Hasse, C., Fritsch, U. & Cramer, W. (2005): Climate Change in Germany, Vulnerability and adaptation of climate sensitive sectors. – *Research report 201 41 253*. UBA-FB, Potsdam
- Zhou, L. M., Tucker, C. J., Kaufmann, R. K., Slayback, D., Shabanov, N. V. & Myneni, R. B. (2001): Variations in northern vegetation activity inferred from satellite data of vegetation index during 1981 to 1999. – *J. Geophys. Res.-Atmos.* **106**: 20069–20083.

The impact of climate change on natural ecosystems and the response options for nature conservation

Kovács-Láng, E., Kröel-Dulay, G. & Czúcz, B.

Institute of Ecology and Botany, HAS, 2163 Vácraátót, Hungary. E-mail: lange@botanika.hu

Abstract: The paper presented here was originally prepared as a background study for the National Climate Change Strategy of Hungary, with the aim of giving a comprehensive picture on the problems Hungarian nature conservation is about to face in a world of changing climate. By summarizing potential impact mechanisms and the pitfalls of predictions, it provides a broad overview on observed and expected changes worldwide with particular emphasis on Hungary. However, the main message of the paper is the detailed overview of the immense tasks ahead of nature conservation, including research, institutional development, and practical actions.

Keywords: climate change, nature conservation, adaptation, ecosystems

Kommentár a Nemzeti Éghajlatváltozási Stratégia kialakításához készített természetvédelmi szakértői anyaghoz

Harnos Zsolt és Hufnagel Levente

MTA-BCE Alkalmazkodás a Klímaváltozáshoz Kutatócsoport
1118 Budapest, Villányi út 29–43, E-mail: leventehufnagel@gmail.com

Az MTA–BCE „Alkalmazkodás a klímaváltozáshoz” Kutatócsoportja áttekintette és informális szakértői egyeztetések során megvitatta az Éghajlatváltozási Stratégia természetvédelmi részéhez készített szakértői anyagot (Kovács-Láng *et al.* 2008). A szakértői tanulmány helyzetértékelésével és következtetéseivel egyaránt egyetértve, az alábbi kiegészítő megjegyzéseket javasolja megfontolásra:

1. A klímaváltozás nem valamilyen más természeti és társadalmi folyamatoktól elszigetelt jelenség, hanem a világosan kirajzolódó globális változási folyamatok és az azokat kísérő válságjelenségek természetvédelmi szempontból legfontosabb és ökológiai szempontból közvetlenül hatóképes eleme, amely más változási tendenciáknak (pl. humán népességrobbanás, biodiverzitás krízis, élőhely degradáció...) következménye és oka is sok esetben. A klímaváltozási stratégia akkor lehet sikeres, ha fő céljának ezen változási folyamatoknak az éghajlat szempontjából való ésszerű és hatékony kezelését, vagy legalábbis kedvező irányba való befolyásolását tekinti. Az érintett folyamatok időléptékét tekintve, bár a stratégia reálisan tervezhető tevékenységi időszaka a jelentől 2050-ig terjed, a stratégia célidőszakának 2100-on feltétlenül túl kell mutatnia.
2. Mint ahogyan arra a szakértői anyag is több ponton utal, a természetvédelmi szektor területén alapvető paradigmaváltás vált szükségessé. A jelenleg uralkodó „in situ konzerváció”, vagyis a fennálló ökológiai állapotok jelenlegi élőhelyeken való megőrzése helyett, a természetvédelem célja csakis a Bioszféra működőképességének, önszabályozó kapacitásának és biológiai sokféleségének megőrzése lehet. Ennek megvalósítása a károsító antropogén hatások megakadályozásával és az ökológiai rendszerek természetes alkalmazkodási folyamatainak aktív segítségével lehetséges. Mint ahogy arra a szakértői tanulmány 4.1.3 fejezete és annak 2. ábrája világosan rámutat Magyarország élővilág-védelmi helyzete ebben a vonatkozásban jelentősen eltér Európa többi országának helyzetétől. Ennek következtében az ott kidolgozott megoldások és stratégiák nem importálhatók. A mi esetünkben a természetes menekülési utak hiánya jelenti a fő problémát. A probléma megoldásában az „eco-engineering” jellegű aktív természetvédelmi munka nem kerülhető el. Ez a munka alapvetően két részfeladatra bontható:
 - hazánk megváltozó (tehát jövőbeli) éghajlatának megfelelő (ahhoz adaptált) természetes és természetközeli élőlényközösségek létrejöttének elősegítése,

- a jelenleg hazánkban élő és annak megváltozó ökológiai feltételeihez alkalmazkodni képtelen élőlény-együttesek menekülési útvonalának biztosítása.

A meglévő természetvédelmi területeinken elsődleges cél a klímától független károsító hatások (zavarás, szennyezés, fragmentáció...) mainál hatékonyabb kiküszöbölése, de a megváltozó éghajlat hatásaira bekövetkező szerkezeti átstrukturálódásokat és az új fajok spontán megtelepedését nem szabad akadályozni. Ez azonban önmagában nagyon kevés. Elengedhetetlenül szükséges, hogy más művelési ágból kivont területeken aktív telepítésekkel segítsük elő a mi jövőbeli klímánkhoz, más területen már adaptálódott természetközeli társulások kialakulását. Ehhez a földrajzi analógia módszere nyújthat segítséget, amellyel megkereshetjük hazánk jövőbeli klímájának jelenlegi analógjait és ezen területek flóráját és faunáját, valamint természetes vegetációtípusait és talaját kell mintaként és propagulum-forrásként tekintetbe vennünk. (Ezek a területek többnyire hazánktól délre a Balkán-félszigeten találhatók.) A másik feladat az alkalmazkodásra képtelen fajok megőrzése, ami szintén a földrajzi analógián alapuló területkérés és transzlokáció segítségével oldható meg, de itt azon területek megkeresése a cél, amelynek jövőbeli klímája éppen hazánk jelenlegi illetve historikus éghajlata. (Nagyrészt lengyelországi területek jöhetnek elsősorban szóba.) Ezen aktív természetvédelmi beavatkozások megvalósítása csakis a természetvédelmi hatóságok nemzetközi együttműködésével valósítható meg, amelyben a diplomáciai és nemzetközi jogi eszközök alkalmazása nélkülözhetetlen.

3. Az előző pontban felvázolt feladatok megoldásának vonatkozásában a szakértői anyag helyesen hangsúlyozza az ehhez szükséges tudományos ismereteink hiányosságait. Bár meg kell jegyezni, hogy az ott szereplő példa (az inváziós fajoknak az őshazájukból utánuk hozott természetes ellenségeikkel való kontrolálása) nem teljesen meggyőző, mert éppen ezzel kapcsolatban van néhány nagyon sikeres nemzetközi tapasztalat is. Az ismerethiány nem is annyira az egyes fajok igényeinek vonatkozásában, vagy a populációsztű jelenségek értelmezésében szembetűnő, mint sokkal inkább a közösségi ökológia területén. A problémában való előrelépést leginkább az ökológiai kutatások területén megfigyelhető módszertani specializálódás akadályozza. Az ökológiai kutatások módszertani (metodikai és metodológiai) irányvonalait tekintve, három fő megközelítési mód rajzolódik ki.
 - **Monitoring-centrikus megközelítések:** A valós természeti folyamatok megfigyeléséből kiinduló terpei ökológusok arra törekuszenek, hogy vizsgálataik a megfigyelendő folyamatokba való minél kevesebb beavatkozással járjanak. Céljuk a szünbiológiai mintázatok előítélet-mentes leírása, majd ezen precíz leírások (adatsorok) birtokában próbálják meg a mintázatokot generáló hatótényezőket (pontosabban azok háttér-mintázatát) feltárni.
 - **Hipotézis-centrikus leegyszerűsítő megközelítések:** Az ökológiai kutatások másik iskolája nem a megfigyelt természeti folyamat komplex leírását, hanem egy kiragadott részjelenséggel kapcsolatos hipotézist, vagy néhány alter-

natív hipotézisből álló hipotézis-rendszert állít vizsgálódásának középpontjába. Ezen kutatások lényege a hipotézisek differenciáló predikcióinak tesztelése, gyakran erősen kontrollált, manipulatív kísérletekben.

- **Teoretikus megközelítések:** A harmadik fő csapásirányt a modellező ökológusok jelentik, akik jól ismert biológiai alapjelenségek birtokában és a szűk-ségesnek látszó legvalószínűbb hipotézisek felhasználásával, a vizsgált jelenséggel kapcsolatos legegyszerűbb elmélet nagyon pontos leírását (modelljét) készítik el. Az eddig rendelkezésre álló modellek azonban általában még nagyon messze állnak a közvetlenül megfigyelhető jelenségektől és mintázatoktól.

Álláspontunk szerint a felvetett problémák tudományos vizsgálatában ezen módszertani iskolák eredményeinek szintézise a legsürgetőbb tudományos feladat. Érdemi előrelépést olyan szimulációs rendszermodellek kidolgozása jelenthet, amelyet a hosszútávú megfigyelések adatsoraival kalibrálunk és validálunk, majd terepi és laboratóriumi kísérletekkel tesztelünk és fejlesztünk.

4. Az aktív természetvédelmi beavatkozások és a tudományos kutatómunka kiszélesítése és elmélyítése egyaránt felvet financiális kérdéseket is. Ezek kapcsán különböző emberi tevékenységek és szektorok látszólagos érdekei ütközhetnek, ami szükségessé teszi a hatások és következmények pénzbeli kifejezését. Ehhez az ökológiai közgazdaságtan eszközei nyújtanak lehetőséget. A bioszféra-szolgáltatások idő és területegységre eső pénzbeli értékét többféle megközelítéssel lehet becsülni, illetve közelíteni. Ebből a szempontból kiemelendő Costanza és munkatársai 1997-ben a *Nature*-ben megjelent cikke, amelynek azóta számos továbbfejlesztője és bírálója is akadt (Costanza *et al.* 1997). A természeti tőke és a bioszféra-szolgáltatások pénzbeli értékelését ellenzők leginkább attól félnek, hogy ez az értékelési mód azt sugallja, mintha a Bioszféra megvásárolható vagy funkciói pénzzel kiválthatók lennének. Természetesen nem erről van szó csupán arról, hogy a pénzt, mint általános értékmérőt és „mértékegységet” arra használjuk, hogy a különböző élőhely-típusokat és azok szolgáltatásainak jelentőségét, hatásait összehasonlításra alkalmas módon kezelhetővé tesszük. Ez az értékelési rendszer alapját képezheti a hazai agrártámogatási rendszer klíma- és természetvédelmi szempontú átdolgozásának, valamint új lehetőségeket nyit a gazdaság szabályozásához is. A széndioxid emisszió-kereskedelem mintájára bevezethetők olyan piacbarát megoldások, amelyek a klímaváltozással kapcsolatos mitigációban és az adaptációban is fontos szerepet játszhatnak. A klímavédelmi célú erdőtelepítések, a természetvédelmi célú transzlokációs projektek, a földterületeknek az intenzív művelésből való kivonása, vagy éppen az ökológiai feltételeknek megfelelő mezőgazdaság kialakítása ezen eszközök segítségével lendíthető fel. A Nemzeti Éghajlat-változási Stratégia természetvédelmi részének korrekt költség-haszon elemzése más módon nem is képzelhető el. E nélkül viszont a Stratégia megvalósítása gyenge lábakon állna.

Irodalomjegyzék

- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neil, R., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P. & van den Belt, M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital – *Nature* **387**: 253–260
- Kovács-Láng, E., Kröel-Dulay, Gy. & Czucz, B. (2008): Az éghajlatváltozás hatásai a természetes élővilágra és teendőink a megőrzés és kutatás területén. – *Természetvédelmi Közlem.* **14**: 1–35.

A vöröshasú unka (*Bombina bombina* Linnaeus, 1761) és a sárgahasú unka (*Bombina variegata* Linnaeus, 1758) elterjedése Magyarországon

Vörös Judit

Magyar Természettudományi Múzeum,
1088 Budapest, Baross u. 13, E-mail: jvoros@nhmus.hu

Összefoglaló: A vöröshasú unka (*Bombina bombina*) és a sárgahasú unka (*Bombina variegata*) hazai előfordulásáról összefoglaló munka eddig még nem készült. Tanulmányomban irodalmi forrásokból, múzeumi egyedek lelőhely-katalógusából, és saját terepi megfigyelésekből származó adatokat gyűjtöttem össze, és a két *Bombina*-faj eddig ismert előfordulását 10x10 km-es beosztású UTM hálótérképen ábrázoltam. Az eredmények alapján az ország területét lefedő 1060 UTM négyzetből 570-ben fordul elő valamelyik vagy mindkét unkakafaj, ami 53,8%-os lefedettséget jelent. Ebből az értékből a *B. bombina* az 51,8%-on, a *B. variegata* 7,3%-on részesedik. A két faj előfordulása az ország területének 5,75%-án fedte egymást, míg hibrid populációk a két faj teljes előfordulásának a 4%-án voltak jelen. A két faj előfordulásának különlegességét adja, hogy a *B. variegata* hazánk hegy- és dombvidékein izolált populációkban fordul elő, amelyeket a síkvidéki *B. bombina* állományai vesznek körül. A két faj populációi az előfordulási területeik átfedésében gyakran hibridállományokat hoznak létre. Az elszigetelt *B. variegata* állományokat területenként külön jellemeztem.

Kulcsszavak: *Bombina bombina*, *Bombina variegata*, elterjedés, hibridizáció, kétéltűpusztulás, kétéltűvédelem, Magyarország

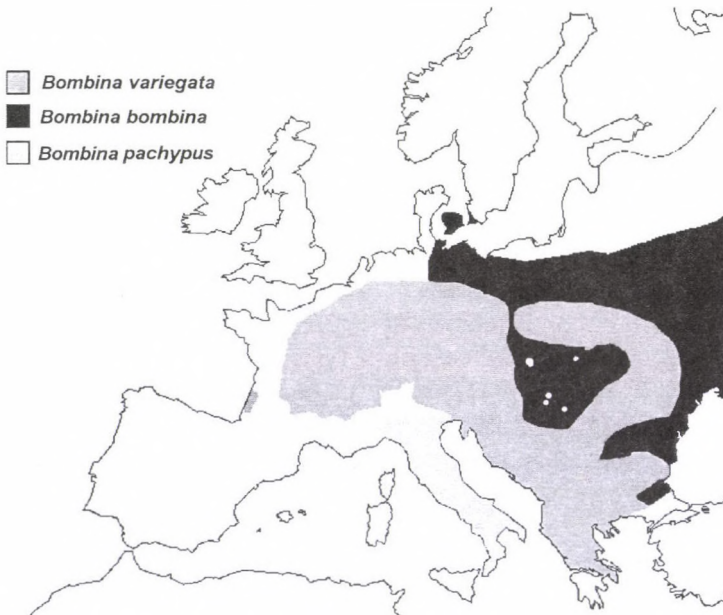
Bevezetés

Az utóbbi évtizedekben a Földünkön előforduló kétéltűfajok száma rohamosan megfogyatkozott (Becker *et al.* 2007, Blaustein & Dobson 2006, Wake 1991). Ennek legfőbb oka az élőhelyeik megszűnése és feldarabolódása, de számos más tényező is gyorsítja pusztulásukat. A klímaváltozás, az eutrofizáció, a savas eső, a megnövekedett ultraibolya sugárzás, az invazív fajok jelenléte, a kisállatkereskedelem fokozódó igénye új fajok beszerzésére, az emberi fogyasztás bővülése, és az eddig ismeretlen patogén kórokozók terjedése csak néhány a számos ok közül. Mindezek együttes hatására a kétéltűek az egyik legveszélyeztetettebb csoporttá váltak (Berger *et al.* 1998, Collins & Storfer 2003). A kétéltűek biológiai sajátosságai miatt fokozottan érzékeny élőlények. Bőrük vékony, permeábilis, életük legalább egy rövid szakasza általában vizes élőhelyekhez kötődik. A vízterek és a vizes élőhelyek, azon belül is az édesvízi környezetek, kiemelten veszélyben vannak (Arntzen *et al.* 1997). A vízterek csökkenése emberi tevékenységek által, a fragmentáció, a kémiai szennyezések, és a klímaváltozás oly mértékben hatnak a vizes élőhelyek minőségére, hogy az befolyásolja az ottélő kétéltű szervezetek ökológiáját is (Lloyd 2007).

A kétéltűállományok csökkenése Európára (Nyström *et al.* 2007, Pasmans *et al.* 2006), és hazánkra (Puky *et al.* 2005) is jellemző. Bár a Magyarországon előforduló tizennyolc kétéltűfaj közül szerencsére még egy sem sodródott a kipusztulás szélére, lokális állománycsökkenésről azonban számos adat és megfigyelés létezik (Dankovics 2007, Kiss *et al.* 2006, Kovács 2003, Vörös 2006).

A következőkben a hazai kétéltűfauna két fontos elemét szeretném bemutatni, amelyek különleges elterjedésük és biogeográfiájuk révén a Kárpát-medence, és Közép-Európa herpetofaunájának kutatásában kiemelt szerepet kaptak az elmúlt száz évben.

A két unkafej (*Bombina bombina* Linnaeus, 1761; *B. variegata* Linnaeus, 1758) elterjedése néhány ezer kilométer hosszan található Közép-Európában, Lengyelországtól kezdve Szlovákián, Magyarországon, Ausztrián, Románián és Bulgárián keresztül Horvátországig (Szymura 1993) (1. ábra). A két faj találkozásánál hibridzónák alakulhatnak ki. Az első átmeneti tulajdonságokkal rendelkező egyedek hazánkban Méhely (1904) a Mecsek területéről írta le, majd később morfológiai és molekuláris jelek alapján több hibridzónát vizsgáltak Lengyelország (Michalkowski 1958, Szymura 1983, Szymura & Barton 1986, 1991), Szlovákia (Gollmann *et al.* 1986, Lác 1961), Románia (Stugren 1959, Vines *et al.* 2003) Magyarországon (Dely 1996, Gollmann 1987, Gollmann *et al.* 1986, Sipos 1986, Vörös 2007), Ausztria (Gollmann 1984) és Horvátország (Karaman 1922, MacCallum *et al.* 1998, Nürnberger *et al.* 2005) területén.



1. ábra. A három, Európában előforduló *Bombina*-faj elterjedése.

Hazánkban a *Bombina bombina* a síkvidékek nagyobb állandó vizeinek lakója, a *B. variegata* pedig a domb- és hegyvidékek időszakos pocsolyáiban fordul elő. A két faj előfordulásának különlegessége, hogy a Kárpát-medencében, ezen belül is hazánk középhegységeiben a *B. variegata* izolált populációkkal van jelen, amelyet a *B. bombina* síkvidéki előfordulása vesz körül. Így a hegylábaknál a két faj populációi találkoznak egymással, ami hibrid állományok kialakulásához vezethet (Vörös 2007).

Az IUCN vörös listáján mindkét *Bombina*-faj a „legkevésbé veszélyeztetett” kategóriába tartozik, széles elterjedésük és feltételezeten jelentős populációméreteik miatt (IUCN 1996). A *B. bombina* a Berni Egyezmény (1994) II. függelékében, a *B. variegata* pedig nem veszélyeztetett fajként a III. függelékben szerepel. Hazánkban a két faj ugyanolyan fokú általános védelem alatt áll, jöllehet a *B. variegata* élőhelyei jóval több veszélynek vannak kitéve, és izolált állományai sérülékenyebbek, mint síkvidéki rokonaié.

Munkám célja az volt, hogy összefoglaljam a hazai *Bombina*-fajok elterjedését a rendelkezésre álló adatok alapján, különös tekintettel az elszigetelt *B. variegata* populációkra, és hogy az összegyűjtött adatokat egy előfordulási térképen összegezzem.

Anyag és módszer

Az összegyűjtött adatok irodalmi forrásmunkákon, múzeumi adatbázisokon (Magyar Természettudományi Múzeum és a Pécsi Janus Pannonius Természettudományi Múzeum), valamint az 1998–2007 között végzett saját terepi megfigyeléseken alapultak. A terepi munkák során a megfelelő víztestek felkutatása után petecsomókat, ebihalakat vagy kifejlett egyedeket kerestünk, és azokat hálózással vagy kézzel fogtuk meg. Kiemelt figyelmet szenteltünk azoknak a területeknek, ahol a két faj hibridizálódik egymással.

A két faj elkülöníthető a külső morfológiai bélyegeik alapján, azonban a hibridzónákban az egyedek átmeneti morfológiai bélyégeket hordozhatnak.

A *Bombina bombina* kisebb, karcsúbb termetű, feje nyújtottabb és hegyesebb, mint a rokon fajé. Végtagjai gyengébbek. Hátoldala simább, szemölcssei gyéribben állnak és kevésbé kiemelkedőek. A szemölcsök többnyire tojásdadok, és minden szemölcs tetején kerekded, vagy szabálytalan alakú, fekete szarubibircs van, amely körül szarupöttyök nem láthatók. Hátoldala feketés, vagy zöldesszürke, jól kivethető, szimmetrikusan rendezett feketészöld, vagy olajzöld foltokkal. A hasoldal alapszíne kékesfekete és kisebb-nagyobb narancsvörös foltok és apró fehér pettyek borítják. A hasoldali vörös foltok majdnem mindig elszigeteltek. A tenyér és a talp egy része vörös. A mellső végtag első három ujjának hegye sárgás lehet.

Ezzel szemben a *Bombina variegata* nagyobb, zömökebb testű, feje rövidebb, vastagabb és tompán lekerekített. Végtagjai erőteljesebbek, ujjai rövidebbek és vastagabbak. Hátoldala érdes, nagyobb és ezek között kisebb, kúp alakú szemölcsökkel

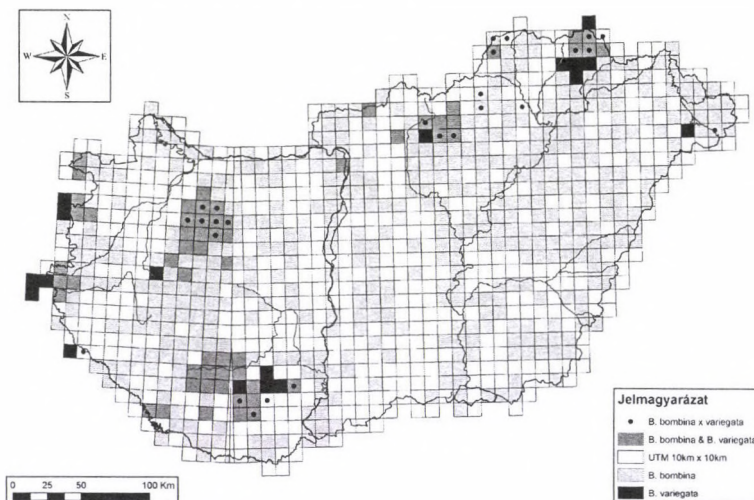
borított. Minden szemölcs tetején egy, vagy több nagy, fekete szarutüske áll, amely körül a szemölcs egész dombját apróbb, szintén hegyes végű szarutüskék fedik. Hátsó oldala szürkessárga, vagy zöldesszürke, felületén hasonló foltokkal, mint a *B. bombina*. A hasoldala sárga, szabálytalanul elhelyezkedő kékesfekete, elszigetelt foltokkal. Az ujjak vége sárga (Méhely 1891).

Az előfordulási térkép elkészítéséhez az ArcView GIS 3.3 szoftvert (ESRI 2002) használtam, és 10x10-es UTM hálóba illesztettem be az adatokat.

Eredmények és megvitatásuk

A két *Bombina*-faj előfordulása

Az irodalmi adatok és a saját felmérések eredményeiből az látszik, hogy az ország területét lefedő 1060 UTM négyzetből 570-ben fordul elő valamelyik vagy mindkét *Bombina*-faj, ami 53,8%-os lefedettséget jelent. Ebből az értékből a *Bombina bombina* az 51,8%-on, a *B. variegata* 7,3%-on részesedik. A két faj előfordulása az ország területének 5,75%-án fedte egymást, míg hibrid populációk a két faj teljes előfordulásának a 4%-án voltak jelen (2. ábra).



2. ábra. A két *Bombina*-faj és hibridjeik hazai elterjedése 10x10-es UTM hálótérképen ábrázolva.

Az előfordulási térképet tanulmányozva szembeötlő, hogy míg a *B. variegata* szigetszerű előfordulásait szinte mindegyik régióban átfogóan tanulmányozták, a jóval gyakoribb és hazánkban szélesebb elterjedésű *B. bombina* adatok több olyan területen hiányoznak, ahol várnánk a faj jelenlétét. A *B. bombina* által lefedett UTM négyzetek összessége jól reprezentálja a hazai védett területek előfordulását, ahol a

kétéltűfaunisztikai felmérések intenzívebben folynak, és ahonnan jóval több előfordulási adat létezik. Számos régióban, például a Duna-Tisza közén, vagy a Rába hosszabb szakaszán nem láthatunk *B. bombina* előfordulást, amely azonban nem a faj, hanem a források hiányát mutatja.

A két *Bombina*-faj élőhelyi adaptációját különböző tényezők határozzák meg. Általában a *B. variegata* előfordulását 300–1200 méter magasság közé teszik (Cogălniceanu 1996), azonban találtak már populációt 1650 méter magasan (Stugren & Ghira 1987), és 300 méternél alacsonyabban is (Vörös 2003). Hazánk területén a *B. variegata* előfordulása az Északi-középhegységben, a Dunántúli-középhegységben és a Mecsekben nagyrészt a magasabb régiókhoz kapcsolódik (350 m felett), de a Zselic, a Geresdi-dombság és az űrség-Vendvidék területén alacsonyabb területekhez kötődik. A Geresdi-dombságon 146 m-es, míg az űrségben 200–250 m-es tengerszint feletti magasságon élnek *B. variegata* populációk (Vörös 2000, Vörös 2003).

Arntzen (1996) néhány szélsőségesen magas *B. bombina* vagy alacsony *B. variegata* tengerszint feletti magasság előfordulás miatt a domborzatot meghatározóbb tényezőnek ítélte a tengerszint feletti magasságnál. Mivel a két tényező erős összefüggésben áll egymással, nehéz megállapítani pontos szerepüket a *Bombina*-fajok előfordulásában. Egy hűvös mikroklimájú völgy (Geresdi-dombság), vagy egy szubalpin vidék (Őrség) csapadéokban gazdag és kiegyenlített klímája megfelelő élőhelyet biztosíthat ennek a hazánk területén alapvetően hegyvidéki fajnak. A Zselic átlagos tengerszint feletti magassága 200–250 m, azonban a magas évi csapadékmennyiség és a változatos domborzat miatt a klímája a középhegységekéhez hasonló, ami kedvez a *B. variegata* előfordulásának (Marián 1998).

Szabó (1959) felvetette azt az elméletet, hogy hazánkban a sárgahasú unkákat általában azokon a helyeken fordulnak elő, ahol az évi csapadék átlaga 700 mm felett van. A faj hiányzik azonban például a Börzsöny (Szabó 1960) és a Bükk (Szitta 2002) területéről, pedig ezeken a területeken a csapadékmennyiség ezt az átlagot meghaladja. Az összesített adatok alapján a hazai *B. variegata* előfordulásnak (78 UTM négyzet) 14%-án (11 UTM négyzetben) 700 mm alatt van az átlagos évi csapadékmennyiség.

A két faj elterjedési területében lévő különbségeket magyarázhatja az, hogy különböző szaporodóhely-preferenciát mutatnak: a *B. variegata* a kiszáradó időszakos pocsolyákba rakja petéit, míg a *B. bombina* állandó tavakban szaporodik (Madej 1973). Nehéz tehát egyértelműen definiálni a két faj elterjedését meghatározó környezeti tényezőket. Ezek valószínűleg együttesen alakítják ki a két *Bombina*-faj élőhelypreferenciáját.

A *B. bombina* hazánkban a sík- és dombvidéki vizes élőhelyek jellemző faja, előfordul holtágokban, mocsarakban, állandó vizű tavakban, patakmedrekben, de néha időszakos pocsolyákban is (Bakó 1992, Dankovics 1995, 1998, Dely 1996, Gollmann 1986, 1987, Ilosvay 1985, Kárpáti 1980, Majer 1998, 1992a, 1992b, Marián 1957, 1988, Puky *et al.* 2005, Sipos 1986, Szabó 1973, 1960, MTM adatbázis).

A *B. variegata* elszigetelt populációkkal fordul elő hazánk középhegységeiben. Ezeket az elszigetelt populációkat a *B. bombina* síkvidéki állományai veszik körül, és a két faj találkozása sok esetben hibridizációt eredményez. Szymura és társai (2000) enzimpolimorfizmus és mitokondriális DNS fragment elemzése során a *B. v. variegata* törzsalaknál két jól elkülönült csoportot mutattak ki, amely a két vonal esetében hosszú önálló evolúciót és két külön pleisztocén refúgiumterület használatát feltételezi (Szymura *et al.* 2000, Spolsky *et al.* 2006). A molekuláris vizsgálatok alapján feltételezhető, hogy a két *B. variegata* vonal több refúgiumból terjedt vissza az eljegesedések után. Az egyik vonal a keleti vagy kárpáti vonal, amely a Kárpátokat kolonizálta, és egy nyugati vagy alpesi vonal, amely a Mediterráneum mentén haladva az Alpok irányába terjedt szét. A hazai elszigetelt *B. variegata* populációk evolúciós eredetének vizsgálatakor kiderült, hogy a Dunántúlról származó populációk a nyugati, az északi-középhegységi populációk pedig a keleti vonalról szakadtak le. Kivételt képez a Szentendre-Visegrádi-hegység, amely ugyan földrajzilag a Dunántúlon található, unkaállománya genetikailag mégis a keleti vonalhoz tartozik (Vörös *et al.* 2006, Vörös és Major 2007).

A *Bombina variegata* előfordulási helyei és állományai

1. Északi-középhegység

Mátra

A Mátra *Bombina*-előfordulásáról (Solti & Varga 1981) és hibridzónájáról pontos információink vannak. Az adatok szerint területén hét UTM négyzetben fordul elő a sárgahasú unka, ebből hat négyzetben együtt a vöröshasú unkával, amelyből háromban a hibridizáció is jelen van. Gollmann (1987) morfológiai és fehérje-elektroforetikus vizsgálatokkal írta le a két faj átmenetét ebben a régióban. Nyolc helyről gyűjtött adatokat (Szőrös-patak, Mátraalmás, Bodony, Parád, Parádsasvár, Mátraháza, Pisztrángos-tó, Disznó-kő), és morfológiai vizsgálataiban az általa kifejlesztett hasmintaelemzést (Gollmann 1984), a lábszár és a testhosszhoz arányát és a hím egyedek heréinek színét, elektroforetikus vizsgálataiban pedig négy enzimefehérje lókuszt (Ldh-1F, Mdh-1F, AdkS, Hem-1S) gyakoriságát használta a hibrid populációk leírásához. Mindegyik vizsgált populációra egy ún. hibridindexet állított fel a lelőhelyeken belüli és azok közötti variációk megállapítására. Eredményei értékelésekor azt figyelte meg, hogy a Mátrában tulajdonképpen nem is található „tiszta” *B. variegata* populáció, mindegyik vizsgált populációban jelen voltak a „*B. bombina*-allélok” legalább 10%-os gyakorisággal. A legmagasabb tengerszint feletti magasságon fekvő élőhelyen, a fokozottan védett Pisztrángos-tónál szinte csak hibrid egyedeket talált, egyikük az egyetlen olyan egyed volt, amelyik az összes lókuszra heterozigóta volt, vagyis potenciális F1 hibridnek tekinthető. Jóllehet a laboratóriumban keresztezések során kapott F1 egyedek morfológiája általában

közelebb áll a *B. bombina* jellegeihez (Michalkowski & Madej 1969), ez az egyed *B. variegata* morfológiával rendelkezett. Gollmann azt is megállapította, hogy a Mátra a *B. variegata* biogeográfiájában átmeneti pozíciójú területnek tekinthető, ugyanis az itteni populációkban két lókuszon (Idh-1 és Aat) jelen van két allél, amely két különböző, egy keleti és egy nyugati *B. variegata* vonalat képviselnek más előfordulási helyeken (pl. Lengyelország és Ausztria).

Bükk

A Bükk elhelyezkedését, klímáját és élőhelyeit tekintve ideális előfordulást nyújtana a *Bombina variegata* számára, azonban a faj jelenléte ebben a térségben kérdéses. A Bükkben a *B. bombina* széles elterjedésű, gyakorinak tekinthető (Dely 1996, Fejérvári-Lángh 1943, Lukács 1950, 1956, 1958; Vásárhelyi 1942), míg a *B. variegata* előfordulásáról valójában csak egy régi adat ismert (Vajon 1959). Dely (1996) hét olyan egyed morfológiai méréseivel bizonyította a hibrid állomány jelenlétét (lásd térképen három UTM négyzet), amelyek hat különböző, egymástól távol lévő helyről származtak. Közülük hatot ítélt meg olyan hibridnek, amelyen alig voltak felfedezhetőek a *B. variegata* jegyei, míg egy olyan egyedet talált (Miskolc: DIMÁVAG-üdülő), amelyen láthatóak voltak a másik faj jegyei (kerek fejforma, első (mellső végtag) ujjperc hossza túlnyúlik az orrnyíláson, háti szaruszemölcsök tüskések). Dely 1996-os tanulmánya óta azonban hibrid egyedeket nem találtak a hegység területén (Szitta 2002). A sárgahasú unkát valószínűleg Vásárhelyi István 1941-ben telepítette be a Bükkbe (a Garadna-völgybe) 50 párral, de ezek a telepített állatok mára kipusztultak (Szitta 2002, Vásárhelyi 1965). Ez a kis létszámú állomány valószínűleg nem volt elegendő ahhoz, hogy az amúgy már a vöröshasú unkák által elfoglalt élőhelyeken stabil populációt tudjanak kialakítani, így a két faj folyamatos keveredése által a sárgahasú unkák génkészlete fokozatosan háttérbe szorult.

Zempléni-hegység

A Zempléni-hegység térségéből mindkét *Bombina*-faj előfordulásáról vannak adatok (MTM adatbázis, Hegyessy 2006). A hegység magasabb régiói tipikus előfordulási helyei a sárgahasú unkának (Dely 1967, Hegyessy 2006, Solti & Varga 1988, Szabó 1959, Varga 1995), alacsonyabb régióiban pedig vöröshasú unkát találunk (MTM adatbázis). A térségből kevés hibrid egyed ismert (4 UTM négyzet), de a két faj több területen (5 UTM négyzet) megtalálható együtt, így a keveredés minden feltétele adott.

Aggteleki-karszt

Az Aggteleki-karszt fontos terület a sárgahasú és vöröshasú unkák elterjedése szempontjából. Jóllehet régóta kutatják a karsztvidék faunáját, és jelentős számú felmérés

jelent meg, amely jelezte a két unka faj előfordulását és az esetleges hibridek jelenlétét (Fejérvári-Láng 1943, Gubányi 1999), azonban a két faj keveredése és a hibridzóna részletes szerkezete Gollmann (1986, 1987) kutatásával vált nyilvánvalóvá.

Az Aggteleki-karszt a Szlovák-karszttal együtt a Gömör-Tornai-karsztot alkotja, amely az Északi-Kárpátok legdélebbi része. Geográfiailag és biogeográfiailag ez a dombos terület átmenetet képez a Kárpátok magashegyei és az Alföld sík- és dombvidékei között. Ez az átmeneti helyzet eredményezi azt, hogy a térség különböző biogeográfiai hatások alatt áll (Varga 1999).

A *B. variegata*, mint tipikus kárpáti faunaelem, jelen van a Szlovák-karszt platóin, és elterjedése átnyúlik az Aggteleki-karszt térségébe is. Gollmann (1987) elektroforetikus vizsgálatait azt mutatták, hogy a „majdnem tiszta” *B. variegata* populációkat (Szlovák-karszt északi része) és a „majdnem tiszta” *B. bombina* populációkat (Aggteleki-karszt) egy nagyjából 20 kilométer széles hibridzóna választja el. Ennek a hibridzónának bonyolult a szerkezete, hiszen a zóna középső régiójában is találhatóak „tiszta” egyedek.

A magyarországi mintaterületeken Gollmann három hibrid (Vörös-tó, Ménes-völgy, Imola), és két „tiszta” *B. bombina* (Szőlősardó és Rudabánya) populációt talált, amely azt sugallja, hogy az Aggteleki-karszt területének északi részén (Ménes-völgy) találhatóak ugyan „tiszta” *B. variegata* egyedek, de a terület nagy részén kevert állományok vannak.

2. Dunántúl

Pilis és Szentendre-Visegrádi-hegység

A Pilis mint a Dunántúli-középhegység legkeletibb és a Szentendre-Visegrádi-hegység mint az Északi-középhegység legnyugatibb tagja, fontos része a *Bombina*-előfordulásnak. Bár legmagasabb pontjaik elérik a 700 méteres tengerszint feletti magasságot, *B. variegata* előfordulásról ezidáig nem volt adat. Szabó (1956) három éves felmérést végzett a Szentendre-Visegrádi-hegység herpetofaunáján, és mintegy négyszáz állat vizsgálata után megállapította, hogy a hegységben csak a *Bombina bombina* fordul elő. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretein belül Kovács Tibor több éve folytat faunisztikai vizsgálatokat a térségben, és 2005-ig valóban csak a *B. bombina* előfordulásával találkozott. 2005 tavaszán azonban Leányfalu fölött a Szentendre-Visegrádi-hegységben felfedezett egy kis *B. variegata* állományt (2. ábra), amely egyértelműen mutatta a faj jelenlétét (Kiss *et al.* 2005). Az erdei úton található időszakos pocsolyában a szaporodási időszakban rendszeresen 10–15 felnőtt egyedeket lehetett megfigyelni, amelyek petéket is raktak.

Bakony

A Bakony herpetológiai viszonyainak feltárása az 1960-as évek óta folyik. Marián & Szabó (1968) az Északi-Bakony kétéltű- és hüllőfaunáját vizsgálta, és tudósított először a két *Bombina*-faj hibrid példányáról Csehbánya környékéről. Ezután még több összefoglaló munka készült a Bakony herpetofaunájáról, amely munkákban jelentős adatokat közöltek a két faj előfordulásáról (Ilosvay 1985, Ilosvay & Szitta 1980, Marián 1988, Marián 1988, Szabó 1973). A Bakonyi Természettudományi Múzeum *Bombina*-gyűjteményét dolgozta fel Sipos (1986), aki összesen 260, a bakonyi előfordulási viszonyokat jól reprezentáló egyeden végzett morfológiai méréseket, és hasonlította össze a két faj testméret-paramétereit.

Általánosságban elmondható, hogy a vöröshasú unka gyakori a Bakony alacsonyabb területein, míg a sárgahasú unka elterjedése az Északi-Bakony magasabb vidékeire korlátozódik (Sipos 1986).

Morfológiai és genetikai vizsgálatok összehasonlításából kiderült, hogy a *Bombina* hibridzóna a Bakonyban a Pécselyi-medence peremén kezdődik (Nagyvázsöny), a jól ismert és több ízben vizsgált Csehbányai-tó környékén szélesedik ki, és *B. bombina* genetikai állománnyal de *B. variegata* külső morfológiával rendelkező hibrid egyedek észleltünk még a Magas-Bakony legmagasabb régiójában, a Kőrishegyen (Vörös 2007).

Mára azonban a korábban fellelhető unkaéllőhelyek nagy része sajnos megszűnt, és a csehbányai hibrid populáció nagysága is jelentősen lecsökkent (Vörös 2006).

A Bakonyban zajló *Bombina*-hibridizációt a térkép is jól mutatja, az irodalmi adatok alapján a régióban 17 UTM négyzetben fordul elő mindkét faj.

Őrség és Kőszegi-hegység

Vas megye herpetofaunájának gyakori eleme a *B. variegata*, amely az alacsony fekvésű, azonban alpokaljai klímával rendelkező területek lakója, és a Kőszegi-hegységben, az Őrség-Vendvidéken is elterjedt időszakos pocsolyákban, tókákban (Dankovics 1995, 1998, Varga 1991, Vörös 2000). A *Bombina bombina* nem fordul elő a Kőszegi-hegységben, azonban az Őrségi dombvidék lábánál megtalálható, lehetőséget biztosítva a két faj találkozásához és keveredéséhez. Hibrid egyedek az Őrség területéről azonban még nem kerültek elő (Vörös 2000).

Zselic és Geresdi-dombság

A *B. variegata* a Zselic herpetofaunájának jellegzetes állata, sekély vizekben, pocsolyákban, keréknyomokban fordul elő (Marián 1998). Szintén gyakori faj a Geresdi-dombság területén, ahol ugyancsak az időszakos vizek lakója (Vörös 2003).

Mecsek

A Mecsek és a Kapela herpetológiai viszonyairól szóló művében Méhely (1904) említette meg először a két *Bombina*-faj kereszteződésének lehetőségét hazánkban. Az 593 m magas Jakab-hegyen mindkét fajjal találkozott, amely megcáfolta azt a tényt, hogy a vöröshasú unkáknak csak a síkvidékeken fordulnak elő, és előrevetítette azt a folyamatot, mi szerint a két faj előfordulásuknak határán találkozik és keveredik. Később az ország más területein, a két faj együttes előfordulási helyein meg is találta a hibrid egyedeket. Méhely a Jakab-hegyen a két faj „tisztá” egyedeinek előfordulását úgy magyarázta, hogy a *B. variegata* valószínűleg csak nemrég juthatott fel a síksági élőhelyeiről a hegyvidékre, méghozzá a madarak lábán ragadt petékkkel.

Szymura és társai (2000) vizsgálták a két faj hibridzónáinak genetikai szerkezetét, és átfogó mintavétellel, mitokondriális DNS-szerkezet alapján írták le a két unka faj európai elterjedését és biogeográfiáját. Felfedezte, hogy a Mecsekből (Budafa-Pécs) származó minták az alpesi (nyugati) *Bombina variegata* mitokondriális DNS vonalhoz tartoznak.

Annak ellenére, hogy évről évre új előfordulási adatok pontosítják tudásunkat, a hazai *Bombina*-állományok előfordulásáról és természetvédelmi helyzetéről nincsen elegendő ismeretünk. Más fajokra vonatkozó adatok viszont azt jelzik, hogy a kétéltűeket és az élőhelyeiket fenyegető veszélyek miatt állományaik veszélyeztetettek. Különösen igaz ez az elsősorban hegy- és dombvidéki, időszakos vizekben szaporodó *Bombina variegata*-ra, amelynek élőhelyei rendkívül sérülékenyek, és kis mértékű élőhelyátalakítás is teljes állományok eltűnéséhez vezethet. Védelmükre kiemelten oda kell figyelnünk. Ahogy a térképen összegzett előfordulásokból is kitűnik, a hazánkban amúgy is kis és elszigetelt előfordulású *B. variegata* tiszta állományai ritkák. A *B. bombina* hazánkban még viszonylag gyakorinak mondható. Szinte mindegyik elterjedési régióban (a nyugati országrészt kivéve) megtalálhatóak a két unka faj hibridjei, és ahogyan a Mátrában és a Bakonyban genetikai vizsgálatok bizonyítják (Gollmann 1987, Vörös 2007), még a legmagasabban fekvő területekről is előkerültek átmeneti egyedek.

A számos veszélyeztető tényező közül, amely a hazai kétéltű-populációkra is hatással vannak, mint például az élőhelyfragmentáció, vizes élőhelyek eltűnése, szennyezés, klímaváltozás, vagy betegségek kialakulása, az egyik legégetőbb, és az elmúlt tíz évben világszerte a legtöbb fejtörést okozó a *Batrachochytrium dendrobatidis* gomba által tömeges kétéltűpusztulást okozó fertőzés, a kitridiomikózis. A gombát 1998-ban diagnosztizálták, azóta öt kontinensen többszáz kétéltűfajon találták meg, és sajnos már Európában is pusztítja a békákat, gőtéket, szalamandrákat (Garner *et al* 2005). Az elmúlt év előzetes vizsgálatai során hazánkban két régióban is találtunk kitrid gombát hordozó kétéltűeket, és az egyik érintett faj a *B. variegata* volt. Jóllehet a faj tömeges pusztulását, állománycsökkenését nem

tapasztaltuk a régióban, a gombafertőzés hatásainak pontos diagnózisához további vizsgálatokra van szükség.

A két unkafaj hibridizációja természetes evolúciós folyamat, amelynek dinamikája éppúgy függ az élőhelyi sajátosságoktól, mint a hibridizálódó fajok viselkedésétől. Ezért a klímaváltozás, és annak következményei a vizes élőhelyekre, vagy egy jelentős élőhelyátalakítás hatással lehet a két faj élőhelyválasztására, és a hibridzóna elterjedésére is. Ezekben a zónákban a megfelelő kisvizek hiányában például a *B. variegata* faj a környékbeli nagyobb állóvizekbe kényszerülhet, ami elősegíti a két faj keveredését, de a folyamat lejátszódhat fordítva is.

Jelenlegi ismereteink szerint a sárgahasú unkák állományai visszaszorulnak, míg a vöröshasú unkák állományai a klíma és az élőhelyek megváltozása következményeként a hegyvidékek felé mozognak. Az eddigi eredmények szerint a faj előfordulását nem elsősorban a tengerszint feletti magasság határozza meg, hanem számos tényező közül például az élőhelyek minősége, vagy a terület mikroklímája. Ezért fontos a sárgahasú unkaállományok és élőhelyeik kiemelt védelme, és a faj megőrzése érdekében a hazai állományok fokozott természetvédelmi biológiai és ökológiai kutatása.

Köszönetnyilvánítás

Szeretnék köszönetet mondani Horváth Mártonnak a térkép elkészítésében nyújtott segítségével, Dankovics Róbertnek és Kovács Tibornak az irodalmakért, és minden kollégának, barátnak és családtagnak, aki a terepi munkákban segített. Külön köszönet Kiss Istvánnak a kézirat elkészítéséhez adott hasznos tanácsokért, és a cikk három bírálójának a javaslatokért. A saját kutatásaimat, amelyekből faunisztikai adataim származnak, a következő hatósági engedélyekkel végeztem: Aggteleki Nemzeti Park (1-98/2002, 148/2003), Bükki Nemzeti Park (21-48/2001, 21-6/2003), Balatoni Nemzeti Park (3901/2002, 408/2003), Duna-Ipoly Nemzeti Park (17/12-2/2002, 3909/2/2002), Körös-Maros Nemzeti Park (5662/2003) és őrségi Nemzeti Park (31-17/2002).

Irodalomjegyzék

- Arntzen, J. W. (1996): Parameters of ecology and scale integrate the gradient and mosaic models of hybrid zone structure in *Bombina* toads and *Triturus* newts. – *Isr. J. Zool.* **42**: 111–119.
- Arntzen, J. W., Bugter, R. J. F., Cogalniceanu, D. & Wallis, G. P. (1997): The distribution and conservation status of the Danube crested newt, *Triturus dobrogicus* – *Amphibia – Reptilia* **18**: 133–142.
- Bakó, B. (1992): A magyarországi herpetofauna UTM-térképezésének biogeográfiai és természetvédelmi vonatkozásai. – Diplomadolgozat. Eötvös Lóránd Tudományegyetem, Tanárképző Főiskolai Kar, Budapest, 114 pp. [Kézirat]
- Becker, C. G., Fonseca, C. R., Baptista Haddad, C. F., Batista, R. F. & Prado, P. I. (2007): Habitat Split and the Global Decline of Amphibians. *Science* **318**: 1775–1777.
- Berger, L., Speare, R., Daszak, P., Green, D. E., Cunningham, A. A., Goggin, C. L., Slocombre, R., Ragani, M. A., Hyatt, A. D., McDonald, K. R., Hines, H. B., Lips, K. R., Marantelli, G. & Parkes, H. (1998): Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. – *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **95**: 9031–9036.
- Berni Egyezmény (1994): Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Appendices to the Convention. – Council of Europe, Strasbourg, T-PVS(94)2, 21. pp.
- Blaustein, A. R. & Dobson, A. (2006): A message from the frogs. *Nature* **439**: 143–144.

- Cogălniceau, D. (1996): Distribution of the yellow-bellied toad (*Bombina v. variegata*) in Romania. – *Naturschutzreport* **11**: 225–230.
- Collins, J. P. & Storfer, A. (2003): Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Div. and Distr.* **9**: 89–98.
- Dankovics, R. (1995): Az őrségi herpetofaunája (Amphibia, Reptilia). – *A Vas megyei múzeumok értesítője* **22(2)**: 253–258.
- Dankovics, R. (1998): *Kétéltű-hüllő faunisztikai vizsgálatok Vas megyében.* – Főiskolai szakdolgozat, Berzsenyi Dániel Tanárképző Főiskola, Szombathely, 33 pp. [Kézirat.]
- Dankovics, R. (2007): *Kétéltű és hüllő monitoring a Fertő-Hanság és őrségi Nemzeti Park Igazgatóság területén – Fertő-Hanság és őrségi Nemzeti Park Igazgatóság, Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kutatási jelentés, Szombathely, 34 pp. [Kézirat.]*
- Dely, O. Gy. (1967): Kétéltűek – Amphibia. – In: *Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae)*, **20**, 3. Akadémiai Kiadó, Budapest, 80 pp.
- Dely, O. Gy. (1996): Amphibians and reptiles of the Bükk Mountains. – In: Mahunka, S. (ed.): *The Fauna of the Bükk National Park.* Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 535–570.
- ESRI (2002): ArcView GIS 3.3 Software Package. Environmental System Research Institute, Inc., Redlands, California.
- Fejérvári-Lángh, A. M. (1943): Beiträge und Berichtigungen zum Amphibien-Teil des ungarischen Faunen-kataloges. – *Fragm. Faun. Hung.* **6(2)**: 42–58.
- Garner, T. W. J., Walker, S., Bosch, J., Hyatt, A. D., Cunningham, A. A. & Fisher, M. C. (2005): Chytrid fungus in Europe. – *Emerg. Infect. Dis.* **11**: 1639–1640.
- Gollmann, G. (1984): Allozymic and morphological variation in the hybrid zone between *Bombina bombina* and *Bombina variegata* (Anura, Discoglossidae) in Northeastern Austria. – *J. Zool. Syst. Evol. Research* **22**: 51–64.
- Gollmann, G. (1986): Genetic analysis of *Bombina* hybrids from eastern Slovakia. – In: Roček, Z. (ed.): *Studies in Herpetology. Proceedings of the European Herpetological Meetings, Prague 1985.* Charles University Press, Prague, pp. 121–126.
- Gollmann, G. (1987): *Bombina bombina* and *Bombina variegata* in the Mátra mountains: New data on distribution and hybridization – *Amphibia-Reptilia* **8**: 213–224.
- Gollmann, G., Roth, P. & Hödl, W. (1986): Hybridization between the Fire-bellied toads *Bombina bombina* and *Bombina variegata* in the karst regions of Slovakia and Hungary: morphological and allozyme evidence – *J. Evol. Biol.* **1**: 3–14.
- Gubányi, A. (1999): Amphibians and reptiles from the Aggtelek karst region. – In: Mahunka, S. (ed.): *The Fauna of the Aggtelek National Park, II.* – Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 655–662.
- Hegyessy, G. (2006): Adatok Magyarország északkeleti részének gerinces állatairól (Vertebrata). – In: Veres L. & Viga Gy. (szerk): Herman Ottó Múzeum Évkönyve XLV., Miskolc
- Ilosvai, Gy. & Szitta, T. (1980): A Zirci Bakonyi Természettudományi Múzeum gerinces- (Vertebrata) gyűjteménye. – *A Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* **15**: 231–223.
- Ilosvai, Gy. (1985): Az északi Balaton-part és a Balaton-felvidék herpetofaunájáról. – *Fol. Hist. Nat. Mus. Bakony* **4**: 191–211.
- IUCN (1996): 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. – IUCN, Gland, Switzerland, 368. pp.
- Karaman, S. (1922): Über unsere Bombinatorarten. – *Glasnik. Kroat. Naturwiss. Ges. Zagreb* **34**: 63–70.
- Kárpáti, L. (1980): Herpeto és ornito ökofaunisztikai vizsgálatok a középrigóci (barcsi) borókásokban. – *Erdészeti és Faipari Tud. Közl.* **1**: 83–90.
- Kiss, I., Babocsay, G., Bakó, B., Dankovics, R. & Szénási V. (2005): *Kétéltűek és hüllők monitorozása a NBmR keretein belül (2004–2005).* – Jelentés. KTM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 97 pp. [Kézirat.]
- Kiss, I., Babocsay, G., Bakó, B., Dankovics, R., Kovács, T. & Szénási, V. (2006): Kétéltű és hüllőállományok fajösszetételének változása a NBmR mintaterületein 2001–2005 között. 7. Magyar Ökológus Kongresszus Abstract kötet, p. 107.
- Kovács, T. (2003): Kis-Balaton kétéltűek (Amphibia) faunisztikai és ökológiai vizsgálata. – Doktori dolgozat. Eötvös Lóránd Tudományegyetem, Budapest, 102 pp. [Kézirat.]
- Lác, J. (1961): Verbreitung der Unken (Tiefland-Unke *Bombina bombina* L. und Berg-Unke *Bombina variegata* L.) in der Slowakei und problematik deren gegenseitigen Kreuzung. – *Biologické Práce* **7(3)**: 5–32.

- Lloyd, J. (2007): Wetland protection for reptiles and amphibians. In: Cutler, J. (szerk.): *Encyclopedia of Earth*. Cleveland (Washington, D.C.: Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment). <http://www.eoearth.org/article/Wetland_protection_for_reptiles_and_amphibians>
- Lukács, D. (1950): Adatok az egri melegvizek állatföldrajzi és állatökológiai viszonyaihoz. – *Hidr. Közl.* **30**: 451–456, 479–480.
- Lukács, D. (1956): Adatok a Bükk-hegység kétéltűinek és hüllőinek állatföldrajzához. – *Egri Pedagógiai Főiskola Évkönyve* **2**: 622–629.
- Lukács, D. (1958): Az egri langyosvíz zoológiai viszonyai. – *Állatt. Közl.* **46**(3–4): 255–260.
- MacCallum, C. J., Nürnberger, B. & Barton, N. H. (1998): Habitat preference in the *Bombina* hybrid zone in Croatia. – *Evolution* **52**(1): 227–239.
- Madej, Z. (1973): Ecology of European fire-bellied toads. – *Przeglad Zoolgiczny Wroclaw* **17**: 200–204.
- Majer, J. (1992a): Béda-Karapancsa Tájvédelmi Körzet gerincesfaunája (Vertebrata). – *Dunántúli Doldozatok Természettudományi Sorozat* **6**: 257–272.
- Majer, J. (1992b): A Boronka-melléki Tájvédelmi Körzet zoológiai felmérése (gerinces fauna (1990-1991)). – *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* **7**: 347–375.
- Majer, J. (1998): Adatok a Dráva és a Dráva menti területek hal-, kétéltű-, és hüllőfaunájához (Pisces, Amphibia, Reptilia). – *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* **9**: 431–440.
- Marián, M. (1957): A Baláta gerinces állatvilága. – *Somogyi almanach* **1**: 1–59.
- Marián, M. (1988): A Bakony hegység kétéltű- és hüllőfaunája. – In: Tóth, S. (szerk.) *A Bakony természettudományi kutatásának eredményei*, 20. Bakonyi Természettudományi Múzeum, Zirc, 105 pp.
- Marián, M. (1998): A Zselic kétéltű és hüllőfaunájáról (Amphibia, Reptilia). – *Somogyi Múzeumok Közleményei* **13**: 291–304.
- Marián, M. & Szabó, I. (1968): Adatok az Észak-Bakony herpetofaunájához. – *A Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* **7**: 409–425.
- Méhely, L. (1891): A magyar fauna *Bombinatorjai* és egy új *Triton* (Molge) faj hazánkból. – *MTA Math. Term.tud. Közl.* **24**(9): 553–574.
- Méhely, L. (1904): A Mecsek-hegység és a Kapela herpetológiai viszonyai. – *Állatt. Közl.* **3**: 1–49.
- Michalkowski, J. (1958): Geographische Verbreitung der Unken (*Bombina* Oken) zwischen den Flüssen Weichsel, Skawa und Raba (Woiwodschaft Krakow). – *Acta Zool. Cracow.* **3**: 247–283.
- Michalkowski, J. & Madej, Z. (1969): Studies on the relationship of *Bombina bombina* (Linnaeus) and *Bombina variegata* (Linnaeus). 3. Taxonomic characters from laboratory and in interspecific hybrids. – *Acta Zool. Cracov.* **14**: 173 – 202.
- Nürnberger, B., Barton, N. H., Kruuk, L. E. B. & Vines, T. H. (2005): Mating patterns in a hybrid zone of fire-bellied toads (*Bombina*): inferences from adult and full-sib genotypes. – *Heredity* **94**(2): 247–257.
- Nyström, P., Hansson, J., Månsson, J., Sundstedt, M., Reslow, C. & Broström, A. (2007): A documented amphibian decline over 40 years: Possible causes and implications for frog species recovery. – *Biol. Cons.* **138** (3-4): 399–411.
- Pasmans, F., Mutschmann, F., Halliday, T. & Zwart, P. (2006): Amphibian decline: the urgent need for amphibian research in Europe. – *The Veterinary Journal* **171** (1): 18–19.
- Puky, M., Schád, P. & Szövényi G. (2005): *Magyarország herpetológiai atlasza*. – Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest, 207 pp.
- Sipos, I. (1986): A Bakonyi Természettudományi Múzeum *Bombina* gyűjteményének statisztikai összehasonlítása. – *Fol. Hist. Nat. Mus. Bakony.* **5**: 147–160.
- Solti, B. & Varga, A. (1981): A Mátra-hegység kétéltű faunája. – *Fol. Hist. Nat. Mus. Matr.* **7**: 81–101.
- Solti, B. & Varga, A. (1988): Kétéltű és hüllő adatok Magyarországról. – *Fol. Hist. Nat. Mus. Matr.* **13**: 113–116.
- Spolsky, C. M., Szymura, J. M. & Uzzell, T. (2006): Mapping *Bombina* mitochondrial genomes: the conundrum of Carpathian *Bombina variegata* (Anura: Discoglossidae). – *J. Zool. and Syst.* **44**(1): 100–104.
- Stugren, B. (1959): Eidonomische Untersuchungen an *Bombina* Oken (Amph., Discoglossidae) aus dem Gurgiu-Tale (Siebenbürgen). – *Zoologische Jahrbücher, Abt. Syst.* **86**(4–5): 382–394.
- Stugren, B. & Ghira, I. (1987): Über Amphibien und Reptilien an der oberen Waldgrenze im Retezat-Gebirge. – *Studia Universitatis Babeş-Bolyai* **34**(1): 52–55.
- Szabó, I. (1956): Adatok a Szentendre-Visegrád-Esztergomi Dunazúghegység herpetofaunájához. – *Állatt. Közl.* **45**(3–4): 123–131.

- Szabó, I. (1959): Contributions á la répartition de Sonneur aux plects épais (*Bombina variegata* Linné) en Hongrie. – *Vertebr. Hung.* **1**(2): 161–169.
- Szabó, I. (1960): Adatok a Börzsöny hegység herpetofaunájához. – *Vertebr. Hung.* **2**(2): 199–216.
- Szabó, I. (1973): Adatok a Bakony hegység gerincesfaunájához. – *A Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* **12**: 601–609.
- Szitta, T. (2002): Állatvilág II. Gerincesek. – In.: Baráz, Cs. (szerk.): *A Bükki Nemzeti Park. Bükki Nemzeti Park Igazgatósága, Eger*, pp. 281–291.
- Szymura, J. M. (1983): Genetic differentiation between hybridizing species *Bombina bombina* and *Bombina variegata* (Salientia: Discoglossidae) in Poland. – *Amphibia-Reptilia* **4**: 137–145.
- Szymura, J. M. (1993): Analysis of hybrid zones with *Bombina*. – In: Harrison, R. G. (ed): *Hybrid zones and the evolutionary process*. Oxford University Press, Oxford, New York, pp. 261–289.
- Szymura, J. M. & Barton, N. H. (1986): Genetic analysis of a hybrid zone between the fire-bellied toads, *Bombina bombina* and *B. variegata*, near Cracow in Southern Poland. – *Evolution* **40**(6): 1141–1159.
- Szymura, J. M. & Barton, N. H. (1991): The genetic structure of the hybrid zone between the fire-bellied toads *Bombina bombina* and *B. variegata*: comparisons between transects and between loci. – *Evolution* **45**(2): 237–261.
- Szymura, J. M., Uzzell, T. & Spolsky, C. (2000): Mitochondrial DNA variation in the hybridizing fire-bellied toads, *Bombina bombina* and *B. variegata*. – *Mol. Ecol.* **9**: 891–899.
- Vajon, I. (1959): Adatok az egri szennyvíz-derítőben ősszel található állatok ismeretéhez. – *Egri Pedagógiai Főiskola Évkönyve* **5**: 489–494.
- Varga, L. (1991): Adatok néhány gerinces (Vertebrata) állatfaj Vas megyei elterjedéséhez. – *Vasi szemle* **45**(1): 7–14.
- Varga, Z. (1995): Geographical patterns and biological diversity in the Palearctic region and the Carpathian Basin. – *Acta Zool. Acad. Scien. Hung.* **41**: 71–92.
- Varga, Z. (1999): Biogeographical outline of the invertebrate fauna of the Aggtelek Karst and surrounding areas. – In: Mahunka, S. (szerk.): *The Fauna of the Aggtelek National Park, I.* Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 21–28.
- Vásárhelyi, I. (1942): Adatok a borsodi Bükk gerinces faunájához. – *Erdészeti Lapok* **2–5**: 1–31.
- Vásárhelyi, I. (1965): A kétéltűek és hüllők hasznáról és káráról. – *Mezőgazdasági Kiadó, Budapest*. 219 pp.
- Vines, T. H., Kohler, S. C., Thiel, M., Ghira, I., Sands, T. R., MacCallum, C. J., Barton, N. H. & Nürnberger, B. (2003): The maintenance of reproductive isolation in a mosaic hybrid zone between the fire-bellied toads *Bombina bombina* and *B. variegata*. – *Evolution* **57**: 1876–1888.
- Vörös, J. (2000): Az őrség unkaállományának vizsgálata. – *Praen. Fol. Hist. Nat.* **6**: 181–186.
- Vörös, J. (2003): A Bábaapáti környéki területek kétéltű- és hüllőfaunájáról. – Jelentés. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 6 pp. [Kézirat.]
- Vörös, J. (2006): Natura 2000 kétéltű- és hüllő- jelölőfajok NBmR-protokoll szerinti monitorozása a Magas-Bakony Natura 2000 területein – Jelentés, Balatoni Nemzeti Park, Veszprém, 13 pp. [Kézirat.]
- Vörös, J. (2007): A *Bombina bombina* és *Bombina variegata* morfológiai és genetikai vizsgálata Magyarországon, különös tekintettel filogeográfiájukra és a két faj által alkotott hibridzónákra – Doktori dolgozat. Eötvös Lóránd Tudományegyetem, Budapest, 82 pp. [Kézirat.]
- Vörös, J., Alcobendas, M., Martínez-Solano, I. & García-París, M. (2006): Evolution of *Bombina bombina* and *Bombina variegata* (Anura: Discoglossidae) in the Carpathian Basin: a history of repeated mt-DNA introgression across species. – *Molecular Phylogenetics and Evolution* **38**: 705–718.
- Vörös, J. & Major Á. (2007): Kétéltűpopulációk földrajzi szerkezete a Kárpát-medencében. In: Forró L. (szerk.) *A Kárpát-medence állatvilágának kialakulása*, Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 269–282.
- Wake, D. B. (1991): Declining amphibian populations. – *Science* **253**: 860.

Distribution of the two *Bombina* species (*Bombina bombina* and *B. variegata*)
in Hungary

Vörös, J.

Hungarian Natural History Museum
1088 Budapest, Baross u. 13, E-mail: jvoros@nhmus.hu

The distributions of *Bombina bombina* and *B. variegata* in Hungary have not yet been summarised. My aim was to collect available data from the literature, museum databases and field collections and to illustrate the distribution of the two species on a 10x10 km UTM grid map. The results show that *B. bombina*, *B. variegata* and their hybrids were found in 570 UTM squares from the total of 1060, which data are covering the 53,8% of the country. *Bombina bombina* occurs on 51,8% and *B. variegata* on 7,3% of the country's territory. The distribution of the two species were overlapping on the 6,75% of the country, and hybrid specimens were present on the 4% of the total distribution of the two species.

Bombina variegata has isolated populations in low elevation mountains of Hungary, surrounded by lowland populations of *B. bombina*. Where the ranges of the two species meet, they form hybrid zones. The isolated *B. variegata* populations are discussed by regions.

Keywords: *Bombina bombina*, *Bombina variegata*, distribution, hybridization

A vidra elterjedése és az előfordulását befolyásoló tényezők vizsgálata a Kapos folyó vízgyűjtőjén

Lanszki József

Kaposvári Egyetem, Természetvédelmi Tanszék,
7401 Kaposvár, Pf. 16., E-mail: lanszki@ke.hu

Összefoglaló: Jelen felmérésben a Kapos folyó vízgyűjtő területén, az IUCN/OSG által ajánlott, és hazai tapasztalatok alapján kibővített vidra (*Lutra lutra*) felmérő módszert teszteltem. A felmérés 2007 decembere és 2008 májusa között történt meg. A vidra előfordulása a felmért 110 helyszínből 96 esetben pozitív volt. A Kapos folyó mentén felmért helyszínek 95,5%-án, az állóvizek mindegyikén, míg a kisvízfolyásokon ritkábban (79,4%) fordult elő vidra. A faj előfordulása statisztikailag is alátámaszthatóan csökkent a keskeny (<1 m) vízfolyások mentén, sekély (<30 cm) vizeken, a kör alakú, és híd alatti padka nélküli hidak esetén, a szemétkerakás növekedésével és az emberi zavarás erősödésével. A felmérés módszerétől (és a bejárt úthossztól) függően, az eloszlások között nem volt szignifikáns különbség. Nagyobb területen végzett hasonló felméréssel, és meghatározott gyakorisággal történő ismétléssel pontosabb képet kaphatunk a hazai vidraállomány helyzetéről, állománydinamikájáról, és az előfordulását befolyásoló tényezőkről. A tapasztalatok a vidra országos szintű fajmegőrzési programjában és a területkezelési tervekben hasznosulhatnak.

Kulcsszavak: *Lutra lutra*, teszt felmérés, vizes élőhely, megőrzési terv, Magyarország

Bevezetés

A vidra (*Lutra lutra* Linnaeus, 1758) a Berni Egyezmény II. függelékében, az Élőhelyvédelmi Irányelvben (43/92/EEC) a fokozottan védett fajok között (IV. melléklet), és a különleges védelemben részesülő élőhelyek hálózatának kialakítását is igénylő állatfajok között (II. (a) melléklet) szerepel. Az európai elterjedési, állományváltozási adatok, az ökológiai kutatási tapasztalatok (Mason & Macdonald 1986, Kruuk 1995) alaposan alátámasztják azt, hogy a vidra sebezhető, a vizes élőhelyek állapotának fontos indikátora, zárókő faj. Fajmegőrzése számos más, természetvédelmi szempontból jelentős élőlény, valamint ezek élőhelyeinek védelmét is segíti. A vidra Magyarországon 1974-ben kapott törvényi védelmet, 1982 óta pedig fokozottan védett, a magyar Vörös Könyv (Rakonczay 1989) szerint aktuálisan veszélyeztetett. A fajt veszélyeztető számos tényező közül a legjelentősebbek: a vizes élőhelyek átalakítása; ezzel összefüggésben a migrációban szerepet játszó ökológiai folyosók kezelési problémái (pl. patakmeder „rendezés”); a halgazdálkodásból adódó problémák (pl. tavak őszi-téli lecsapolása, zavarás, támogatási rendszer hiányosságai); a természetközeli élőhelyek problémái (pl. táplálékhiány, zavarás, nyári vízhiány); az orvvadászat; a vizek szennyezése, és a növekvő forgalomból adódó pusztulás (részletesebben: Grogan *et al.* 2001, Lanszki *et al.* 2006, 2007, 2008). Országos elterjedésű faj (Keményes 1991, 1993, 2005, Heltai 2002), szinte minden

olyan víztest környékén előfordul, amely általa elérhető halakkal benépesült, illetve ahol megtalálja búvó- és szaporodó helyét.

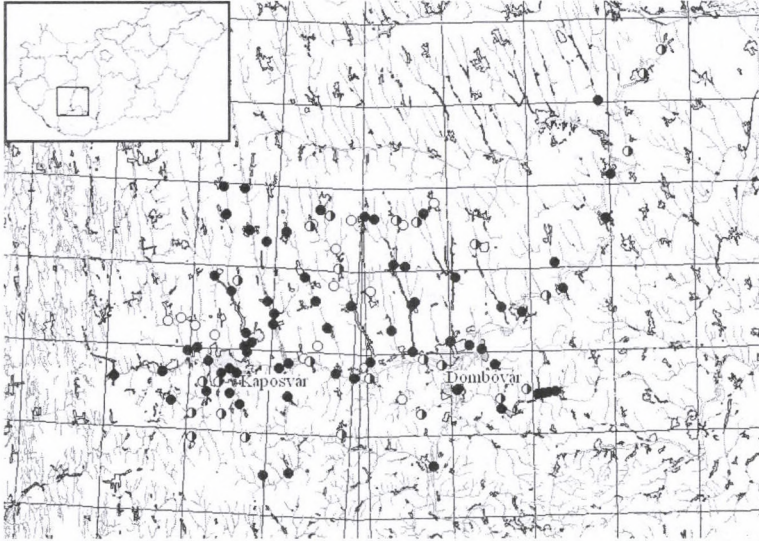
A faj magyarországi állományhelyzetének megítélése szempontjából problémát jelent, hogy a különböző hazai felmérések (összegezve: Kemenes 2005) eredményei nehezen illeszthetők egymáshoz (részletesebben: Lanszki & Heltai 2005). Továbbá az 1995-től folyó évenkénti országos felmérések más európai felmérésekhez sem illeszkednek, ezért szakmailag nem elfogadottak (Reuther & Krekemeyer 2003). Standard felmérő módszer, és megfelelő értékelés hiányában bizonytalan az állományváltozási tendenciák megállapításának háttere is. Szakmailag elfogadott felmérés annál is inkább fontos lenne, mert a vidra, mint közösségi szempontból jelentős faj (számos Natura 2000 területen jelölő faj) állományának helyzetértékelése kötelezettségünk, továbbá pontos ismeretek birtokában van lehetőség a faj- és élőhelyének megőrzése érdekében cselekedni (pl. Európai Unió forrásokat mozgósítani). Vidramonitorozásra 2000 óta áll rendelkezésre az IUCN/OSG vidra szakértői csoportja által javasolt protokoll (Reuther *et al.* 2000). Ennek kísérleti jellegű adaptációja a Dráva és a Duna térségében zajlott (Lanszki 2007, 2008), és a jelen tanulmány is ide tartozik. A vizsgálat célkitűzése volt a Kapos folyó vízgyűjtőjén az IUCN/OSG csoport által ajánlott, és hazai tapasztalatok alapján kibővített, vagyis hazánkban „új” felmérő módszer tesztelésével a vidra előfordulásának felmérése, valamint a vidra előfordulását befolyásoló tényezők vizsgálata.

Módszerek

Összesen 110 helyszínen folyt felmérés 2007 decembere és 2008 májusa közötti időszakban, a vizes területek parti zónájában haladva, illetve ahol lehetett, hidak környezetében. A felmért helyszínek Kiskorpád és Tolnanémedi között, a Kapos folyó mentén és a folyó vízgyűjtőjén találhatók (1. ábra). A mintavételi helyek koordinátáinak rögzítése GPS vevővel (Garmin Geko 201) történt.

A vidra fajszerű állományfelmérése és élőhelyeinek értékelése alapvetően a German Association for Otter Protection és az IUCN/SSC Otter Specialist Group közös ajánlása alapján, az Információs Rendszer Vidra Felmérésekhez című tanulmány szerint történt (Reuther *et al.* 2000). Ez, a Kemenes & Demeter (1994, 1995) felméréseiben szereplő egyes szempontokkal (pl. vízpart meredeksége, parti zóna növényzet borítása), továbbá az előfordulás állandóságára (állandó, időszakos és negatív előfordulás) vonatkozó szempontokkal (Kemenes 2005), valamint hazai vidramonitorozási tapasztalatokkal (Lanszki 2005, 2007) kiegészült. Végül, a vidra tervezett akciótervben (Lanszki & Heltai 2005) összegzett (és javított) felmérő ívet alkalmaztam (1. melléklet).

A vidra Közép-Európában jellemzően éjszakai életmódot élő, rejtőzködő állat, ezért ritkán figyelhető meg közvetlenül a természetben. Jelenlétére utal a jellegzetes halszagú, legtöbbször halmaradványokat tartalmazó hullatéka (ürüleke), analízis vála-



1. ábra. A vizgált terület elhelyezkedése és a vidra előfordulása a Kapos folyó vízgyűjtőjén. Jelmagyarázat: tömör kör – rendszeres vidra előfordulás, félig kitöltött kör – alkalmi vidra jelenlét, üres kör – negatív vidra jelenlét folyóvizeken (folyamatos vonal) és tavakon (sötétszürke folt). A négyzetrács a 10x10 km-es UTM háló vonalait jelzi.

déka (nyálka), lábnyoma, prédamaradványa, váltója, kaparásnyoma, vagy fűlabdája. A prédamaradvány a felmérés szempontjából nem megbízható nyomjel, mert a hal elpusztulásának közvetlen, vagy közvetett egyéb oka is lehet például halevő madarak „szigonyozása”, horgászszákmány tartási problémái, vagy haltermelés technológiai hiba is. A vidra, ahol lehetősége van rá, hidak alatt, vagy azok közvetlen közelében, kiszálló helyein jelöli meg a területét. A vidrakiszálló helyek (ahol a vidra kimászik a vízből) felderítése fontos információ a felméréshez. Vízparti kidőlt fatörzseken, fák gyökerein, parti kövezéseken szintén megtalálhatók nyomjelei.

Az IUCN ajánlás (összegezte: Reuther *et al.* 2000) szerint csak a pozitív és negatív előfordulást kell megkülönböztetni. A jelen felmérés ennél messzebbmenően, az előfordulás állandó, vagy alkalmi jellegére is kiterjed. *Állandónak* (vagy rendszeresnek) tekinthető a vidra jelenléte, ha legalább két különböző korú (friss, vagy 1–2 napos, vagy régi) elsődleges nyomjel fordul elő az adott felmérő helyen. Frissnek minősítjük a még nedves, nyálkás hullatékot, 1–2 naposnak az ép, száraz (halszagú) hullatékot, és réginek a száraz, széthullott hullatékot. Hidak alatt a régi hullaték sem hullik szét, de szagtalan. A lakott (használt) vidravár, vagy a területbirtoklást jelző anális váladék önmagában is állandó előfordulást jelez. *Alkalmoszerű* (vagy időszakos) a vidra jelenléte, ha vagy csak régi, vagy csak friss elsődleges nyomjelek találhatók a helyszínen. *Negatív* a vidra előfordulása, ha legalább 600 méteres partszakaszon végzett alapos keresés ellenére nem találunk vidrára utaló nyomjelet. Ez nem jelenti azt, hogy ott vidra nem él, mindössze a nyomjelek hiányát.

A felmérés szempontjából „természetközeli” volt a terület, ha a vizes élőhelyre jellemző növényzet borította, továbbá a partvonalát jelentősen nem módosították. Például, puhafás ligeterdő, égeres, bokorfüzes, nádas, gyékényes, sásos, illetve ezek kombinációja mozaikosan fordult elő a vízparton. Mesterséges volt az élőhely, ha a partvonalat jelentősen módosították (pl. árvízvédelmi töltéssel, vagy lebetonozták), eredeti növényzet nem, vagy csak elvétve borította (pl. szántó, intenzív legelő, kaszált töltésoldal, iparterület esetén). Vegyes jellegű volt az élőhely, ha természetközeli és mesterséges elemek váltakoztak rajta.

A vizsgálat szempontjából megkülönböztetett főbb híd típusok: a) oszlopokon álló híd; b) a vízfolyás mindkét oldalán padkával ellátott híd, melynek padkája normál vízszintnél kiemelkedik; c) a vízfolyás egyik oldalán padkával ellátott híd, melynek padkája normál vízszintnél kiemelkedik; d) padka nélküli, vagy normál vízszintnél híd alatti átjárást nem biztosító híd, és e) csőszerű (kör alakú) híd.

A felmérés alapvetően az IUCN minimum standard felmérési metodikában javasolt 600 méter hosszúságú partszakaszon történt. Előfordult azonban, hogy a javasolt teljes 600 méternyi távolságon nem lehetett elvégezni a felmérést, mert a partszakasz egy része megközelíthetetlen volt (pl. a vízpartot beépítették, elzárták, vagy átjárhatatlan széles és sűrű nádas övezte). A „híd körüli” felmérés (1. melléklet) abban különbözik a „csak híd körüli” felméréstől (Chanin 2003), hogy előbbi esetén a vízfolyás mentén minden irányban kb. 50 méteren a vízpartot bejárjuk, utóbbinál csak a híd alatti és melletti néhány méteres szakaszt ellenőrizzük. Ez utóbbi módszert a jelen felmérésben nem alkalmaztam. A terepi felmérő munkához részletes útmutató áll rendelkezésre (Lanszki 2007).

A felmért helyszíneken kitöltött űrlapok adatait elektronikus adatbázisban rögzítettem. Az ív egyes szempontjainál (1. melléklet) adható lehetséges válaszokat a feldolgozhatóvá tétel érdekében kódoltam. Az esetleges összevonásokat az eredmények értékelésénél jelzem. A vizsgált változók előfordulási eseteken alapuló eloszlásait χ^2 -próbával kétféleképpen értékeltem: egyrészt a pozitív és a negatív besorolás alapján (két kategória) az IUCN ajánlásának (Reuther *et al.* 2000) megfelelően, másrészt állandó, időszakos, illetve negatív, vagyis három kategóriába történő besorolás alapján. Az adatok értékelése SPSS 10.0 statisztikai programmal történt.

Eredmények

A vizsgált 110 helyszín közül 96 esetben (87,3%) pozitív volt a vidra előfordulása (ebből 70 esetben állandó, 26 esetben időszakos, vagy alkalmoszerű), és 14 helyszínen (12,7%) nem került elő vidra nyomjel (negatív előfordulás). Az egyes helyszíneken kapott eredményeket az 1. ábra szemlélteti.

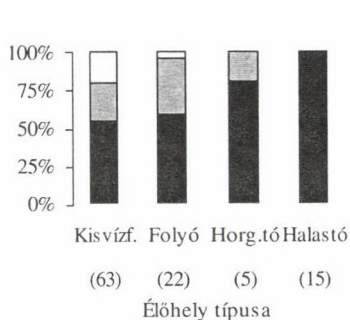
A felmért területek élőhely típusai szerinti statisztikai értékelésben, a kis számban vizsgált csatornákat ($n=3$) a szintén szabályozott partvonalú patakokkal összevontam (2/a. ábra), az élőhelyek hasonlósága miatt. A horgásztavakat ($n=5$) a

szintén horgászhasznosítású víztározókkal (n=5) összevontam, ezek mindegyikén 100%-os volt a vidra előfordulása. Leggyakrabban a kisvízfolyásokon (20,6%), míg a Kapos folyón az esetek mindössze 4,5%-án volt negatív a vidra nyomjelek megkerülése. Az élőhely típusok között a vidra előfordulások eloszlásbeli különbsége jelentős volt ($\chi^2=110,00$, $P<0,0001$, illetve $\chi^2_6=164,23$, $P<0,0001$).

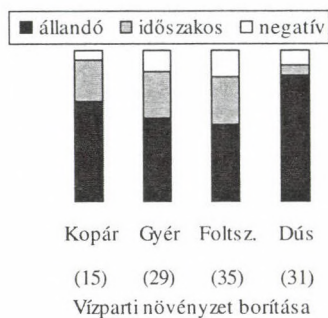
A vidra előfordulása a parti növényzet borításától függetlenül magas volt (2/b. ábra), a csoportok közötti különbség nem volt jelentős ($\chi^2_3=1,40$, $P=0,706$, illetve $\chi^2_6=9,89$, $P=0,129$). Az egy méternél szélesebb vízfolyásokon 100%-os volt a vidra előfordulása (2/c. ábra), de legnagyobb arányú állandó előfordulás az 1–5 méter szélességű vízfolyás szakaszokon fordult elő. A csoportok közötti eloszlásbeli különbség jelentős volt ($\chi^2_4=12,92$, $P<0,05$, illetve $\chi^2_8=22,53$, $P<0,01$). A 30 centiméternél sekélyebb, ezzel együtt jellemzően kisebb (hal)táplálék készlettel rendelkező álló- és folyóvizeken volt alacsonyabb (2/d. ábra), míg az ennél mélyebb vizeken 100%-os volt a vidra előfordulása ($\chi^2_2=19,97$, $P<0,0001$, illetve $\chi^2_4=26,58$, $P<0,0001$). A vízpart meredekségétől függően nem volt lényeges eloszlásbeli különbség a pozitív és negatív előfordulási esetek között, míg a vidra életnyomainak rendszeres előfordulása fokozatosan csökkent a vízpart meredekké válásával (2/e. ábra, $\chi^2_2=3,76$, $P=0,152$, illetve $\chi^2_4=10,15$, $P<0,05$). Ennek az lehet az oka, hogy kiszálló helynek és területjelzésre a vidrák inkább kedvelik a lankás, mint a meredek partoldalakat. A felmérés alkalmával a normál szinthez képest tapasztalt vízszint csökkenésével fokozatosan csökkent a vidra előfordulási gyakorisága (2/f. ábra), azonban a csoportok közötti különbség nem volt jelentős ($\chi^2_2=2,08$, $P=0,354$, illetve $\chi^2_4=6,34$, $P=0,175$). Ebben közrejátszik, hogy a felmérések a javasolt normál vízszint mellett történtek. Bár leggyakoribb negatív vidra előfordulás a természetközeli területeken fordult elő (2/g. ábra), az állandó előfordulás a vízparti növényzet természetességi állapotának romlásával fokozatosan csökkent. A csoportok közötti különbség azonban nem volt jelentős ($\chi^2_2=0,95$, $P=0,621$, illetve $\chi^2_4=7,69$, $P<0,104$).

A vizsgált 110 helyszín közül 18 esetben nem hidak közelében, hanem tavak, holtágak mentén zajlott a felmérés, ezek mindegyikén előfordult vidra. Leggyakoribb (100%-os) vidra előfordulás az oszlopos, széles padkával épített hidaknál, legalacsonyabb a kiszállóhely nélküli és a kör alakú (szintén padka nélküli) hidak esetében fordult elő (2/h. ábra). A hidak típusától függően lényegesen különbözött a pozitív és negatív vidra előfordulások eloszlása, de a különbség nem volt jelentős a három előfordulási típus szerint ($\chi^2_5=16,37$, $P<0,01$, illetve $\chi^2_{10}=16,81$, $P=0,079$). Legalacsonyabb volt a vidra előfordulási gyakorisága, amikor nem volt padka (vidra kiszálló hely) a híd alatt (2/i. ábra), leggyakoribb volt a vidra állandó előfordulása, ha a híd alatti padka szélessége 1 és 2 méter közé esett. A vizsgált csoportok közötti eloszlásbeli különbség szignifikáns volt ($\chi^2_3=11,51$, $P<0,01$, illetve $\chi^2_6=17,57$, $P<0,01$). A híd alatti talaj anyagától (1. melléklet) függően nem volt számottevő különbség az előfordulás eloszlásokban (2/j. ábra, $\chi^2_2=0,291$, $P=0,865$, illetve $\chi^2_4=0,910$, $P=0,743$).

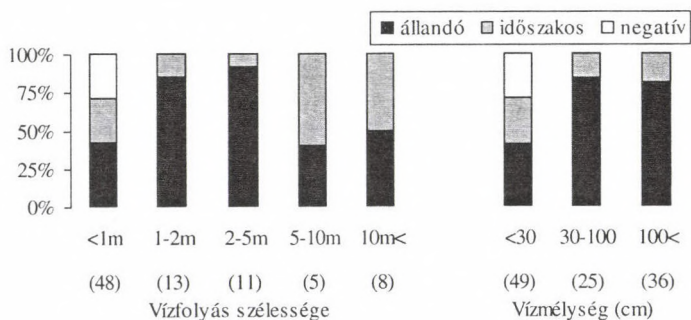
2/a. ábra: Az élőhely típusa



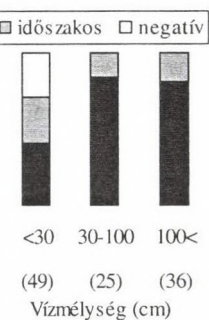
2/b. ábra: A vízparti növényzet borítása



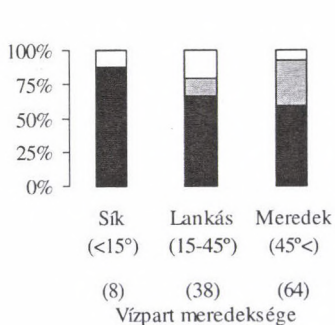
2/c. ábra: A vízfolyás szélessége



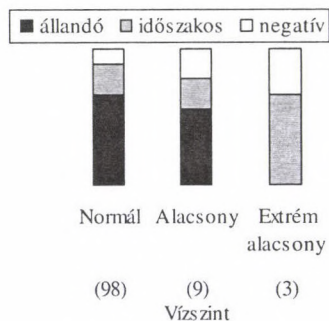
2/d. ábra: A vízmélység



2/e. ábra: A vízpart meredeksége



2/f. ábra: A vízszint

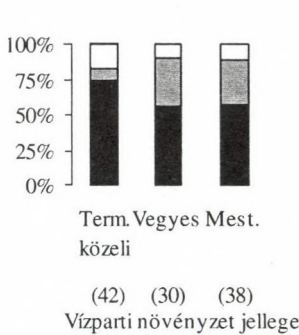


2. ábra. A vidra előfordulását befolyásoló tényezők a Kapos folyó vízgyűjtő területén. Részletesebb jelölésmagyarázat a szövegben és az 1. mellékletben található.

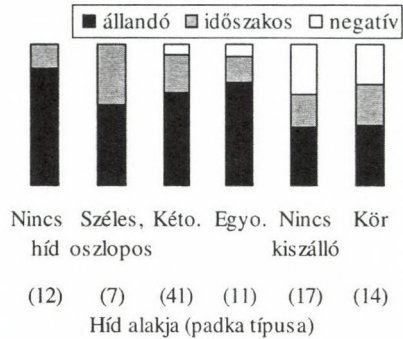
Az emberi (zavaró) behatásokat külön-külön, valamint összegzett módon is értékeltem. A vidra előfordulása a felmért helyszínhez közel eső település méretétől nem függött (2/k. ábra, $\chi^2_3=4,293$, $P=0,232$, illetve $\chi^2_6=9,200$, $P=0,163$), hasonlóképp a felmért helyszín közelében tapasztalható forgalomtól sem függött (2/l. ábra, $\chi^2_4=0,881$, $P=0,927$, illetve $\chi^2_8=3,123$, $P=0,926$). A 2/k ábrán a „Házak” a külterületi, néhány házból álló településrészt, a 2/l ábrán a „Műút 1” a kiskforgalmú műutat, a „Műút 2” a forgalmasabb alacsonyabb rendű utat jelzi. A vidra (állandó) előfordulása azokon a területeken volt 100%-os, ahol nem zajlott gazdálkodás, illetve halgazdálkodással hasznosították a területet. Ipari területek (üzemek, nagy vasútállomás, forgalmas bevásárlóközpont) közelében és horgászvizeken is (2/m. ábra) gyakori volt az előfordulás. Az intenzív növénytermesztéssel, valamint a többféle gazdálkodással (pl. növénytermesztéssel és állattartással) jellemezhető területek közelében gyakoribb volt a negatív pontok aránya. A csoportok közötti eloszlásbeli különbség nem volt jelentős ($\chi^2_5=4,483$, $P=0,482$, illetve $\chi^2_{10}=16,40$, $P=0,089$). A vidra jelenléte a területen tapasztalt jelentős szemét elhelyezés, valamint a műszerek nélkül észlelhető nagyobb szennyezés (pl. szennyvíz bevezetés) esetén volt a legkisebb (2/n. ábra), a csoportok közötti különbség jelentős volt ($\chi^2_2=10,47$, $P<0,01$, illetve $\chi^2_4=15,37$, $P<0,001$). A környezet természetességi fokának a meghatározása több korábbi minősítési szemponttal részben átfed, az IUCN minősítésében ez mintegy a vizes élőhely természetességének „összbenyomásaként” értelmezhető. Településen végzett felmérés esetén az élőhelyet alapvetően mesterségesen létrehozott környezet veszi körül (pl. lakóépületek, üzemek, utak, kertek, parkok). A természetközeli és a félig természetes területeken volt leggyakrabban állandó a vidra előfordulása (2/o. ábra). A negatív vidra előfordulású területek aránya a természetközeli területek kivételével hasonlóképp (9,4–15,7%) alakult, így a csoportok közötti különbség nem volt szignifikáns ($\chi^2_4=1,261$, $P=0,868$, illetve $\chi^2_8=14,44$, $P=0,071$). Mindössze egy esetben (Mernye és Szentgáloskér között, az Ecseny-Diósi árok erdei szakaszán) nem tapasztaltam észlelhető emberi behatás (2/p. ábra), ezt az egy helyszínt a kismértékű zavarás kategória eseteivel ($n=39$) összevontan értékeltem. A pozitív és negatív esetek eloszlása nem különbözött lényegesen, azonban az előfordulás állandósága szerinti értékelés alapján, a csoportok eloszlása közötti különbség szignifikáns volt ($\chi^2_2=0,421$, $P=0,810$, illetve $\chi^2_4=16,80$, $P<0,01$).

Az optimálisnak tekintett 600 méteren és 600 méternél rövidebb szakaszon kis számban történt felmérés, de a felmért helyszínek mindegyikén tapasztalható volt vidra jelenlét. A felmérések döntő többsége hidak közelében zajlott (2/q. ábra): Itt az esetek 84,1%-ban pozitív volt a vidra előfordulás, de ennél a felmérési módszerrel volt legalacsonyabb az állandó előfordulás. A felmért helyszíneken tapasztaltak szerint, a felmérés módszerétől (és a bejárt úthosszától) függően, az eloszlások között nem volt szignifikáns különbség ($\chi^2_3=4,01$, $P=0,260$, illetve $\chi^2_6=9,78$, $P=0,134$).

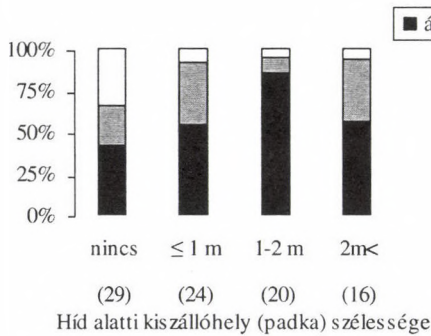
2/g. ábra: A vízparti növényzet jellege



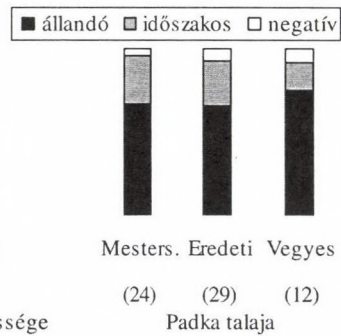
2/h. ábra: A híd típusa



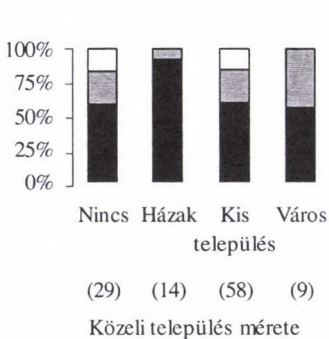
2/i. ábra: A híd alatti padka szélessége



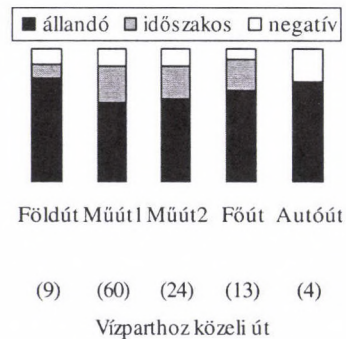
2/j. ábra: A padka talaja



2/k. ábra: A közeli település jellege



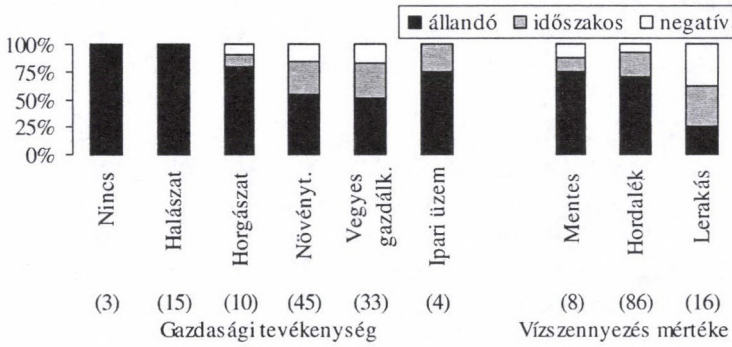
2/l. ábra: A közeli út forgalma



2. ábra folytatása. A vidra előfordulását befolyásoló tényezők a Kapos folyó vízgyűjtő területén. Részletesebb jelölésmagyarázat a szövegben és az 1. mellékletben található.

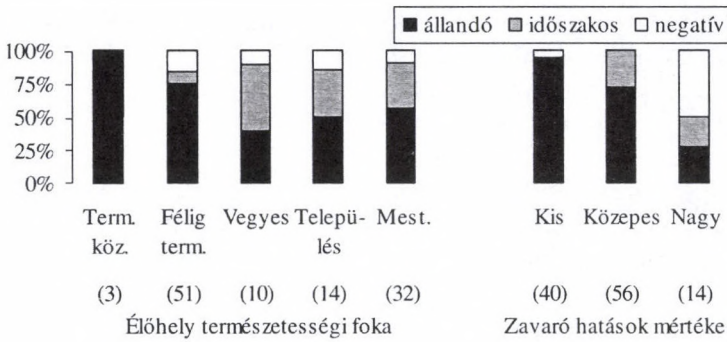
2/m. ábra: A gazdálkodás

2/n. ábra: A vízszennyezés

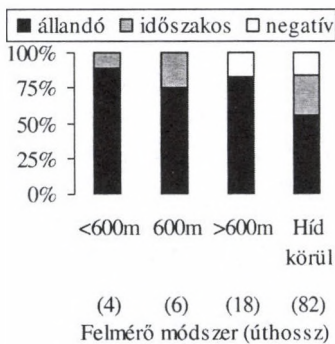


2/o. ábra: Az élőhely természetessége

2/p. ábra: Összegzett zavarás



2/q. ábra: A felmérő módszer



2. ábra folytatása. A vidra előfordulását befolyásoló tényezők a Kapos folyó vízgyűjtő területén. Részletesebb jelölésmagyarázat a szövegben és az 1. mellékletben található.

Értékelés

Számos vizsgált jellemző esetében a Kapos folyón tapasztaltak összhangban állnak a Dráva vízgyűjtőjén, valamint, a Duna alsó szakasza közelében (Nagykarácsony és Szekszárd körzetében) kapott eredményekkel (Lanszki 2007, 2008). Hasonlóak voltak az összefüggések az élőhely típusa, a vízfolyás szélessége és a vízmélység, a híd típusa, a híd alatti padka anyaga, a felmért helyszínhez közeli település mérete, a forgalom mértéke, a terület természetességi foka, az összegzett zavaró tényezők erőssége és a felmérés módszere. Egyes tulajdonságok esetén, a vidra előfordulás eloszlásokban a két említett régió egyikében, vagy mindkettőben a Kapos vízgyűjtő területénél határozottabb csoportok közötti különbségek adódtak. Így, a vízpart meredekségének növekedésével, a felméréskor tapasztalt vízszint csökkenésekor, vízparti növényzet természetességi állapotának romlásával, az élőhelyhez közeli gazdálkodás (elsősorban növénytermesztés) intenzitásának növekedésével statisztikailag is alátámasztható módon csökkent a vidra előfordulása. Más tulajdonságokban, így a híd alatti padka szélessége és a területen tapasztalt szemét elhelyezés (szennyezés) mértéke esetén a Kapos mentén kapott eredmények voltak határozottabbak. Mindezek a vidra alkalmazkodóképességét jelzik (Kemenes & Demeter 1994, 1995), vagyis a faj egyedei olyan területeken is előfordulhatnak, ahol zavarás, vagy élőhely minőségi problémák tapasztalhatók.

A hidak környékének bejárása fontos a vidrafelmérés szempontjából. Ennek legfőbb oka, hogy a vidra a területét olyan pontokon jelöli, ahol a jelzései tartósan megmaradnak. Ráadásul a vidragázolások is legtöbbször hidak közelében történnek. Angliában (Chanin 2003) például azokon a Natura 2000 területeken, ahol a vidra jelölő faj, hidaktól indulva végzik a felmérést, csak a hidak körzetében.

Egy-egy zavaró tényező önmagában is lehet jelentős hatású, vagy ellenkezőleg, többféle zavarás együttesen is lehet kis hatású. Ezért adott területen tapasztalt zavaró hatásokat összegezve, fokozatok szerint is célszerű lehet értékelést végezni (még lehet, ez a szempont nem szerepel az IUCN ajánlásban). A felmérés nem ad(hat) információt például a halkészletre (mely a vidra előfordulása szempontjából kulcsfontosságú), vagy a vízminőségre vonatkozóan. Az ide vonatkozó adatok jó esetben más felmérésekből és vizsgálatokból beszerezhetők.

Egy teljes részletességű (jövőbeni) felmérő íven további adatok is kérhetők. Reuther *et al.* (2000) ajánlása alapján például a területre vonatkozó egyéb adatok (pl. referenciák) és azok elérhetősége is szerepel. Kiegészítő információ is megadható, így *post mortem* vizsgálat, vagy rádió-telemetriás módszerrel vizsgált példányok biometriai adatai (pl. testtömeg, testméretek, kor), speciális analízisek eredményei (PCB-k, nehézfémek, egyéb toxikus anyagok, betegség, molekuláris genetikai analízis eredménye, szteroid hormonok, reprodukció, egyéb).

A jelen vizsgálatban szereplő, pillanatnyi állapotot rögzítő, részletes felméréssel ellentétben – ahol a mintavételi helyszínek sűrűn helyezkedtek el (1. ábra) – egy későbbi országos felmérésben az IUCN/OSG ajánlást követve, 10x10 km-es UTM

négyzetenként átlagosan négy standard helyszínen (Reuther *et al.* 2000), míg vidra-monitorozásra kijelölt folyók vízgyűjtőin 60 helyszínen, elsődlegesen hidak körül javasolt a felmérést elvégezni (Chanin 2003). Problémát jelent, hogy a vidra sűrűségének, vagy állomány nagyságának meghatározására a hagyományos módszerek nem adnak választ. Még a jelenlét-hiány vagy a területfoglalás témakörökben sem került nyugvópontra, hogy milyen léptékű (és részletességű) vidrafelmérés lenne a legalkalmasabb. A terepi felmérő módszer finomításával, majd standardizálásával azonban az állományváltozás trendje meghatározható lenne.

A teszt felmérés alapján, összességében megállapítható, hogy a Kapos folyón és vízgyűjtőjén felmért helyszínek döntő többségén megtalálható vidra, jelentős a rendszeres előfordulások aránya. A felmérés további tesztelése, majd mielőbbi országos kiterjesztése szükséges lenne.

Irodalomjegyzék

- Chanin, P. R. F. (2003): Monitoring the otter *Lutra lutra*. Conserving Natura 2000 rivers. *Monitoring Series* 10: 1–43.
- Grogan, A., Philcox, C. & Macdonald, D. (2001): *Nature conservation and roads: advice in relation to otters*. Russell Brookes Print Ltd., Redditch, 105 pp.
- Heltai, M. (2002): *Emlős ragadozók magyarországi helyzete és elterjedése*. Doktori disszertáció. Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, 177 pp.
- Kemenes, K. I. (1991): Otter distribution, status and conservation problems in Hungary. *IUCN OSG Bull.* 6: 20–23.
- Kemenes, K. I. (1993): *Egy védett ragadozó, a vidra (Lutra lutra) elterjedése, táplálkozása és az ezeket befolyásoló tényezők Magyarországon*. Kandidátusi értekezés.
- Kemenes, K. I. (szerk.) (2005): *Az eurázsiai vidra múltja, jelene, jövője*. Fővárosi Állat és Növénykert, Budapest.
- Kemenes, I. & Demeter, A. (1994): Uni- and multivariate analyses of the effects of environmental factors on the occurrence of otters (*Lutra lutra*) in Hungary. *Ann. Hist.- Nat. Musei Nat. Hung.* 86: 139–143.
- Kemenes, I. & Demeter, A. (1995): A predictive model of the effect of environmental factors on the occurrence of otters (*Lutra lutra* L.) in Hungary. – *Hystrix* 7: 209–218.
- Kruuk, H. (1995): *Wild otters. Predation and populations*. Oxford University Press, Oxford, 290 pp.
- Mason, C. F. & Macdonald, S. M. (1986): *Otters: ecology and conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, 236 pp.
- Lanszki, J. (2005): Otter monitoring between 2000 and 2004 in the Dráva region (Hungary). – *Nat. Somogy.* 7: 169–178.
- Lanszki, J. (2007): *Vidrák a Dráva mentén. Útmutató a vidraállomány felméréséhez és élőhelyének értékeléséhez*. Kaposvári Egyetem, Kaposvár, 35 pp.
- Lanszki, J. (2008): A vidra elterjedése és az előfordulást befolyásoló tényezők vizsgálata a Duna alsó szakasza mentén. *Nat. Somogy*. (in press).
- Lanszki, J. & Heltai, M. (2005): *Fajmegőrzési Tervek - Vidra (Lutra lutra)*. KvVM Természetvédelmi Hivatal. Budapest, 62 pp. (nem publikált kézirat)
- Lanszki, J., Sugár, L., Orosz, E. & Széles, L. G. (2006): Hazai vidrák kondíciója és táplálék-összetétele *post mortem* vizsgálat alapján. – *Halászatfejlesztés* 31: 147–153.
- Lanszki, J., Sugár, L. & Orosz, E. (2007): Hazai vidrák morfológiai jellemzői és elhullási okai *post mortem* vizsgálat alapján. *Állattani Közlem.* 92: 67–76.
- Lanszki, J., Sugár, L., Orosz, E. & Nagy, D. (2008): Biological data from post mortem analysis of otters in Hungary. *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* 54: 201–212.

- Rakonczay, Z. (szerk.) (1989): *Vörös Könyv*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 55–56.
- Reuther, C., Kölsch, O. & Janáen, W. (eds.) (2000): *Surveying and monitoring distribution and population trends of the Eurasian otter (Lutra lutra)*. IUCN/SSC Otter Specialist Group, GN-Gruppe Naturschutz GmbH, Hankensbüttel, Habitat 12. 148 pp.
- Reuther, C. & Krekemeyer, A. (2003): Progress and status of the preparation of a digital distribution map for the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Europe. – *Proc. 4th European Congress of Mammalogy, Czech Republic, Brno*, p.199.

Distribution and factors influencing occurrence of otters on the catchment of Kapos River

Lanszki, J.

Department of Nature Conservation, University of Kaposvár, H-7401 Kaposvár, P. O. Box 16, Hungary

The aim of the study was to test a new otter (*Lutra lutra*) survey method recommended by the IUCN/OSG, and supplemented with Hungarian experiences, on the catchment of the Kapos River. The survey was performed between December 2007 and May 2008. From the 110 locations otter presence was found on 96 localities. Otters inhabited 95.5% of surveyed locations along the Kapos River, all studied stagnant waters while it occurred rarely in smaller streams. Occurrence (provable) of otters was ebbing statistically along narrow (especially <1 m) water courses, in shallow (<30 cm) water, at bridge formed from pipe or bridge without shoulder (berm), increasing intensity of waste deposition and water pollution, and increasing summarized human disturbances. No significant differences were found among distribution of occurrences depending on the survey method (and length of the transect). By using similar survey methods a more accurate picture can be drawn concerning the status and population dynamics of otters and the factors affecting their occurrence in Hungary. Results may be utilized in the otter action plan and in the habitat management plans.

Key words: *Lutra lutra*, test survey, wetland, conservation plan, Hungary

I. melléklet

VIDRA előfordulás és élőhely felmérő lap

1. Alapadatok

Sorszám:.....

Felmérés időpontja (év/hónap/nap):

Helyszíne: legközelebbi település(ek):

Terület neve:

2. A felmért terület leírása.

GPS mérés: UTM koordináta: tengerszint f.m.:

A víz/élőhely típusa*: patak, csatorna, öntözőcsatorna, vízelvezető árok, folyó, halastó, telelőtó, horgásztó, víztározó, láp, mocsár, holtág, egyéb:

Vizes élőhely kiterjedése: hektár, vagyxm. Időjárás felméréskor:

Vízfolyás szélessége*: <1 m, 1–2 m, 2–5 m, 5–10 m, 10m< megjegyzés

Vízmélység*: <30 cm, 30–100 cm, 100cm< megjegyzés:

Vízparti növényzet*: kopár (kibetonozott partvonal, öntözőcsatornák kaszált töltése)
gyér (nincs búvóhely, alacsony gyomborítás, növényzettel ritkán benőtt)
foltszerűen alkalmas (váltakozó növényzettel sűrűn benőtt és ritkás terület)
dús, összefüggő (nagy kiterjedésű, sűrű, pl. nádas, bozótos, mocsaras terület)

Vízpart meredeksége*: sík (<15°) / lankás (15–45°) / meredek 45°< megjegyzés:

Vízpart*: kövezett, betonozott, földes, homokos, füves, sásos/nádas, egyéb:

Vízszint viszonyok az utóbbi kb. 2 hétben*: áradás, magas, normális, alacsony, extrém alacsony, állóvíz foltok, kiszáradt, egyéb:

Vízparti növényzet típusa (több is lehet) *: erdő / ültetvény / nád, gyékény / bokorfűzes / magassás / legelő /

Híd típusa, alakja*:

egyéb:.....

Híd alatti terület szélessége: m, magassága: m, normál vízszintnél.

Híd alatti **kiszállóhely** szélessége:m, megjegyzés:

Híd alatti kiszállóhely*: kövezett, betonozott, földes, homokos, füves, egyéb:

Egyéb információk: gát, rostély, egyéb:

Emberi behatás*: Település: nincs / néhány ház / kis falu / nagy falu / város / nagyváros,

Forgalom: nincs / földút / kis forgalmú műút / forgalmas alsóbb. út / főút / autópálya és autótűt,

Zavarás: nincs / vadgazd. / horgászat / növényterm. / állattartás / ipari üzem,

Szennyezettség: mentes /„csak” hordalék szemét /alkalmi szeméttlerakás /ipari méretű

Összegzett emberi behatás: 0 (nincs) 1 2 3 (nagymértékű)

Zavaró tényező részletezése:

Élőhely: természetes / védett terület / félig természetes / vegyes / település

3. Felmérő módszer

A felmérő helyen a keresés iránya/módja vízfolyásoknál*: bal, jobb oldal, hídtól felső, alsó vízfolyás

állóvizeknél: É, K, D, NY

Nyomjel keresési távolság*: csak híd körül, 600 m, egyéb (pl. 4x150, 2x300 m) méterben:

Vizsgálat*: megállás az első jelnél, teljes távolság, befolyásoló tényezők (ha rövidebb a keresés):

4. Vidra jelenlét

Vidra előfordulása*: Pozitív / Negatív (Ha pozitív: Állandó / Nem állandó / Nem eldönthető)

Talált jelek: db friss (<1 napos) vidrahulladék / jelölő ürülék begyűjtve: igen /nem

..... db nedves hulladék (1–2 napos) begyűjtve: igen /nem

..... db régi hulladék (száraz) begyűjtve: igen /nem

vidrayom (egyedszám:adult,fiatal) fotó: igen / nem

táplálékmaradvány: hal / kételtű / egyéb:

vidravár / fészkek: megjegyzés: fotó: igen / nem

egyéb: élő vidra megfigyelés, kölykök megfigyelése, hang, elpusztult vidra: részletezés

Megjegyzések:

Fotó készült az alábbiakról:

Felmérő neve, postacíme, telefonszámai, e-mail, egyéb:

*aláhúzni, vagy bekarikázni

Kisemlősök monitorozása két különböző síksági területen: indirekt abundancia adatok összehasonlítása tájléptékű skálán

Horváth Győző¹, Kovács Zsófia Eszter² & Dudás Réka¹

¹PTE TTK, Biológiai Intézet, Állatökológia Tanszék, 7624 Pécs, Ifjúság u. 6.

E-mail: horvath@ttk.pte.hu

²DE TTK, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

Összefoglaló: A gyöngybagoly köpetvizsgálatai alapján két különböző alföldi régió (Dráva-menti síkság, Hevesi-sík) kisemlős monitorozási adatait tájléptékre vetítve (középtáj, kistáj) értékeltük. A relatív gyakoriságok különböző tájléptékű elemzése az azt mutatták, hogy a kisemlősfauna összetételének hasonlósága mellett jelentős különbségek vannak az abundancia viszonyokban, amely az egyes jellemző taxonómiai csoportokra statisztikailag is igazolható volt. A kistáj léptékű térbeli skála részletesen feltárta a gyakorisági megoszlásokban meglévő különbségeket, adatokat kaptunk az elterjedési és gyakorisági viszonyokról. A két alföldi régióban vizsgált időintervallum lefedte a különböző pocokfajok, így a mezei pocok populációk 2003-as összeomlását. Adataink alapján kimutattuk, hogy a két vizsgált régióban a táplálékkinálatnak megfelelően a baglyok eltérő zsákmány szelekcióval pótolták a pocok hiányát. A Dráva mentén az erdei egerek (*Apodemus spp.*), a Hevesi régióban a cickányok (*Soricidae*) nagyobb arányú fogyasztása tükrözte a két régió kisemlős közösségein belül jellemző gyakorisági különbségeket.

Kulcsszavak: köpetvizsgálat, gyöngybagoly, monitoring, kisemlősök, tájlépték

Bevezetés

Napjainkban a természetvédelmi biológia legfontosabb feladata a biodiverzitás detektálása, monitorozása, valamint az így kapott adatokat felhasználva olyan faj-, illetve élőhelyvédelmi akcióprogramok, valamint kezelési tervek készítése és alkalmazása, amelyek célja a biológiai sokféleség fenntartása (McNeely *et al.* 1990). A megfelelő természetvédelmi beavatkozáshoz szükséges adatok gyűjtésének gyakorlati megvalósulása a monitoring vizsgálat, amely során a kiválasztott mintákat mindig azonos helyről, azonos módszerek alkalmazásával szükséges begyűjteni (Kovács-Láng 1997, Wilson *et al.* 1996). Az egyes, különös tekintettel a védett és fokozottan védett fajok különböző térbeli skálára vetített prezencia-abszencia adatai, illetve ezek időbeli változása önmagában is jelezheti a célcsoport (fajok) élőhelyében bekövetkező változásokat, a populációkat érő zavarásokat.

A kisemlősök faunisztikai kutatásának nagy múltja van Magyarországon, amelyek adatai elsősorban bagolyköpet-vizsgálatokhoz kötődtek (Kalivoda 1999). Ebből kiindulva a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszerben (NBmR) külön alprojektben fogalmazódott meg a kisemlősök bagolyköpetek vizsgálatára alapuló országos szintű elterjedés monitorozása. Ez az alprogram több NBmR projekthez kötődve azt a célt tűzte ki, hogy a bagolyköpetekből nyerhető jelentős mennyiségű információt különböző térbeli skálán történő kvalitatív és kvantitatív elemzéséhez

használja fel. A hazai bagolyfajok közül a gyöngybagoly köpetmintái a legalkalmasabbak a kismélsők faunisztikai kutatásához (monitorozás, állapotfelmérés, a kismélsőkre kapott tömegességi adatok időbeli változásának elemzése), mivel a legtöbb fajt magába foglaló táplálék-összetétel jellemzi (Schmidt 1973, Wijnandts 1984), valamint életmódja (egész évben a költőhely közelében tartózkodik), gyakori másodköltése és emberközeli élőhelye miatt (Haraszthy 1984). Táplálék-összetételének immár száz éves vizsgálata bizonyította, hogy a baglyok köpetvizsgálata, mint indirekt módszer a legalkalmasabb a költőhely környezetének kismélsők faunisztikai és az indirekt adatok populációdinamikai megközelítésű vizsgálatára (pl. Cabon-Raczynska & Ruprecht 1977, Ruprecht 1986, Schmidt *et al.* 1973). A tápláléklistában megjelenő kismélsők előfordulási gyakoriságainak szezonális különbségeit is kutatták (pl. Horváth & Jeney 1998, Webster 1973). A kismélsők fauna indirekt monitorozása kapcsán fontos probléma a predátor szelektív zsákmányolása, amire vonatkozóan már igen korai kutatások is születtek (Evans & Emlen 1947), majd később Otteni *et al.* (1972) végzett vizsgálatokat a ragadozó-zsákmány kapcsolatra vonatkozóan. A gyöngybagoly vadászati sikere összefügg a prédaállatok érzékelhetőségével (von Knorre 1973), olyan fajokat preferál, amelyek elejtése kisebb energia-befektetéssel és nagyobb nyereséggel jár, elsősorban a nagyobb tömegük miatt (Derting & Cranford 1989). Dickman *et al.* (1991) munkája szerint az egyes zsákmányfajok fiatal példányai kiszorulnak a kedvező mikro-élőhelyekről, így predáltságuk megnő. A hazai irodalomban Kalivoda (1993, 1994) tér ki a köpetminták felhasználásának elemzésére, a kismélsők fauna reprezentáltságának kérdésére, a táplálékkinálat és -fogyasztás közötti összefüggésekről Horváth *et al.* (2003) közölt adatokat.

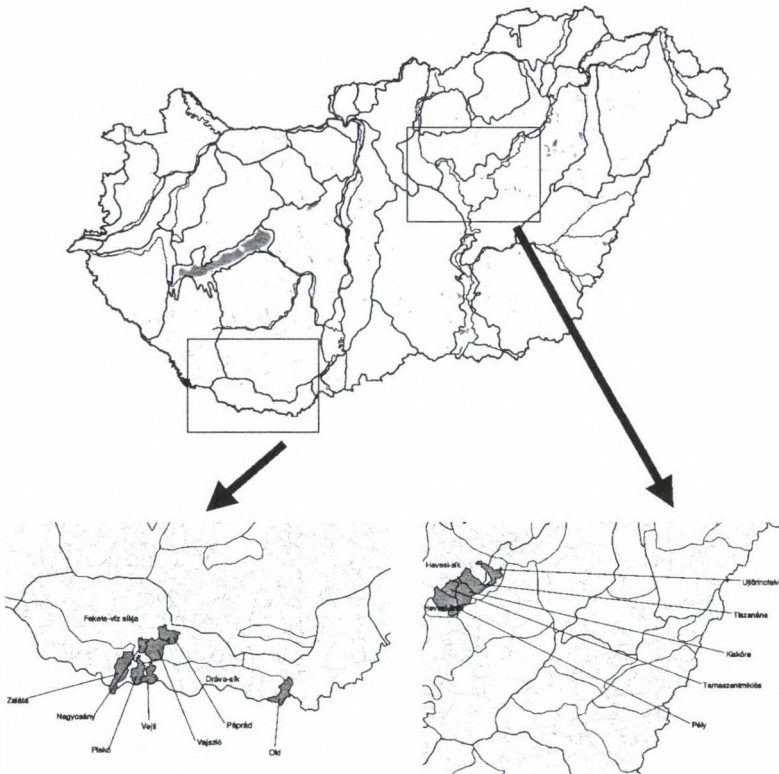
A kismélsők elterjedésének monitorozására irányuló, bagolyköpet vizsgálatokon alapuló országos szintű NBmR alprogram eddigi tapasztalatai azt mutatták, hogy a nemzeti parkok területéhez kötődő 10–10 mintavételi hely nem ad kellő területi lefedettséget, így javaslat született a köpetadatok tájléptékű (középtáj szintű) értékelésére. A gyöngybagoly köpetekből származó adatok tájökológiai skálán történő elemzését már alkalmazták a mozaikos mezőgazdasági táj változása és az ott élő kismélsők közösségek viszonyának vizsgálatában (De La Peña *et al.* 2003). Hazai vonatkozásban a Dráva és közvetlen környezete, mint ökológiai zöldfolyosó egyes szakaszait jellemezték a köpetadatok tájökológiai szintű vizsgálatával (Horváth 2004, Molnár *et al.* 2004). A bagolyköpetekből nyert adatok ehhez hasonló tájléptékű értékelésére további lehetőséget adnak az 1990-es évek hazai regionális köpetvizsgálatai, amelyek egy-egy földrajzi tájegységet tekintve jelentős kismélsők faunisztikai adatbázist hoztak létre.

Jelen tanulmányban célunk, hogy a gyöngybagoly köpetadatait felhasználva, két különböző alföldi régióban (Drávamenti-síkság, Hevesi-sík) végzett regionális kismélsők monitorozás adatait tájléptékre vetítve (középtáj, kistáj) értékeljük. A Dráva menti területek vonatkozásában a Duna-Dráva Nemzeti Park megalakulásához kapcsolódó, valamint az ezt követő szisztematikus zoológiai kutatásoknak köszön-

hetően részletes adatokkal rendelkezünk a régió kisémlős faunáját tekintve (Horváth 1995, 1998, Purger 1998). A Hevesi-sík kisémlős faunájának vizsgálata is az 1990-es években teljesedett ki (Endes *et al.* 1993a, 1993b; Endes & Harka 1998), majd újabb köpetvizsgálatok pontosították a területen élő emlősfajok elterjedését, gyakorisági viszonyait (Kovács & Cserkész 2006). A két térségből kapott köpetadatok alapján elemeztük a jellemző kisémlős taxonok különböző tájegységek közötti gyakorisági megoszlását (1), a részletes adatsorral rendelkező települések esetén a gyakorisági értékek időbeli változását (2).

Anyag és módszer

A kisémlősfauna összehasonlító értékeléséhez a két vizsgált területen 2002–2004 közé eső, azonos időszakban folytatott monitorozás adatait használtuk fel. A Dráva-sík és a Fekete-víz síkja kistájak 7 településéről, míg a Hevesi-sík és a Hevesi-ártér kistájak területéről összesen hat mintavételi pontról (5 település) származtak az adatok (1. ábra).



1. ábra. A vizsgált mintavételi területek tematikus térképe

A vizsgált területek az Alföld, mint földrajzi nagytáj két különböző fekvésű, távol eső középtájakat érintették. A Drávamenti-síkság folyóvízi üledékekkel való kitöltésével, teraszképződéssel és löszhullással keletkezett. A Dráva árterülete a köpetgyűjtéseink által érintett, Baranya megyei szakaszon erősen kiszélesedik, ahol a homok és az iszapos homok hordalékanyaga a jellemző. A Drávamenti-síkság éghajlata az Alföld többi tájától különbözik, főként a kedvezőbb csapadék-ellátottság és az enyhébb tél következtében ez hazánk legmediterránabb része. A Drávamenti területek éghajlatának azonban alapvető vonása, hogy kelet felé haladva a hőmérséklet nő, a csapadék mennyisége csökken (Marosi & Somogyi 1990). A Hevesi-sík az Alföld egyik leglaposabb tája, tengerszint feletti magassága 90-120 m. Felszínét a Tisza erózióval és feltöltéssel alakította ki. A régió nagyobb részén alacsony ártéri jellegű, közepes vízállású hordalékkúp síkság terül el, ahol a vízhatástól függően szikes talajok különböző típusai alakultak ki. Éghajlata kontinentális jellegű, meleg, száraz, a terület természetes vízfolyásokban szegény, így a belvízelvezetés és öntözést szolgáló csatornarendszerek nagy szerephez jutnak (Marosi & Somogyi 1990). Mindkét síksági területen a kisméretűek fontos menekülőterületet jelentenek a kisebb vízfolyások, csatornák menti folytonos, lineáris vegetáció sávok, valamint az ezek mellett húzódó töltésoldalak (amelyek különösen azokon a mozaikos területeken fontosak, ahol a mezőgazdasági területek aránya lényegesen nagyobb a természetes és természetközeli élőhely foltokhoz viszonyítva). Az említett élőhelyfoltok arányeltolódása különösen a Dráva-mentén figyelhető meg, míg a Hevesi-sík nagy részén szikes legelők terülnek el, csak a magasabb löszhátak állnak szántóföldi művelés alatt, illetve itt magasabb a természetes gyepek aránya (Marosi & Somogyi 1990).

A begyűjtött köpetanyag egész köpeteket, valamint sok esetben köpettörmeléklet is tartalmazott. A fajok határozása Ács (1985), Schmidt (1967), Ujhelyi (1994) és Zörényi (1990) munkája alapján koponyabélyegek és fogazat vizsgálatával történt. A vízcickány (*Neomys*) fajokat *Neomys fodiens* (Pennant, 1771) és *Neomys anomalus* (Cabrera, 1907) – az alsó állkapocs koronanyúlványa magasságának mérésével különítettük el. Az *Apodemus* nemben belül a közönséges erdeiegér, *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758), a sárganyakú erdeiegér, *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834) és a kislábú erdeiegér, *Apodemus uralensis* (Pallas, 1881) fajokat erdeiegerek (*Apodemus spp.*) néven foglaltuk össze. A *Mus* genus hazánkban előforduló két fajtát, a házi egeret, *Mus musculus* (Linnaeus, 1758) és a güzüegeret, *Mus spicilegus* (Petényi, 1882) a zygomatikus ív aránya alapján különítettük el (Cserkész *et al.* 2008, Macholán 1996), ha ezek hiányoztak a koponyáról vagy csak mandibulát találtunk, akkor a genus nevet adtuk meg (*Mus spp.*). Mivel a Hevesi-síkról származó mintákban ez a két faj összevontan szerepelt, így a Drávamenti-síkság esetében is genusra összesítettük az adatokat.

A két síksági területre vonatkozó adatbázis összesítésénél 21 teresztrisz kisméretű taxont vettünk figyelembe, de természetesen a köpetmintákból az egyéb emlős- és madárcsontokat, valamint a béka- és rovarmaradványokat is elkülönítettük. Így a

kisemlősök mellett még öt taxont – *Chiroptera*, egyéb *Mammalia* (*Mustelidae* stb.), *Aves*, *Insecta*, *Anura* – adtunk meg.

Az adatfeldolgozás során a két síksági területre vonatkozó kisemlős adatokból elsőként az adatbázisok SQL-lekérdezései alapján a rokon fajok adatait összesítettük (*Sorex spp.*, *Neomys spp.*, *Crocidura spp.*, *Apodemus spp.*, *Mus spp.*, *Arvicolinae*). A pocokokon belül külön kezeltük a nagy mennyiségű mezei pocokot, *Microtus arvalis* (Pallas, 1779), így az *Arvicolinae* kategóriában a mezei pocok adatain kívül a többi pocokfaj (*M. agretis*, *M. subterraneus*, *A. terrestris*) összesített abundancia adatai szerepelnek. Az így kapott összevont egyedszám adatokból az érintett 4 kistáj vonatkozásában kiszámítottuk a taxonok relatív arányát, míg a megoszlásuk közötti különbséget homogenitás-vizsgálattal (G-teszt) teszteltük.

A tanulmány második részében azon települések adatait vizsgáltuk, ahol a 2002–2004 közötti időszakban folyamatosan (szezónális, vagy havi rendszerességgel) történt a köpetgyűjtés (Tiszanána, Páprád, Vajszló és Piskó). Az abundancia időbeli változásában kimutatható különbségeket a következő taxonok vonatkozásában vizsgáltuk: *Crocidura spp.*, összes cickány (*Soricidae*), *Arvicolinae* (ami ez esetben magában foglalta a mezei pocokot is), *Mus spp.*, *Apodemus spp.*, valamint külön a mezei pocok, mint gradációra képes leggyakoribb zsákmányállat. A kiemelt taxonok relatív arányainak időbeli változását grafikusán ábráztoltuk, a gyakorisági sorrendek viszonyát Spearman-féle rangkorrelációval (Zar 1996) értékeltük. Az időbeli mintázat vizsgálatánál egy adatsor 7–8 köpetminta adatait tartalmazta, melyek kiválasztásánál ügyeltünk arra, hogy a mintavételi időpontokat tekintve az adatsorok összevethetők legyenek.

Eredmények

A két tájegység kisemlős faunájának összehasonlítása során összesen 191 mintát dolgoztunk fel, a 4837 köpetből 16296 egyedet határoztunk meg. Ebből a Hevesi régió 58 mintája 3281, míg a dél-dunántúli területeken begyűjtött 63 minta 1556 köpet tartalmazott (1. táblázat). A két területen kapott táplálék-összetétel alapján a főbb zsákmánytaxonok mennyiségi megoszlását adtuk meg (2. táblázat).

Mindkét térségben a mezei pocok kb. 50%-os arányban a leggyakoribb zsákmányállatnak bizonyult, százalékos megoszlásában nem volt szignifikáns különbség a két vizsgált régió között. Mindkét területen a második leggyakoribb kisemlős taxonként a cickányokat mutattuk ki, a Hevesi régióban nagyobb volt az arányuk, de a két vizsgált terület közötti megoszlásukban a homogenitásvizsgálat nem mutatott ki szignifikáns különbséget.

A Hevesi területen a *Mus* fajok (7%) nagyobb arányban fordultak elő, mint az erdeiegér-fajok (5%). Ez az arány fordítottan alakult a Dráva-menti térségben (*Mus* fajok: 7%, *Apodemus* fajok: 15%), így az erdeiegek gyakorisági megoszlása szignifikánsan különbözött a két régió összehasonlításában ($G = 4,45$, $p < 0,05$). A Dráva-menti területen a mezei pocok nélkül számított egyéb pocokfélék (*Arvico-*

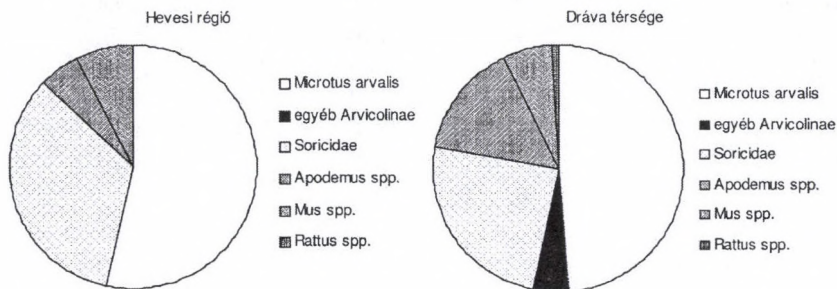
1. táblázat. A vizsgálatba bevont minták adatai

Közép-/Kistáj/ Mintahely	UTM-kód	Gyűjtési időszak	Minta- szám	Köpet- szám	Összes egyedszám
Drávamenti-síkság					
Dráva-sík					
Old	BR97	2002.04.06.–2004.10.15.	4	219	790
Zaláta	YL27	2002.03.02.–2004.06.06.	5	224	800
Vejtő	YL37	2002.03.02.–2004.07.09.	8	204	625
Fekete-víz síkja					
Páprád	BR68	2002.04.15.–2004.10.16.	23	425	997
Vajszló	YL38	2002.04.06.–2004.08.23.	15	282	800
Nagycsány	YL28	2002.03.02.–2004.06.30.	10	240	691
Észak-Alföldi Hordalékkúp-síkság					
Hevesi-sík					
Tiszanána	DT66	2002.02.23.–2004.02.28.	37	1827	5758
Újlőrincfalva	DT77	2002.04.27.–2004.02.07.	7	375	1584
Pély	DT56	2002.10.14.–2004.02.20.	3	366	1392
Kétútköz	DT66	2003.02.01.–2004.02.07.	4	251	937
Közép-Tiszavidék					
Hevesi-ártér					
Tarnaszentmiklós	DT56	2002.10.14.–2004.02.20.	3	210	897
Kisköre-Hatház	DT66	2003.01.18.–2004.01.16.	4	252	1025

2. táblázat. A köpetekből kimutatott főbb zsákmánytaxonok mennyiségi megoszlása a két vizsgált régióban

Taxoncsoport	Hevesi régió	Dráva menti régió
Soricidae	3868	964
Arvicolinae	6218	2482
Murinae	1468	1029
Chiroptera	1	2
egyéb Mammalia	3	23
Aves	9	22
Anura	2	0
Insecta	4	1
Összesen	11573	4523

linae) szignifikánsan nagyobb arányban fordultak elő ($G = 5,93, p < 0,05$), mivel itt az elterjedési és élőhelyi adottságok miatt az erdei pocok, csalitjáró pocok és a kósza pocok gazdagította a gyöngybaglyok étrendjét. (2. ábra). Az egyéb pocokfajokban kimutatott különbséget egyértelműen a csalitjáró és a kószapocok Dráva-menti területen kimutatott jelenléte eredményezte. E két faj a Tisza menti területekről nem került elő. A földipocokok viszont mindkét területen szórványos fajként (1–5 pd/minta) jelent meg a gyöngybagoly táplálék-összetételében.



2. ábra. A két elemzett térségben előfordult nagyobb taxonok aránya

A két vizsgált síksági területen kimutatott kisméretű taxonok arányában több szignifikáns különbséget kaptunk a kistájakra vonatkoztatott adatok összehasonlításában. Az egyéb pocok (Arvicolinae) aránya mind a Fekete-víz síkján, mind a Dráva-sík területén szignifikánsan nagyobb volt a Hevesi-síkhöz képest. Ehhez hasonlóan a kisebb gyakoriságú pockok aránya mindkét Dráva-menti területen szignifikánsan magasabbnak adódott a Hevesi ártér arányaihoz viszonyítva. Az erdeiegek gyakorisági értéke szignifikáns eltérést mutatott a Fekete-víz síkján és a Hevesi-sík összehasonlításában, és erősen szignifikáns volt a különbség a Hevesi ártérrel összevetve. A *Sorex* fajok aránya mind a Fekete-víz síkján, mind a Dráva-sík területén szignifikánsan felülmúlta a Hevesi ártéren megjelenő arányukat. A fehérfogú cickányok relatív abundancia értéke is szignifikánsan nagyobb volt a Fekete-víz síkján, mint a Hevesi-ártéren (3–6. táblázat).

A Dráva menti és a Hevesi régióban a két évig azonos időszakban végzett köpetgyűjtés alapján értékelni tudtuk az egyes taxonok arányának időbeli változását. A rangkorreláció szorossága egyrészt kifejezi a kisméretű fauna összetételbeli hasonlóságát, másrészt azt, hogy az egyes taxon gyakorisági értéke mennyiben mutat azonos vagy eltérő időbeli változást. A Dráva mentén Páprád és Vajszló adatainak összehasonlításakor szignifikáns pozitív korrelációt kaptunk a mezei pocok arányának időbeli változásában ($RS = 0,952, p < 0,01$). A mezei pocok esetében az elemzésben résztvevő további települések (Piskó vs. Tiszanána) adatai között viszont nem tapasztaltunk szignifikáns korrelációt ($RS = 0,095 - 0,667, n.s.$). Az összevont pockok (*Arvicolinae*) taxon kategóriában szignifikáns pozitív korreláció mutatkozott

3. táblázat. A kiemelt taxonok relatív arányának homogenitásvizsgálata a Hevesi-sík és a Fekete-víz síkja között

Tájegység	Hevesi-sík		Fekete-víz síkja		G-érték
	n	%	n	%	
Taxon csoport					
<i>Microtus arvalis</i>	5162	56,65	1265	50,84	0,31
Egyéb Arvicolinae	7	0,08	103	4,14	5,08*
<i>Crocidura spp.</i>	1973	21,65	287	11,53	3,13
<i>Sorex spp.</i>	725	7,96	190	7,64	0,01
<i>Neomys spp.</i>	17	0,19	14	0,56	0,20
<i>Apodemus spp.</i>	515	5,65	429	17,24	6,15*
<i>Mus spp.</i>	690	7,57	168	6,75	0,05
<i>Rattus spp.</i>	0	0,10	6	0,24	0,06
<i>Muscardinus avellanarius</i>	0	0,00	6	0,24	0,33

*: $p < 0,05$

4. táblázat. A kiemelt taxonok relatív arányának homogenitásvizsgálata a Hevesi-sík és a Dráva-sík között

Tájegység	Hevesi-sík		Dráva sík		G-érték
	n	%	n	%	
Taxon csoport					
<i>Microtus arvalis</i>	5162	56,65	999	45,10	1,31
Egyéb Arvicolinae	7	0,08	115	5,19	6,50*
<i>Crocidura spp.</i>	1973	21,65	413	18,65	0,22
<i>Sorex spp.</i>	725	7,96	217	9,80	0,19
<i>Neomys spp.</i>	17	0,19	23	1,04	0,65
<i>Apodemus spp.</i>	515	5,65	259	11,69	2,15
<i>Mus spp.</i>	690	7,57	140	6,32	0,11
<i>Rattus spp.</i>	9	0,10	27	1,22	1,13
<i>Muscardinus avellanarius</i>	0	0,00	13	0,59	0,81

*: $p < 0,05$

5. táblázat. A kiemelt taxonok relatív arányának homogenitásvizsgálata a Hevesi-ártér és a Fekete-víz síkja között

Tájegység	Hevesi-ártér		Fekete-víz síkja		G-érték
	n	%	n	%	
Taxon csoport					
<i>Microtus arvalis</i>	1049	42,28	1265	50,84	0,79
Egyéb <i>Arvicolinae</i>	0	0,00	103	4,14	5,74*
<i>Crocidura spp.</i>	627	25,27	287	11,54	5,25*
<i>Sorex spp.</i>	523	21,08	190	7,64	6,55*
<i>Neomys spp.</i>	3	0,12	14	0,56	0,31
<i>Apodemus spp.</i>	117	4,72	429	17,24	7,60**
<i>Mus spp.</i>	151	6,09	168	6,75	0,03
<i>Rattus spp.</i>	5	0,20	6	0,24	0,00
<i>Muscardinus avellanarius</i>	0	0,00	6	0,24	0,33

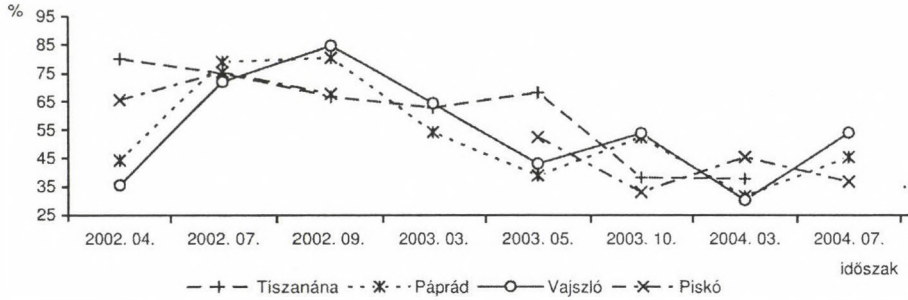
*: $p < 0,05$

6. táblázat. A kiemelt taxonok relatív arányának homogenitásvizsgálata a Hevesi-ártér és a Dráva-sík között

Tájegység	Hevesi-ártér		Dráva sík		G-érték
	n	%	n	%	
Taxon csoport					
<i>Microtus arvalis</i>	1049	42,28	999	45,10	0,09
Egyéb <i>Arvicolinae</i>	0	0,00	115	5,19	7,20**
<i>Crocidura spp.</i>	627	25,27	413	18,64	1,00
<i>Sorex spp.</i>	523	21,08	217	9,80	4,22*
<i>Neomys spp.</i>	3	0,12	23	1,04	0,83
<i>Apodemus spp.</i>	117	4,71	259	11,69	3,06
<i>Mus spp.</i>	151	6,09	140	6,32	0,00
<i>Rattus spp.</i>	5	0,20	27	1,22	0,81
<i>Muscardinus avellanarius</i>	0	0,00	13	0,59	0,81

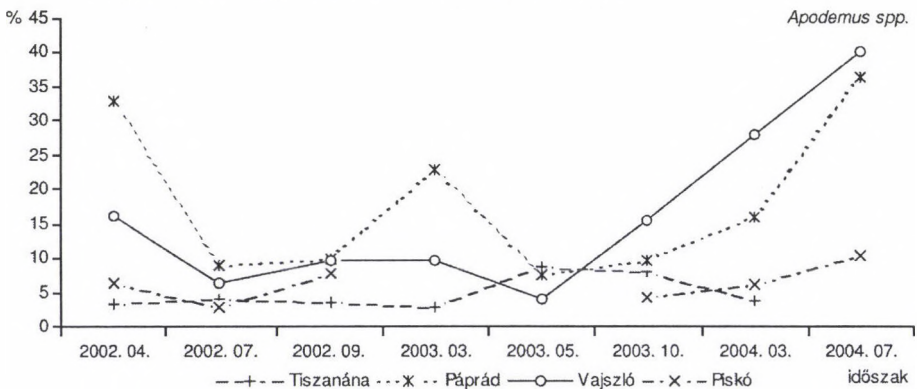
*: $p < 0,05$

a fent már említett két település (Páprád és Vajszló) adatai között ($RS = 0,838$, $p < 0,01$), ugyanakkor a pocok gyakorisági sorrendjében Tiszanána és Piskó összehasonlításában is szignifikáns pozitív korrelációt tapasztaltunk ($RS = 0,7381$, $p < 0,05$) (3. ábra). A pocok gyakoriságának időbeli változása nem mutatott szignifikáns korrelációt a többi település adatsorainak összehasonlításában ($RS = 0,095 - 0,395$, n.s.).



3. ábra. A mezei pocok (*M. arvalis*) relatív gyakoriságának időbeli alakulása a négy mintahely területén

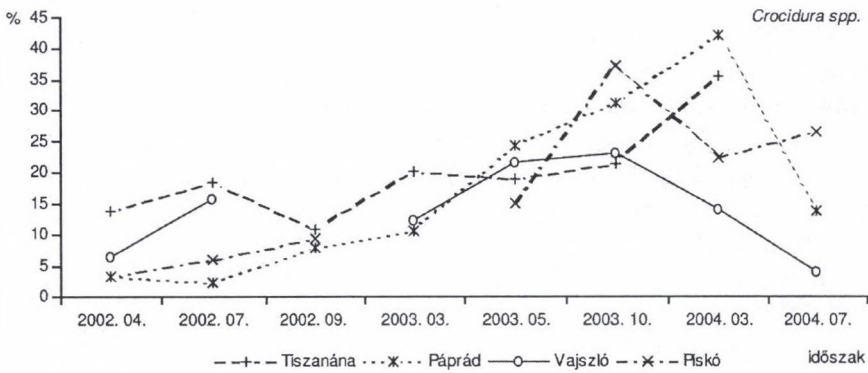
Az erdeiegekek (*Apodemus spp.*) arányának alakulásában csak a Dráva menti települések adatai között kaptunk szignifikáns pozitív korrelációt (Páprád és Vajszló: $RS = 0,786$, $p < 0,05$; Vajszló és Piskó: $RS = 0,790$, $p < 0,05$). Tiszanána és Páprád, vagyis a vizsgált két régió között azonban szignifikáns negatív korrelációt mutatunk ki az erdeiegekek gyakorisági sorrendjében ($RS = -0,929$, $p < 0,01$). Megjegyzendő továbbá az is, hogy a Tiszanána vs. Vajszló, illetve a Tiszanána vs. Piskó viszonylatban is negatív korrelációs együtthatót kaptunk, azonban ezek az értékek nem voltak szignifikánsak ($RS = -0,527$, n.s. és $RS = -0,5714$, n.s.) (4. ábra). Páprád és Piskó összevetésekor az erdeiegekek arányának időbeli változása szintén nem mutatott szignifikáns rangkorrelációt ($RS = 0,611$, n.s.).



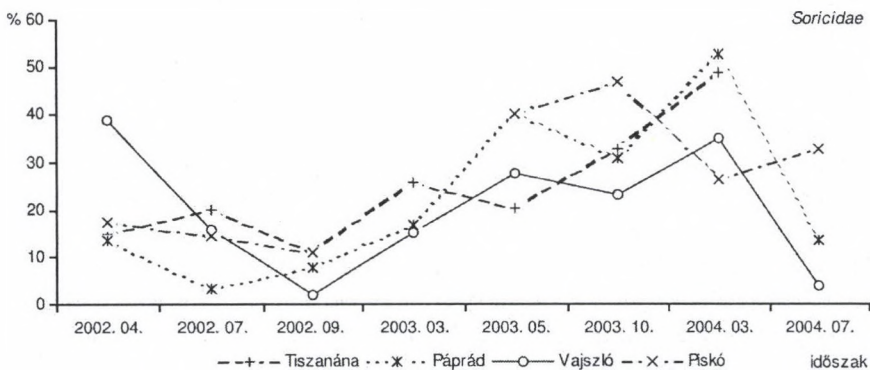
4. ábra. Az erdeiegekek (*Apodemus spp.*) relatív gyakoriságának időbeli alakulása a négy mintahely területén

Az igazi egerek (*Mus spp.*) adatainak elemzése csak Tiszanána és Piskó vonatkozásában adott szignifikáns eredményt ($RS = 0,738, p < 0,05$), míg a további települések összehasonlításában azonban nem mutattunk ki szignifikáns rangkorrelációt a gyakorisági értékek között ($RS = -0,120 - 0,707, n.s.$).

A fehérfogú cickányok (*Crocidura*) arányának alakulására Tiszanána és Vajszló között szignifikáns pozitív korrelációt kaptunk ($RS = 0,714, p < 0,05$), éppúgy, mint Páprád és Piskó összehasonlításában ($RS = 0,714, p < 0,05$). További szignifikáns korrelációt nem tudtunk kimutatni ($RS = 0,143 - 0,619, n.s.$) (5. ábra). Az összevont cickányok (*Soricidae*) taxon csoportot tekintve szignifikáns pozitív korrelációt kaptunk Tiszanána és Páprád adatainak összevetésekor ($RS = 0,714, p < 0,05$), míg ennél a csoportnál a további statisztikai eredmények nem igazolták a tömegességi viszonyok időbeli változásának korrelációját ($RS = 0,214 - 0,548, n.s.$) (6. ábra).



5. ábra. A fehérfogú cickányok (*Crocidura spp.*) relatív gyakoriságának időbeli alakulása a négy mintahely területén



6. ábra. A cickányok (*Soricidae*) relatív gyakoriságának térbeli alakulása a négy mintahely területén

Következtetések

A „kisemlősök” fogalma számos, eltérő ökológiai igényű fajt foglal magába, így ezek arányai, illetve arányaik egymáshoz viszonyított változásai megbízhatóan indikálják élőhelyük változásait. A kisemlősök, mint indikátor csoport, válaszolnak az ökoszisztémában bekövetkező változásokra (diszturbancia, a tájhasználat megváltozása, az extenzív vs. intenzív mezőgazdaság közötti különbségek), melyek a baglyok zsákmányállatainak vizsgálatán keresztül indikálhatók (Cayford 1992). Tájökológiai skálán a kisemlősök fontos modelles csoportot alkotnak, mivel, mint táplálékbazistól, szinte minden ragadozó emlős és madár függ jelenlétüktől, illetve a természetben megtalálható mennyiségüktől. Az utóbbi években egyre gyakoribbá váltak azok a publikációk, amelyek a tájhasználatot, a táj strukturális elemeiben történő változásokat a gyöngybagoly köpetekből kimutatott zsákmányállatok abundancia viszonyai alapján értékelték (pl Andries *et al.* 1994, Bosé & Guidali 2001, La Peña *et al.* 2003). A gyöngybagoly köpetekből származó adatok tájökológiai skálán történő elemzését alkalmazták a mozaikos mezőgazdasági táj változása és az ott élő kisemlős közösségek közötti viszony vizsgálatában (La Peña *et al.* 2003). Love *et al.* (2000) a gyöngybagolynál mutatott ki táplálkozásbeli változást, ami az egyre intenzívebb mezőgazdaság hatására alakult ki. Ebben a témában közölt újabb adatokat Askew *et al.* (2006) munkája.

Az általunk vizsgált két síkvidék kisemlős adatainak összehasonlításából kitűnt, hogy a kimutatható közösségek fajösszetétele nem különbözik lényegesen, azonban az egyes fajok, vagy taxonkategóriák gyakorisági értékei, valamint ezek időbeli változása különbözik, eltolódik. Ez az eltolódás összefügghet a táj strukturális változásával, a tájhasználattal. A különbségek értékelésénél figyelembe kell venni, hogy a gyöngybagolyra, mint ragadozóra szelektív zsákmányolás jellemző. Így az indirekt úton kapott adatokat nagymértékben befolyásolja a denzitásfüggő ragadozás, amely során a baglyok táplálék-összetételében mindig a legelérhetőbb, a környezetben legnagyobb sűrűségben található kisemlősök jelennek meg nagyobb arányban. Eredményeink alapján a különböző kisemlős taxonok vonatkozásában végzett homogenitás és rangkorrelációs vizsgálatok azt mutatták, hogy a két vizsgált térségben a pockok azonos jelentősége mellett, az egerek és a cickányok relatív aránya eltérő.

A gyakorisági értékek rangkorrelációs vizsgálata azt mutatta, hogy a pockok és ezen belül a legfontosabb zsákmánykategória, a mezei pockok relatív abundancia értéke nemcsak egy adott tájegységben belül, hanem a két vizsgált, egymástól távoli tájegység összehasonlításában is korrelál. Az erdeiegeerek vonatkozásában kapott eredmény már utalt a két térségben indirekt módon kimutatott kisemlős közösség szerkezetbeli különbségére. A cickányok közül elsősorban a fehérfogú cickányok gyakorisági értékeinek változása korrelált, azonban a *Sorex* fajok abundancia adatai eltolódást mutattak a két vizsgált térség összevetésében.

Adatainkból arra következtettünk, hogy a pocok populációk 2003-as összeomlását a baglyok a Hevesi térségben a cickányok nagyobb arányú fogyasztásával, míg a Dráva mentén inkább az erdeiegek jelentősebb mértékű vadászatával kompenzálták. Ez az eredmény a két terület táplálék kínálatának különbségére utal, vagyis a különböző tájegységekben a jelenlévő kisméltóságok szerkezete eltérő.

Köszönetnyilvánítás

A bagolyköpet-vizsgálatok alapján végzet kisméltóság monitorozást a KvVM Természet- és Környezetmegőrzési Szakállamtitkársága és a Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatósága támogatta.

Irodalomjegyzék

- Ács, A. (1985): *A bagolyköpetvizsgálatok alapjai*. – MME Zalai HCs. Kiadványa, Zalaegerszeg
- Andries, A. M., Gulink, H. & Herremans, M. (1994): Spatial modelling of the barn owl habitat using landscape characteristics from SPOT data. – *Ecography* **17**: 278–287.
- Askew, N. P., Searle, J. B. & Moore, N. P. (2006): Agri–environment schemes and foraging of barn owls *Tyto alba*. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* **118**: 109–114.
- Bosè, M. & Guidali, F. (2001): Seasonal and Geographic Differences in the Diet of the Barn Owl in an Agro–Ecosystem in Northern Italy. – *Journal of Raptor Research* **35** (3): 240–246.
- Cabon–Raczynska, K. & Ruprecht, A. L. (1977): Estimation of Population Density of the Common Vole in Poland: An Analysis of Owl Pellets. – *Acta Theriologica* **22** (25): 349–354.
- Cayford, J. (1992): Barn owl ecology on East Anglian farmland. – *RSPB Cons. Rev.* **6**: 45–50.
- Cserkész T., Gubányi A. & Farkas J. (2008). Distinguishing *Mus spicilegus* from *Mus musculus* (Rodentia, Muridae) by using cranial measurements. – *Acta Zoologica Hungarica* (in press)
- De La Peña, N., Butet, A., Delettre, Y., Paillat, G., Morant, P., Le Du, L. & Burel, F. (2003): Response of the small mammal community to changes in western French agricultural landscapes. – *Landscape Ecology* **18**: 265–278.
- Derting, T. L. & Cranford, J. A. (1989): Physical and behavioural correlates of prey vulnerability to barn owl (*Tyto alba*) predation. – *American Midland Naturalist* **121**: 11–20.
- Dickman, C. R., Predavec, M. & Lynam, A. J. (1991): Differential predation of size and sex classes of mice by the barn owl, *Tyto alba*. – *Oikos* **62**: 67–76.
- Endes, M., Ambrus, B. & Balogh, P. (1993a): Erdei pocok (*Clethrionomys glareolus*) előfordulása a Hevesi–síkon. – *Calandrella* **7** (1–2): 159.
- Endes, M., Ambrus, B. & Balogh, P. (1993b): Házi patkány (*Rattus rattus*) Kömlőn. – *Calandrella* **7**(1–2): 160.
- Endes, M. & Harka, Á. (1998): Adatok a tiszai Alföld kisméltóságfaunájához bagolyköpet–vizsgálatok alapján. – *A puszta* **1**(15): 159–167.
- Evans, F. C. & Emlen, J. T. Jr. (1947): Ecological notes on the prey selected by a Barn Owls. – *The Condor* **49**: 3–9.
- Haraszthy, L. (ed.) (1984): *Magyarország fészkelő madarai*. Budapest, 246 pp.
- Horváth, Gy. (1995): Adatok a Dráva–sík kisméltóság faunájához (Mammalia: Insectivora, Rodentia) gyöngybagoly (*Tyto alba* Scop.) köpetvizsgálata alapján. – *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* **8**: 203–210.
- Horváth, Gy. (1998): Kisméltóság (Mammalia) faunisztikai vizsgálatok a gyöngybagoly (*Tyto alba*) köpetanalízise alapján a Dráva mentén (1995–1997). – *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* **9**: 475–488.
- Horváth, Gy. (2004): *A kisméltóság szerepe a Dráva élővilágának monitorozásában*. In: Sallai Z. (ed.): *A drávai táj természetvédelmi értékei*. Nimfea Természettudományi Egyesület, Túrkeve, pp. 110–144.

- Horváth, Gy. & Jeney, K. (1998): Adatok a kisméltfauna indirekt monitorozó vizsgálatához egy gyöngybagolypár (*Tyto alba*) három éves köpetvizsgálata alapján. – *Természetvédelmi Közlemények* **7**: 97–115.
- Horváth, Gy., Hamburger K. & Dévényi B. (2003): Density-dependent predation of the barn owl (*Tyto alba*). – *6th World Conference on Birds of Prey and Owls*. – Budapest, Hungary, 18–23 May 2003.
- Kalivoda, B. (1993): Kismélt faunisztikai és populációdinamikai összehasonlító vizsgálatok Jász–Nagykun–Szolnok megyében gyöngybagoly (*Tyto alba*) köpetek alapján (Vizsgálati módszerek). – *Tisicum* **8**: 9–30.
- Kalivoda, B. (1994): *A magyar bagoly-táplálkozásvizsgálati irodalom bibliográfiája és emlőstani elemzése*. – Diplomadolgozat ELTE–TTK 168 pp.
- Kalivoda, B. (1999): A magyar bagoly-táplálkozástani irodalom annotált bibliográfiája. – *Crisicum* **2**: 221–254.
- Kovács, Zs. E. & Cserkész, T. (2006): A Hevesi-sík kismélt faunája bagolyköpetek vizsgálata alapján. – *Folia Historico-naturalia Musei Matraensis* **29**: 195–202.
- von Knorre, D. (1973): Jagdgebiet und taglicher Nahrungsbedarf der Schleiereule. – *Zool. Jahrb.* **100**: 301–320.
- Kovács–Láng E. (1997): *Bevezetés: A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer*. – In: Horváth, F., Rapcsák, T. & Szilágyi, G. (eds.): *Informatikai alapotás. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer I.* Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 9–11.
- Love, R., Webben, C., Glue, D. E. & Harris, S. (2000): Changes in the food of British barn owls (*Tyto alba*) between 1974 and 1997. – *Mammal Review* **30**: 107–129.
- Macholán, M. (1996): Key to the European house mice (*Mus*). – *Folia Zoologica* **45**(3): 209–217.
- Marosi, S. & Somogyi, S. (szerk.) 1990: *Magyarország kistájainak katasztere*. – Budapest, 479 pp.
- Molnár, D., Németh, T., Csete, S. & Horváth, Gy. (2004): Bagolyköpetek kismélt-faunisztikai adatainak tájszintű értékelése. – In: Batáry P., Báldi A. & Dévai Gy. (eds.): *Előadások és poszterek összefoglalói. 2. Szünzoológiai Szimpózium, Budapest, Magyar Természettudományi Múzeum, 2004. március 8–9. 60 p.*
- McNeeley, J. A., Miller, K. R., Reid, W. V., Mittermeier, R. A. & Werner, T. B. (1990): *Conserving the world's biological diversity*. – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Switzerland; World Resources Institute, Conservation International, World Wildlife Found–US, and the World Bank, Washington D. C.
- Otteni, L. C., Bolen, E. G. & Cottan, C. (1972): Predator–prey relationships and reproduction of the Barn Owl in Southern Texas. – *The Wilson Bulletin* **84**: 434–448.
- Purger, J. (1998): A Dráva mente Somogy megyei szakaszának kismélt (Mammalia) faunája, gyöngybagoly, *Tyto alba* (Scopoli, 1769) köpetek vizsgálata alapján. – *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* **9**: 489–500.
- Ruprecht, A. L. (1986): Relative Population Density of the House Mouse in Poland: an Analysis of Owl Pellets. – *Acta Theriologica* **31**(14): 176–179.
- Schmidt, E. (1967): *Bagolyköpetvizsgálatok*. – A Madártani Intézet Kiadványa, Budapest 130 pp.
- Schmidt, E. (1973): Die Nahrung der Schleiereule in Europa. – *Zeitschr. Angew. Zool.* **60**: 43–70.
- Schmidt, E., Somogyi, P. & Szentendrey, G. (1973): Ein Versuch zur Feststellung der Populationsdichte einiger Kleinsäuger in offenen Kulturgebieten auf Grund von Schleiereulengewöllen. – *Vertebr.* **12**: 79–91.
- Ujhelyi, P. (1994): *A magyarországi vadonélő emlősállatok határozója*. Budapest, 189 pp.
- Webster, J. A. (1973): Seasonal Variation in Mammal Contents of Barn Owl Castings. – *Bird Study* **20**: 185–196.
- Wilson, D. E., Cole, F. R., Nichols, J. D., Rudran, R. & Foster, M. S. (1996): *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals*. – Smithsonian Institution Press, Washington, 409 pp.
- Wijnandts, H. (1984): Ecological energetics of the long-eared owl (*Asio otus*). – *Ardea* **72**: 1–92.
- Zar, J. H. (1996): *Biostatistical analysis*. – Prentice–Hall International, Inc. 662 pp.
- Zörényi, M. (1990): A bagolyköpetekből várható hazai emlősfajok határozókulcsa. – *Babits füzetek* **1**. Szekszárd, 33 pp.

Small mammal monitoring in two different plain regions:
comparing indirect abundance details on landscape scale

Horváth, Gy.¹, Kovács, Zs. E.² & Dudás, R.¹

¹Department of Animal Ecology, Institute of Biology, University of Pécs
H-7624 Pécs, Ifjúság u. 6, Hungary

²Department of Evolutionary Zoology and Human Biology, University of Debrecen,
H-4032, Debrecen, Egyetem tér 1.

Abstract: Small mammal monitoring data of two different lowland regions (Drava Lowlands, Heves plains), collected by barn owl pellet analysis, were compared on landscape scales (meso-region, micro-region). The analyses of relative abundances at different landscape scales showed that, besides the similarity of the compositions of small mammal faunas, there are significant differences in abundance relations, which could be statistically demonstrated in the different characteristic taxa. The spatial scale on the micro-regional or small landscape level provided more detail in the differences of frequency distributions, and gave a more accurate picture on distribution and frequency relations. The period during which the studies were performed in the two lowland areas coincided with the collapse of the populations of vole species, including that of the common vole, in 2003. It could be revealed based on our data that in response to the disappearance of voles, the owls altered their food selection in accordance with prey availability in both studied regions. The greater degree of preying on wood mice (*Apodemus spp.*) along Drava, and on shrews (*Soricidae*) in the Heves region well reflected the difference in frequency relations between the two small mammal communities.

Key words: owl pellet analysis, barn owl, monitoring, small mammals, landscape scale

A hínárvegetáció változása az Által-ér vízgyűjtőjén a korábbi kutatások tükrében

Riezing Norbert

2851 Környe, Alkotmány u. 43/7.
liparis@freemail.hu

Összefoglaló: A szerző kutatásai során az Által-ér és mellékvízeinek hínárvegetációját hasonlította össze az archív és az aktuális (saját) előfordulási adatok alapján. Több, különböző adottságú víztest vizsgálata egybehangzóan mutatja a hínárvegetáció eltűnését, vagy jelentős átalakulását. A vizsgált időszak alatt 16 faj, a korábban jelzett fajok 55%-a, köztük számos országos jelentőségű ritkaság pusztult ki a területről. Az újonnan megjelentek között betelepített dekoratív, illetve idegenhonos fajok egyaránt előfordulnak. A szerző vizsgálataival a hínárvegetáció sérülékenységre és természetvédelmi szempontból vett mellőzöttségére szeretné felhívni a figyelmet.

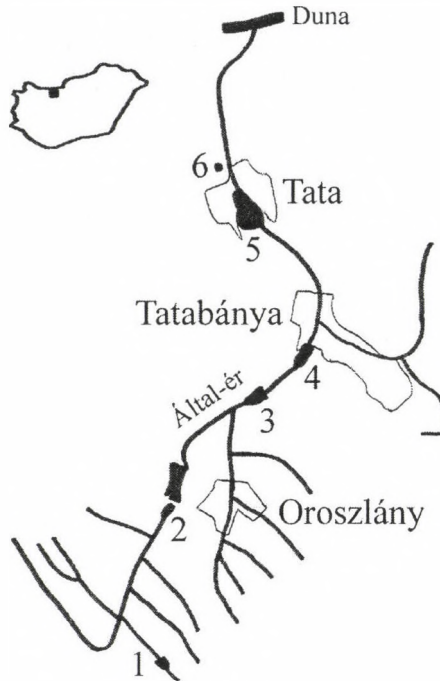
Kulcsszavak: hínárvegetáció, összehasonlítás, kipusztulás, Által-ér völgy, természetvédelem

Bevezetés

A vízinövények indikátorszerepére már számos szerző felhívta a figyelmet. Mint ahogy azt Felföldy Lajos Hínár határozójának bevezetőjében is olvashatjuk: „A hínár fajok ismeretének számos előnye van, mert segítségükkel jól tájékozódhatunk a víz egyébként homogén tömegében, egyes fajok jelenléte vagy hiánya (sőt eltűnése!) a környezet minősítésének jó eszköze.” (Felföldy 1990). A vizek minőségének romlása, a vízfolyások, tavak medrének és partvonalának átalakítása tehát jelentősen befolyásolja a vízi vegetáció összetételét. Vizsgálataimban arra voltam kíváncsi, hogy egy mintaterületnek kiválasztott vízgyűjtő területén hogyan változott a hínárvegetáció összetétele az elmúlt több mint 70 évben.

Anyag és módszer

Kutatásaim során az Által-ér és mellékvízeinek hínárvegetációját vizsgáltam. Az Által-ér a Dunántúl északi részén, a Vértes hegység északi előterében ered, majd a Gerecse nyugati peremén északi irányba fordulva Dumaalmásnál folyik a Dunába (1. ábra). Hossza 53 km, vízgyűjtőjének kiterjedése 521 km². Vízhozama a csapadékviz viszonyoktól függően jelentős ingadozásokat mutat. Átlagos vízhozama az alsó szakaszon is mindössze 0,8–1,0 m³/s. Jelentősebb, nyárra sem kiszáradó mellékvíze a Gerencséri-ér, az Oroszlány-Kecskédi-vízfolyás, valamint a Tatabányán átfolyó Galla-patak. Korábbi adatok alapján a következő területek összehasonlítására nyílt mód: pusztavámi Csuka-tó, bokodi Öreg-tó, környei Öreg-tó, Bánhidai-tó és környéke, tatai Öreg-tó, valamint a tatai Fényes-források környéke.



1. ábra. Az Által-ér és fontosabb vizei

Jelmagyarázat: 1: Csuka-tó, 2: bokodi Öreg-tó, 3: környei Öreg-tó,
4: Bánhidai-tó, 5: tatai Öreg-tó, 6: Fényes-források

A vízgyűjtőn a 20. század második felében szénre épülő iparvidék (Tatabánya, Oroszlány) alakult ki, jelentősen befolyásolva a vizek minőségét, és a források vízhozamát.

Vizsgálataim során az Által-ér és mellékvizeinek hínárvegetációját érintő, a vizek állapotára és minőségére is utaló korábbi, főleg a múlt század első feléből származó (1924–38) (a Tata környéki vizek esetében kiegészítve az azt megelőző (1870–1899), illetve az 1960-as évekből származó adatokkal), és az aktuális (2006–2007) botanikai kutatások eredményeit hasonlítottam össze. A korábbi adatokat elsősorban Boros Ádám kéziratos útinaplói (1924–38), publikációi (1934, 1937, 1954), másodsorban Frank Ferenc (1870), Feichtinger Sándor (1899) publikációi, Kugli József szóbeli információi, illetve a Magyar Természettudományi Múzeum Növénytárának Carpato-Pannonicum gyűjteményében (a továbbiakban ennek hivatkozása: BP) őrzött herbáriumi lapok alapján gyűjtöttem össze. Az aktuális adatok az elmúlt években végzett szisztematikus florisztikai vizsgálataimnak az eredményeit tükrözik. Külön kiemelve szerepelnek a tatai Fényes-fürdő területére betelepített idegenhonos vízínövények.

A víztetek jellemzéséhez felhasználtam a korábbi katonai felmérések (I., II., III., IV. felmérések) térképeit, valamint az első légi fotók (1951) felvételeit is. A nevezéktan Simon (2000) munkáját követi.

A vizsgálat eredményei

Az alábbiakban a korábban is kutatott víztestek (elsősorban tavak) egykori és jelenlegi vízi flórájának összehasonlítása látható, melyeket a vízgyűjtőn a forrásvidék felől a torkolat felé elfoglalt helyük alapján állítottam sorrendbe.

Pusztavám: Csuka-tó

Mesterségesen létrehozott kis tó az Által-ér egyik jobb oldali vízfolyása mentén a Vértes-hegység mészkő és dolomittömbjének lábánál. A tó 2006-ra kiszáradt.

1. táblázat. A pusztavámi Csuka-tó hínárvegetációja

1935 (Boros)	2006
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	–
<i>Potamogeton lucens</i>	

A tóban az 1990-es években még volt víz. Belőle akkor hínáros víziboglárka (*Ranunculus trichophyllus*) és nagy tüskeshínár (*Najas marina*) került elő (Riezing ined.). Az érzékenyebb fajok addigra már eltűntek.

Bokod: Öreg-tó

Már az első katonai felmérés térképén (1783) is látható. Az első, 1951-es légi fotón a tópart még természetszerű, bár az Által-ér vizének egy részét az északi oldalon már csatorna vezeti el. A tó déli részét az 1980-as években kikutorták, de a többi része megmaradt sekélyvizű, nádasos-sásos élőhelynek. A tó feletti Által-ér szakaszon a vizet elsősorban Pusztavám falu, és néhány bányauzem szennyezi.

2. táblázat. A bokodi Öreg-tó hínárvegetációja

1935, 1938 (Boros)	2006
<i>Callitriche „verna”*</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>
<i>Ceratophyllum demersum</i>	
<i>Hippuris vulgaris</i>	
<i>Myriophyllum spicatum</i>	
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	
<i>Nymphaea alba</i>	
<i>Potamogeton crispus</i>	
<i>Utricularia australis</i>	

*: Boros az Öreg-tó feletti Által-ér szakaszon találta. A nemzetség nehéz azonosíthatósága miatt (Boros „” jelzése is feltehetően a határozás bizonytalanságra utal) a továbbiakban csak mint *Callitriche sp.* utalok az adatra.

Az 1990-es évek elején még volt a tóban egyetlen tő fehér tündérrózsa (*Nymphaea alba*) (Riezing 2006), valamint nagyobb mennyiségben közönséges rence (*Utricularia vulgaris*) (Riezing ined.), de az utóbbi években ezek a fajok már nem kerültek elő. Mára valamennyi érzékenyebb faj eltűnt, és az érdes tócsagaz (*Ceratophyllum demersum*) is csak a bolygatatlan részen maradt meg.

Környe: Öreg-tó

Mesterségesen létrehozott tó. Már az első katonai felmérés térképén (1783) is látható (akkor a mainál nagyobb kiterjedésű volt). Az 1980-as évekre nagyon feliszapolódott, ezért az évtized végén a „tisztításhoz” leengedték. A kotrási munkálatok évekig eltartottak, mai képét az 1990-es évek végén szerezte.

3. táblázat. A környei Öreg-tó hínárvegetációja

1935 (Boros)	2006
<i>Hippuris vulgaris</i>	–
<i>Lemna minor</i>	
<i>Persicaria amphibia</i>	
<i>Potamogeton lucens</i>	
<i>Potamogeton pectinatus</i>	
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	

Amint az a 3. táblázatból látható, a tó vizéből valamennyi vízinövényfaj eltűnt.

Tatabánya: Bánhidai-tó és környéke

A Bánhidai-tavat valamint körülötte a kisebb tavakat már az első katonai felmérés térképe (1783) is ábrázolja. A korabeli térkép (IV. katonai felmérés) tanúsága szerint Boros vizsgálatainak idejében a tó és környéke még természetszerű képet mutatott. Az utóbbi évtizedekben a Bánhidai Hőerőmű hűtőtárolójaként funkcionált.

A Bánhidai-tónak és környékének (Farkas-tó, Tükör-tó, kisebb csatornák, vízelvezető árkok) gazdag vízinövény flórájából mára semmi sem maradt. A vízinövények szinte teljesen eltűntek, egyedül a tág tűrőképességű fésűs békaszőlő (*Potamogeton pectinatus*) került elő az Által-érnek a Bánhidai-tó alatti szakaszáról.

Boros fajlistájából látható, hogy a területen már 70 évvel ezelőtt jelen volt az észak-amerikai adventív kanadai átokhínár (*Elodea canadensis*). Egy herbáriumi lap tanúsága szerint Bánhidán (pontosabb helymegjelölés nélkül) előfordult korábban a merev víziboglárka (*Ranunculus circinnatus*) is (Simonkai 1903 BP).

4. táblázat. A Bánhidai-tó hínárvegetációja

1934, 1935, 1937 (Boros)	2006
<i>Elodea canadensis</i>	<i>Potamogeton pectinatus</i>
<i>Groenlandia densa</i>	
<i>Lemna minor</i>	
<i>Myriophyllum spicatum</i>	
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	
<i>Persicaria amphibia</i>	
<i>Potamogeton crispus</i>	
<i>Potamogeton fluitans</i>	
<i>Potamogeton lucens</i>	
<i>Potamogeton pectinatus</i>	
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	
<i>Spirodela polyrhiza</i>	
<i>Zannichellia palustris</i>	

Tata: Öreg-tó

A vízgyűjtő és egyben a térség legnagyobb tava. Jelenlegi formájában mesterséges (kialakítását általában Zsigmond király idejére, vagy még korábbra teszik), de a mész-tufagátaknak köszönhetően feltehetően természetes módon is kialakult itt korábban egy, a jelenleginél kisebb kiterjedésű tó.

BOROS az 1920-as években többször is járt Tatán, de figyelme a Fényes-források környékére és az Angolkertre terelődött. A Magyar Természettudományi Múzeum Carpato-Pannonicum gyűjteményében őrzött herbáriumi lapok alapján más botanikusok is elsősorban e két területet keresték fel, és az Öreg-tó vízínövényeiről a múlt század közepéig alig találunk adatokat. A hínárvegetáció részletes vizsgálatáról csak az 1960-as évektől van információ (Kugli J. *ex. verb.*).

Az irodalmi adatok is hiányosak, vagy nagyobb léptékű helymegjelölésük (például „Tata” in Feichtinger 1899) miatt nem vonatkoztathatóak egyértelműen az Öreg-tóra. Botanikusaink közül már Kitaibel is megfordult Tatán (1802, 1806), jegyzeteiben azonban nem említ innen vízi növényeket (Kitaibel in Gombocz 1945 és Lőkös 2001). Hasonlóan nincsen adat Gayer bő száz évvel később megjelent (Gayer 1916), Komárom megye növényeiről írt összefoglaló dolgozatában sem. A „két városrész között elterülő nagy tó” vízínövényeiről először Frank tudósít 1870-ben, aki az edényes fajok közül a bodros és a felemáslevelű békaszőlőt (*Potamogeton crispus* és *P. gramineus*) említi. Tompalevelű békaszőlő (*P. obtusifolius*) adata feltehetően téves. Feichtinger (1899), számos vízi növényt említ „Tata” helymegjelöléssel (*Myriophyllum spicatum* és *M. verticillatum*, *Nuphar lutea*, *Spirodela polyrhiza*, *Lemna minor* és *L. gibba*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Potamogeton perfoliatus*, *P. pectinatus*, *P. „pusillus”*), de az Öreg-tóból konkrétan csak az akkor még gyakori vízilófarkot (*Hippuris vulgaris*), valamint az üveglevelű és a fodros békaszőlőt (*Potamogeton lucens* és *P. crispus*) jelzi. A tó hínárvegetációjáról pontos képet először csak az 1960-as évekből kapunk (Kugli J. *ex. verb.*).

5. táblázat. A tatai Öreg-tó hínárvegetációja

1870 (Frank), 1899 (Feichtinger) 1960 (Kugli)	2007
<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Lemna minor</i>
<i>Ceratophyllum submersum</i>	
<i>Hippuris vulgaris</i> (1899)	
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	
<i>Lemna minor</i>	
<i>Lemna trisulca</i>	
<i>Myriophyllum spicatum</i>	
<i>Persicaria amphibia</i>	
<i>Potamogeton crispus</i>	
<i>Potamogeton gramineus</i> (1870)	
<i>Potamogeton lucens</i> (1899)	
<i>Potamogeton pectinatus</i>	
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	
<i>Spirodela polyrhiza</i>	

A korábbi leírásokban említett dús hínárvegetáció mára eltűnt, mindössze az apró békalencse kisebb állományai kerültek elő a nyugati oldal „szigetei” és a part közötti csendesebb vizekből. A hínárvegetáció eltűnésének fő okaiként a tó korábbi kotrasi munkálatait, a partok kiépítését, a sekély részek feltöltését, a víz szennyezettségét, valamint a növényevő halak nagyarányú betelepítését jelölik meg (Hydroprofil 2000).

Tata: Fényes-források környéke

Az egykor méltán híres tatai források egy része a várostól északra, ebben a forráscsoportban tört a felszínre, melyek közül a legjelentősebb a Fényes-forrás volt. A forráscsoport együttes vízhozama naponta mintegy 100 millió liter kristálytisza langyos (17–22 °C-os) vizet jelentett. A Vértesben és a Gerecsében folytatott mélyművelésű szénbányászat érdekében történt jelentős vízkiemelések miatt a források az 1950-es évektől azonban egymás után apadtak el, melyek között az utolsó a (legmélyebben fekvő) Fényes-forráscsoport volt 1973-ban (Hydroprofil 2000, Takács 1996). A bányászat háttérbe szorulásával a források egy része az ezredfordulón ismét életre kelt. A Fényes területét azonban időközben jelentősen átalakították (fürdővé építették ki), de kisebb foltokban fennmaradhatott a természetes növényzet is. Boros és Frank még a jelentősebb „vízrendezések” és átalakítások előtt tanulmányozhatták a területet.

6. táblázat. A tatai Fényes-források hínárvegetációja

1924, 1925 (Boros) ill. 1870 (Frank)*	2006
<i>Ceratophyllum demersum</i> **	<i>Ceratophyllum demersum</i>
<i>Lemna minor</i> (Frank)	<i>Ceratophyllum submersum</i>
<i>Lemna trisulca</i> (Frank)	<i>Hottonia palustris</i>
<i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>
<i>Myriophyllum verticillatum</i> (Frank)	<i>Lemna minor</i>
<i>Nuphar lutea</i>	<i>Lemna trisulca</i>
<i>Persicaria amphibia</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>
<i>Potamogeton coloratus</i>	<i>Myriophyllum verticillatum</i>
<i>Potamogeton crispus</i>	<i>Nuphar lutea</i>
<i>Potamogeton lucens</i>	<i>Nymphaea alba</i>
<i>Potamogeton natans</i> (Frank)	<i>Potamogeton crispus</i>
<i>Potamogeton nodosus</i>	<i>Potamogeton natans</i>
<i>Potamogeton pectinatus</i>	<i>Potamogeton nodosus</i>
<i>Ranunculus rionii</i> ***	<i>Potamogeton pectinatus</i>
<i>Spirodela polyrhiza</i> (Frank)	<i>Spirodela polyrhiza</i>
<i>Utricularia australis</i> ****	<i>Stratiotes aloides</i>
<i>Utricularia bremii</i> *****	<i>Utricularia vulgaris</i>
<i>Utricularia vulgaris</i>	
	Idegenhonos, betelepített fajok
1924, 1925 (Boros)	2006 (Kugli M., Riezing N.)
<i>Nymphaea caerulea</i> Savigny	<i>Bacopa caroliniana</i> Roxb. (Smit)
	<i>Cabomba caroliniana</i> A. Gray
	<i>Ceratopteris</i> sp.
	<i>Egeria densa</i> Planch.
	<i>Elodea canadensis</i> L. C. Rich. ex Michx.
	<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) St. John
	<i>Hydrilla verticillata</i> (L.F.) Royle
	<i>Hygrophila corymbosa</i> (Blume) Lindau
	<i>Hygrophila difformis</i> Blume
	<i>Hygrophila polysperma</i> (Roxb.) T. Anderson
	<i>Lagarosiphon major</i> (Rid.) Moss
	<i>Ludwigia repens</i> Swartz
	<i>Nymphaea caerulea</i> Savigny
	<i>Nymphaea</i> spp.
	<i>Nymphaea x marliacea</i> Marliac
	<i>Rotala macrandra</i> L.
	<i>Rotala rotundifolia</i> Roth (Koehne)
	<i>Shinnersia rivularis</i> (Gray) King Robinson
	<i>Utricularia gibba</i> L.
	<i>Vallisneria gigantea</i> Graebner
	<i>Vallisneria neotropicalis</i> Marie Victoria
	<i>Vallisneria spiralis</i> L.

*: Boros a naplójában nem említ néhány országszerte elterjedt, gyakori fajt, melyek jelenléte a korábbi irodalmi (Frank 1870) és a későbbi adatok alapján az 1920-as években is biztosra vehető.

** : A naplóban ?-el látható, a herbáriumi lapon (BP) „*submersum*” felirat olvasható, a növény viszont *C. demersum* (rev. Soó R.).

***: Boros *Ranunculus trichophyllus*-nak írja, de a herbáriumi lapon *R. rionii* (rev. Felföldy L.) található.

****: Boros ide vonatkozó herbáriumi lapjait (BP) Jost Casper határozta. Boros útinaplójában ezt a fajt jegyzi fel, de később megjelent publikációjában (Boros 1937) már nem említi.

*****: Boros az általa gyűjtött vegetatív állapotú növényeket *Utricularia minor* L. -nak határozta és publikálta (Boros 1937). A későbbi irodalmakba is ez az adat került be. A begyűjtött herbáriumi példányokat (BP) Mesterházy Attila lápi rencének (*Utricularia bremii*) revidéálta.

Ha összevetjük az aktuális és a korábbi adatsort, akkor az előzőektől eltérően itt azt látjuk, hogy jelenleg fajgazdagabb a Fényes-források környékének hínárvegetációja, mint korábban. Érdeemes megnézni azonban, hogy milyen újabb fajok kerültek elő napjainkban. Feltűnő a betelepített fajok sokasága. Ha a betelepített idegenhonos hínárfajokat (lásd táblázat második része) leszámítjuk, máris fajszegényebb flórát kapunk. Az idegenhonos fajok mellett számos hazánkban őshonos növény is betelepítés eredményeként került ide az elmúlt évtizedekben: békaliliom (*Hottona palustris*), békatutaj (*Hydrocharis morsus-ranae*), fehér tündérrózsa (*Nymphaea alba*), kolokán (*Stratiotes aloides*) (Kugli J. *ex. verb.*). A területen őshonos flórát tekintve tehát jelentős fajcsökkenés figyelhető meg. Az eltűnt növények között olyan országszerte ritka fajok szerepelnek, mint a színes békaszólló (*Potamogeton coloratus*), vagy a lápi rence (*Utricularia bremii*).

A feltűnően hosszú adventív flóralista kapcsán érdemes megemlíteni, hogy a Fényes-források területére már a 19. század vége felé telepítettek vízi növényeket. Az 1950-es évekre már számos akváriumi, illetve látványosabb tavi növényt honosítottak meg a langyos vizű forrásokban (Kugli J. *ex. verb.*). Később már a dekorációs célok és a kísérletezés mellett gazdasági hasznosítás céljából is telepítettek, illetve természetek/termesztenek idegenhonos hínárfajokat.

Érdekesebb fajok egykor és ma

Az alábbiakban látható kiemelve néhány, a szerző által érdekesebbnek talált vízi növény. Minden fajnak kigyűjtöttem az Által-ér vízgyűjtőről származó korábbi adatait, valamint összehasonlításként bemutatam a ma ismert aktuális előfordulásait. Itt láthatóak azok a fajok is, melyek kipusztultnak tekinthetők a területről (a célirányos keresés ellenére több mint 50 éve nincsen adata).

Az adatok után található „mscr.” jelölés kéziratra, a „BP” jelölés a Magyar Természettudományi Múzeum Növénytarának Carpato-Pannonicum gyűjteményében fellelhető herbáriumi lap(ok)ra utal. Amennyiben a növénynek herbáriumi gyűjtése is ismert, úgy abban az esetben arra hivatkozom.

- Groenlandia densa* (L.) Fourr.: Korábban: Bánhida: „árok az Öreg-tó partjával párhuzamosan a D-i oldalon” (Boros 1934 BP, mscr.), „Öreg-tó és K-i végénél levő mocsarai, valamint a DNy-i partjával párhuzamosan húzódó árok vizében” (Boros 1935 BP, mscr., 1954). Az utóbbi években nem került elő (Riezing 2006), sőt az egész országból kipusztultnak tekinthető (Mesterházy 2006a).
- Hippuris vulgaris* L.: Korábban: Bokod: Öreg-tó (Boros 1938 BP, 1954), Környe: Öreg-tó (Boros 1935 BP, 1954), Tata: Angolkert (Frank 1870), Öreg-tó (Feichtinger 1899). Az utóbbi években sem a korábban ismert lelőhelyeiről, sem a vízgyűjtő más területeiről nem került elő. Legközelebbi aktuális adata az Által-ér torkolat közelében található Duna menti egyik kavicsbánya vízzel telt gödréből származik (Riezing 2005).
- Potamogeton coloratus* Vahl: Korábbi adatai a tatai Fényes-forrásokból (Boros 1925 BP, 1934, 1937), és az Angolkertből (Boros 1925 BP, „a malomhoz közelebb eső forrás lefolyásában” Boros 1925 mscr., 1934, 1937) származnak. Előfordulásait nem sikerült megerősíteni. Felföldy (1990) szerint a mészben gazdag, de növényi tápanyagban szegény, oligotrofikus és szennyezetlen vizekben él. Az egész országban ritka, mindössze három aktuális előfordulási adatát ismerjük (Bauer 2006, Lájér 1999, Mesterházy 2006b). A lecsapolások és vízszennyezések miatt Európa-szerte pusztulóban van.
- Potamogeton gramineus* L.: Egyetlen korábbi adata: Tata: Öreg-tó (Frank 1870). Előfordulását nem sikerült megerősíteni, illetve újabb lelőhelyekről sem került elő. Felföldy (1990) szerint tiszta vizet jelez.
- Potamogeton lucens* L.: Korábban: Bánhida: Farkas-tó (Boros 1935 mscr.), Öreg-tó (Boros 1935 BP), Környe: Öreg-tó (Boros 1935 BP), Pusztavám: Eger-árok (Csuka-tó) (Boros 1935 BP), Tata: Öreg-tó (Feichtinger 1899), „Tatáról a Fényeshez vezető út mentén, állóvizek (jórészt mesterséges halastavak)” (Boros 1925 mscr.), Fényes-forrás (Boros 1925 BP, 1937, Degen 1926 BP). Aktuális előfordulásait korábbi lelőhelyein nem sikerült megerősíteni. Az Által-ér vízgyűjtőn új lelőhelyen, a Vértesből eredő Gyertyános-éren található kisebb tóban (a Kilencfa-homoknál) sikerült megtalálni. Felföldy (1990) szerint a szerves szennyezést nem tűri, és a kevésbé zavart, tiszta vizek indikátora.
- Potamogeton pusillus* L.: A korábban egy fajnak tekintett taxont két fajra bontották: apró békaszőlő (*Potamogeton panormitanus* Bivona-Bernardi), illetve Berchtold-békaszőlő (*P. berchtoldii* Fieber). A Feichtinger (1899) által Tatáról említett növény herbáriumi lapját nem láttam, így nem tudtam eldönteni, hogy adata melyik fajra vonatkozik. Előfordulását nem sikerült megerősíteni.
- Ranunculus circinnatus* Sibth: Egyetlen korábbi adata: Bánhida (Simonkai 1903 BP). Előfordulását nem sikerült megerősíteni, illetve újabb lelőhelyről sem került elő. Felföldy (1990) szerint tiszta vizekben él.
- Utricularia bremii* Heer: Korábban: Tata: Fényes-források, a főforrás melletti „ingoványos helyek apró medencéiben” (Boros 1924 mscr.). Gyűjtések: Perlaky 1890 BP, Boros 1924, 1925 BP det. Mesterházy A. Előfordulását nem sikerült megerősíteni.

Utricularia australis R. Br.: Korábban: Bokod: Öreg-tó (Boros 1938 BP det. J. Casper), Tata: Fényes-forrás (Boros 1925 BP det. J. Casper). Aktuális előfordulását nem sikerült minden kétséget kizáróan bizonyítani.

Spirodela polyrhiza (L.) Schleiden: Korábban: Bánhida: Öreg-tó (Boros 1935 BP), Tata (Feichtinger 1899), Tata: Fényes-forrás (Frank 1870, Perlaky 1890 BP). Az utóbbi években csak Tata környékéről került elő, igaz itt többfelé megtalálható: Által-ér a városban a Fényes felé, Fényes, Fényes-patak a Réti-malomnál, valamint az Által-ér mentén az Által-éri-ülepítő feletti szakaszon. Felföldy (1990) szerint az eutrofizációt tűri, de a szennyvízzel közvetlenül nem szennyezett vizekben él.

Zannichellia palustris L.: Korábban: Bánhida: Öreg-tó (Boros 1935 BP), Tata: „az angolkerti vizeket levezető folyásban” (Boros 1925 BP). Előfordulását nem sikerült megerősíteni.

Megvitatás

A vizsgált területek többségéről a vízinövények az elmúlt évtizedek alatt teljesen eltűntek, vagy csak egy-egy tág tűrésű faj maradt meg. Elbeszélések alapján a vizsgált tavakban még az 1950-es években is dús hínárvegetáció tenyészett (bokodi, környei és tatai Öreg-tó), azóta viszont a magasabbrendű vízi vegetáció szempontjából lényegében „sterillé” váltak ezek a vizek.

Jelentősebb hínárvegetációt mindössze a Fényes területén találunk, de ennek összetétele is jelentősen átalakult. A ritkább, érzékenyebb fajok többsége eltűnt, ugyanakkor idegenhonos, illetve hazánkban ugyan őshonos, de a források területére betelepített fajok jelentek meg.

A vizsgált víztestek hínárvegetációjának fajösszetételét ért változásokat a 7. táblázat foglalja össze. A felsorolás mutatja a dolgozatban említett vizekből eddig ki-mutatott hínárfajokat (a betelepített idegenhonos fajok nélkül). Az első oszlopban láthatóak azok, melyeket 1870-1938 között mutattak ki a területről, a második oszlopban pedig azok, melyek 2005-2007 között kerültek elő.

7. táblázat. A hínárvegetáció összehasonlítása

	1870–1938	2005–2007
<i>Callitriche</i> sp.	+	
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	+	+
<i>Ceratophyllum submersum</i> L.		+
<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourr.	+	
<i>Hippuris vulgaris</i> L.	+	
<i>Hottonia palustris</i> L.		+
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	+	+

<i>Lemna gibba</i> L.	+	
<i>Lemna minor</i> L.	+	+
<i>Lemna trisulca</i> L.	+	+
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	+	+
<i>Myriophyllum verticillatum</i> L.	+	+
<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sibth.	+	+
<i>Nymphaea alba</i> L.	+	+
<i>Persicaria amphibia</i> (L.) S.F. Gray	+	
<i>Potamogeton „pusillus”</i> L. p.p.	+	
<i>Potamogeton coloratus</i> Vahl.	+	
<i>Potamogeton crispus</i> L.	+	+
<i>Potamogeton gramineus</i> L.	+	
<i>Potamogeton lucens</i> L.	+	
<i>Potamogeton natans</i> L.	+	+
<i>Potamogeton nodosus</i> Poir.	+	+
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	+	+
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	+	
<i>Ranunculus circinnatus</i> Sibth.	+	
<i>Ranunculus rionii</i> Lager	+	
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix	+	
<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleiden	+	+
<i>Stratiotes aloides</i> L.		+
<i>Utricularia australis</i> R. Br.	+	?
<i>Utricularia bremii</i> Heer	+	
<i>Utricularia vulgaris</i> L.	+	+
<i>Zannichellia palustris</i> L.	+	

A táblázatban látható, hogy a vizsgált területről a korábban jelzett 29 hazánkban őshonos fajból 16 tűnt el (55%), melyek között országszerte ritka, sőt jelenleg kivesztultnak tekinthető (*Groenlandia densa*) is akad. A hazánkban ritkábbnak tartott, természetvédelmileg érdekesebb fajok közül korábbi élőhelyéről valamennyi eltűnt!

Természetvédelmi szempontból megközelítve a hínárnövényzet méltánytalanul háttérbe szorult. Közülük napjainkra elsősorban a látványosabbak (pl. *Nymphaea alba*), vagy a rendkívül ritkák (pl. *Potamogeton coloratus*) kaptak jogi védeltséget, pedig számos faj állománya az utóbbi évtizedekben drasztikusan csökkent. Megőrzésük a vizes élőhelyek átalakítása, megszűnése és a vízszennyezések miatt egyre kétségesebb. Borhidi és Sánta (1999) számos társulásuk védetté, illetve fokozottan védetté nyilvánítását javasolta. Persze a jogi védeltség önmagában nem biztosítja fennmaradásukat, viszont jó alapot nyújthat a megőrzésükhöz.

Vizes élőhelyek megőrzési terveinél elsősorban a zoológiai értékekre (különösen a madarakra) összpontosítanak, míg a vízi növényzet megőrzése/helyreállítása a háttérbe szorul.

Vizsgálataimmal arra szeretnék rámutatni, hogy a különféle hínárfajok jelenlegi ismereteink szerinti aktuális helyzetének áttekintésével célszerű lenne újra átgondolni természetvédelmi jelentőségüket és megítélésüket.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom Mesterházy Attilának a cikk írása közben nyújtott segítségével, Barina Zoltánnak, Dobolyi Z. Konstantinnak és Papp Gábornak a Magyar Természettudományi Múzeum Növénytárában nyújtott segítségükért, illetve Musicz Lászlónak, aki segítette a Fényes-források területére a bejutást. Köszönettel tartozom továbbá Kugli Józsefnek és Kugli Mártonnak a betelepített növényekkel kapcsolatos információikért.

Irodalomjegyzék

- Bauer N. (2006): A *Potamogeton coloratus* Hornem. Magyarországon. – *Flora Pannonica* **4**: 111–119.
- Borhidi A. & Sánta A. (1999)(szerk.): *Vörös könyv Magyarország növénytakarásairól I.* – TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, p. 362.
- Boros Á. (1924–25, 1934–35, 1937–38): Florisztikai jegyzetek. – Kézirat, MTM Növénytár.
- Boros Á. (1934): Néhány ritkább *Potamogeton*-faj hazai elterjedéséhez. – *Botanikai Közlemények* **31**(3–4): 156–157.
- Boros Á. (1937): Magyarországi hévizek felsőbbrendű növényzete. – *Botanika Közlemények* **34**(3–4): 85–118.
- Boros Á. (1954): A Vértes, a Velencei-hegység, a Velencei-tó és környékük növényföldrajza. – *Földrajzi Értesítő* **3**(2): 280–310.
- Feichtinger S. (1899): *Esztergom megye és környékének flórája*. – Esztergom–Vidéki Régészeti és Történelmi Társaság kiadványa, Esztergom, p.456.
- Felföldy L. 1990. *Hínár határozó*. Aqua Kiadó, Budapest. p. 145.
- Frank F. (1870): Tata vidéke flórájának rövid ismertetése. – A kegyestanítórend tatai kisgymnasiumának értesítménye az 1869/70. tanévre, Esztergom, pp. 3–6.
- Gáyer Gy. (1916): Komárommegye virányos növényeiről. – *Magyar Botanikai Lapok* **11**: 37–54.
- Gombocz E. (1945): *Diaria itinerum Pauli Kitaibelii 2.* – Magyar Nemzeti Múzeum, Budapest. p. 604.
- Hydroprofil Kft. (2000): Előzetes környezeti hatásvizsgálat a tatai Öreg-tó Ramsari terület élőhelyrekonstrukciós kiviteli tervéhez. – Kézirat, Tata, p. 42.
- Lájer K. (1999): Florisztikai adatok a Dunántúlról, valamint Vácrátót környékéről. – *Kitaibelia* **4**: 311–317.
- Lőkös L. (szerk.) (2001): *Diaria Itinerum Pauli Kitaibelii III.* – A Magyar Természettudományi Múzeum kiadása, Budapest, p. 62–71.
- Mesterházy A. (2006a): A sűrűlevelű békaszőlő. – In: Ujhelyi P. Molnár V. A. (szerk): *Élővilág enciklopédia II. A Kárpát-medence gombái és növényei*. Kossuth Kiadó, Budapest, p. 148.
- Mesterházy A. (2006b): „A therma-k hú kíséréje”. In: Ujhelyi P. Molnár V. A. (szerk): *Élővilág enciklopédia II. A Kárpát-medence gombái és növényei*. Kossuth Kiadó, Budapest, p. 147.
- Riezing N. (2005): Adatok a Gönyű–Neszmély közötti Duna–szakasz flórájához és vegetációjához. – *Botanikai Közlemények* **92**(1–2): 57–67.
- Riezing N. (2006): Adatok az Által-ér-völgy flórájához. – *Kitaibelia* **10** (1): 128–134.
- Simon T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója. Harasztok – Virágos növények*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, p. 976.
- Takács A. A. (1996): A Vértes vízrajza. – In: Béni K. & Viszló L. (szerk.): *A Vértes hegység és környéke, Egy cseppnyi Magyarország*. Pro Vértes Természetvédelmi Közalapítvány, pp. 47–60.

Changing of the seaweed vegetation in the last 70 years
in the Által-ér valley (Hungary)

Riezing, N.

H-2851 Környe, Alkotmány u. 43/7.

liparis@freemail.hu

Summary: The author studied the changing of the seaweed vegetation of the Által-ér valley, and compared its early (more than 70 years old) data with the new ones. The comparison show decline. Seaweed vegetation disappeared at the most places or changed dramatically. 16 species (55%) extinct. Some of them are very rare in Hungary and one of them became extinct in the whole country. Most of the new species are planted or adventive. The author would like to call the nature conservation's attention to the seaweeds.

Keywords: seaweed vegetation, comparison, decline, Által-ér valley, nature conservation

Az özönnövények irtási sikerességének vizsgálata térbeli modellek alapján

Pestiné Rácz Éva Veronika

Széchenyi István Egyetem, Környezetmérnöki Tanszék,
9026 Győr, Egyetem tér 1., E-mail: raczev@sze.hu

Összefoglaló: Az inváziós növényfajok szerte a világon komoly természetvédelmi és gazdasági károkat okoznak. Magyarország természetvédelmi szempontból fontos területein is több átalakító faj van jelen. Az özönnövények megtelepedésének és terjedésének megelőzését, valamint a kiirtásukat és visszaszorításukat szolgáló kezelések tervezésében jelentős segítséget nyújthatnak a matematikai modellek. A különböző irtási stratégiák összehasonlítására sejtautomata modellt használtunk. Vizsgáltuk, hogy a kezelés elkezdésének időpontja, a kezelés időtartama, intenzitása és hatásmechanizmusa (mortalitásra és/vagy kolonizációra hat-e), milyen hatást gyakorol a kezelés sikerességére. Eredményeink alátámasztják a megelőzés fontosságát, és demonstrálják a stabilan megtelepedett fajok kiirtásának nehézségét. Felhívják a figyelmet a kezelés időben való elkezdésének fontosságára a károk minimalizálása érdekében. Kimutatják, hogy a majdnem teljesen sikeres irtás abbahagyásával a kezelés sikereinek megsemmisülését kockáztatjuk.

Kulcsszavak: biológiai invázió, irtási stratégiák, özönnövények, térbeli modellezés

Bevezetés

Az inváziós fajok (özönnövények) olyan idegenhonos fajok, amelyek természetes előfordulásuktól távoli területekre kerülve képesek megtelepedni, terjedni illetve rendkívüli módon elszaporodni. Az özönnövények egy része képes a meghódított közösség vagy táj sajátosságainak (szerkezet, összetétel, szukcesszió) radikális megváltoztatására, ezeket átalakító fajoknak nevezik (Botta-Dukát *et al.* 2004). Az özönnövények tudatos betelepítéssel vagy véletlen behurcolással, de minden esetben emberi segítséggel jutnak el olyan helyekre, amelyekről természetes körülmények között áthidalhatatlan akadályok választják el.

Az élőhelypusztulás és -feldarabolódás mellett az inváziós fajok jelentik a legnagyobb veszélyt a biológiai sokféleségre (Allendorf & Lundquist 2003). A védett fajok jelentős részénél az elsődleges veszélyeztető tényező az özönnövények között kersendő; predátorként, vetélytársként vagy kórokozóként ritkítják, esetleg hibridizációval megváltoztatják a veszélyeztetett fajok populációit (Pimentel *et al.* 2000, 2001, 2005). A nem védett őshonos fajokra is számottevő hatást gyakorolnak, akár közvetlenül vagy az ökoszisztéma erőteljes módosításán keresztül. Megváltozathatják a vegetáció összetételét, kihatva a növényzettől függő faunára, és módosíthatják a szukcessziós folyamatokat is (Mack & D'Antonio 1998). Az özönnövények által okozott természeti és gazdasági károk világszerte komoly problémát jelentenek. Bár a leg súlyosabb esetek Amerikába és Ausztráliába behurcolt eurázsiai fajokról szólnak, az inváziós fajok Európában is évről évre gondot jelentenek (Pyšek 2003, Scott 2001).

Magyarország biogeográfiai helyzete folytán különösen érzékeny az inváziókra, mivel inváziós átjáróként szolgálhat a lombhullató erdők és a füves puszták között (Török *et al.* 2003). A magyar flóra mintegy 3%-a (31 faj) inváziós (Mihály & Botta-Dukát 2004). A legagresszívebben terjedő átalakító özönfajok között található például az amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.) (Csiszár & Bartha 2004), a bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) (Szűcs 2004, Udvardy 1998), a bíbor nebáncsvirág (*Impatiens glandulifera* Royle) (Balogh 2004), a gyalogakác (*Amorpha fruticosa* L.) (Szigetvári & Tóth 2004), a japán keserűfű (*Fallopia x bohemica* (Chrtek & Chrtková) J. Bailey) (Balogh 2000), a kanadai és magas aranyvessző (*Solidago canadensis* L. és *S. gigantea* Aiton) (Balogh *et al.* 2003, Botta-Dukát *et al.* 1998), a selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) (Bagi & Szilágyi 1995), az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) (Béres 2003, Szigetvári & Benkő 2004), a zöld juhar (*Acer negundo* L.) (Udvardi 2004). (A hazai inváziós növényfajok teljes listáját lásd Balogh *et al.* (2004) írásában.)

Az özönfajok elleni védekezés nem csupán természetvédelmi probléma, azonban természetvédelmi biológiai és ökológiai alapokon nyugszik, sőt új tudományágat hívott létre az ökológián belül. Az inváziós ökológia négy fő témaköre (Botta-Dukát 2004, Dean 1998, Elton 1958): (1) az idegenhonos fajok inváziós képessége, (2) az egyes területek invázióval szembeni ellenálló-képessége, (3) az invázió hatása és (4) az invázió elleni védekezés (kiirtás, visszaszorítás, kezelés).

Az özönnövények több évtizedes vizsgálata alapján számos adatot gyűjtöttek a fajok életmenet sajátosságairól és az inváziós esetek történetéről (lásd pl. Kolar & Lodge 2001 review cikkét). Ezek alapján nyilvánvalóvá vált, hogy kevés olyan általános alapelv szűrhető le, amely felhasználható az inváziók megjelölésére, megelőzésére és kezelésére.

Annak ellenére, hogy azok a tulajdonságok, amelyek az egyes fajokat invázióssá teszik, kevésbé meghatározhatók, és az egyes területek előzönlésére nem tehető megbízható perdikciók, a sikeres inváziók dinamikája lényegében hasonló a szárazföldi özönnövények nagy része esetén. Ha sikeresen meglepedik egy átalakító özönnövény, akkor az elfoglalt területeken viszonylag magas abundancia és borítási értékkel van jelen, általában minden évben gyorsan szaporodóképessé váló egyedek tömegei jelennek meg, és nagy valószínűséggel rövid időn belül a szomszédos területeket is meghódítják.

Higgins és Richardson (1996) szerint az általánosíthatóság nehézségei ellenére a matematikai modellek értékes segítséget nyújthatnak az özönfajok terjedésének megértésében és kezelésük hatékonyságának növelésében. A biológiai inváziókkal foglalkozó szakirodalomban mégis kevés a modelleket alkalmazó, elméleti munka az ökológia más területeihez viszonyítva. A használt modellek legtöbbször egy konkrét területet veszélyeztető egy vagy néhány özönfaj elterjedésével és kezelésével foglalkoznak (Cannas *et al.* 2003, Wasworth *et al.* 2000, Zalba *et al.* 2000).

A populációdinamikai modellek több típusa potenciálisan alkalmas inváziós

növényfajok modellezésére (Higgins & Richardson 1996, Sakai *et al.* 2001). Közöttük a sejtautomaták különösen jól megfelelnek a teresztris növényi inváziók vizsgálatára, mivel lokális szabályokon alapuló térbeli modellek és diszkrét időlépéseik tükrözik a mérsékeltövi növények éves ciklusát.

Jelen dolgozat célja, hogy azoknak az özönnövényeknek a kiirtási és visszaszorítási lehetőségeit vizsgálja, amelyek már elterjedtek vagy igen nagy valószínűséggel el fognak terjedni egy adott területen. Ezért feltételezzük, hogy az özönnövény már sikeresen megtelepedett a szóban forgó terület egy részén. Megvizsgáljuk, hogy a kezelés hatásmechanizmusa (a faj mortalitására és terjedőképességére gyakorolt hatás) és a kezelés időbeli lefutása (kezdés, időtartam) hogyan befolyásolja az irtás sikerességét és az özönfaj által okozott természeti kár nagyságát.

Modell és módszer

Az inváziós növényfajok visszaszorításának lehetőségeit egy sejtautomata modell segítségével vizsgáljuk. Feltételezzük, hogy a terület összefüggő, és csak olyan részekből áll, amelyek az özönfaj számára meghódíthatók. A teljes vizsgálati területet a sejtautomata modellben egy négyzetrács reprezentálja. Ennek cellái akkora területnek felelnek meg, amely elegendően nagy ahhoz, hogy az özönnövény egy lokális populációját eltartsa, ugyanakkor a faj egyik évről a másikra képes átterjedni a szomszédos terület(ek)re. A modellben csak az özönfaj elterjedését vizsgáljuk, a többi faj dinamikáját nem követjük nyomon. Feltételezzük, hogy ha az inváziós növényfaj egy folton sikeresen megtelepedett, akkor ott nagy abundanciával van jelen. Ezért a lokális populációk nagyságának változását nem követjük nyomon, csak az özönnövény jelenlétét figyeljük.

Ennek megfelelően a sejtautomata modellben a cellák állapota kétféle lehet: vagy tiszta (0): nem fertőzte meg az élőhelyfoltot az özönnövény, vagy fertőzött (1): az inváziós növényfaj előzönlötte a foltot.

A tiszta foltokat eláraszthatja az özönnövény (0→1), ha a cella 8 szomszédja között van fertőzött. Az előzönlés valószínűsége függ a forrásfoltok (azaz a fertőzött szomszédok) számától ($N-től$):

$P(0→1)=c(N)$, c -t kolonizációs függvénynek nevezzük (Rácz & Karsai 2003, 2006). A kolonizációs függvény magába foglalja a növény mindazon képességeit, amelyek hozzájárulnak ahhoz, hogy életképes populációt tudjon létrehozni egy szomszédos folton (magszám, diszperziós képesség, csírázási képesség, magoncok életképessége ... stb.).

Az özönnövények uralta foltok megtisztulhatnak (1→0) a természetes mortalitás következtében, ennek valószínűsége:

$$P(1→0)=e_0$$

A különféle kezelési stratégiák kétféle módon hatnak az özönnövény élőhelyfelt-foglaltság szintjén tapasztalható dinamikájára. Egyrészt megnövelhetik a foltról való kihalás valószínűségét

$$P(1 \rightarrow 0) = e_0 + e_{\text{kezelés}},$$

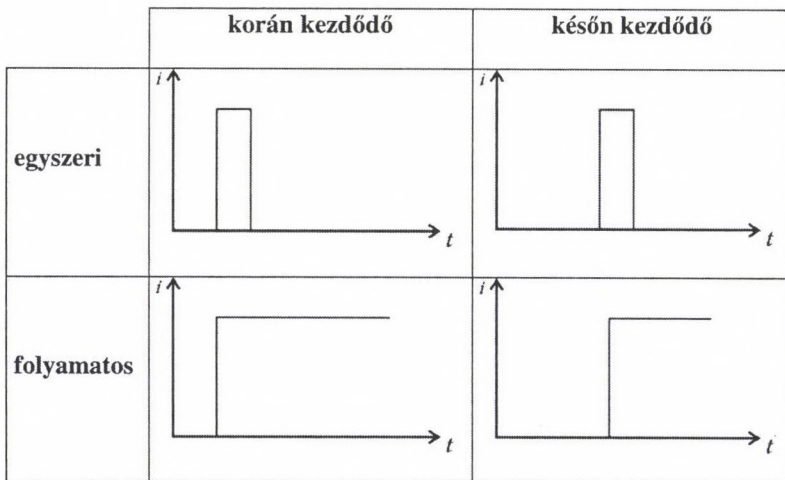
másrészt csökkenthetik a tiszta foltokra való átterjedés esélyét ($k \cdot 100\%$ -ára)

$$P(0 \rightarrow 1) = k \cdot c(N), \text{ ahol } k(0,1].$$

Kezelési stratégiák

A kezelés hatásmechanizmusa szerint az irtási stratégiák lehetnek moralitásnövelő, terjedésgátló vagy mindkettőt befolyásoló komplex stratégiák. A kései kaszálás vagy az elsősorban klonálisan szaporodó növények esetén a csonkítás csak az egyedek elpusztulását, ezáltal az adott terület megtisztítását segíti elő, a továbbterjedést jelentősen nem befolyásolja. Míg a virágok, termések eltávolítása (pl. virágzaskori nem elég mély kaszálás) csak a terjedést gátolja jelentős mértékben. A leghatékonyabb komplex kezelések mind a túlélést, mind a terjedést visszafogják.

A kezelés időbeli lefolyásának két komponensét vizsgáljuk: a kezelés megindítását és a kezelés időtartamát. A megfelelő felkészültség (detektálás, tudományos és anyagi háttér) és az élőhelyek kezelésre való elérhetősége biztosíthatja, hogy az irtás nem sokkal az özönnövény megtelepedése után elkezdődjön – korán kezdődő kezelés. A gyakorlatban azonban ritkán áll minden idejében rendelkezésre, ezért sok esetben a kezelést nem tudjuk elindítani a megtelepedést követő néhány évben – későn kezdődő kezelés. A kezelés időtartama lehet egy vagy néhány év (egyszeri kezelés), vagy a kezelést a faj teljes kiirtásáig folytathatjuk (folyamatos kezelés). Az egyes időbeli stratégiákat az 1. ábra foglalja össze.



1. ábra. Az irtási stratégiák intenzitásának (i) időbeli lefutása

Szimulációk

A modell vizsgálatára nagy számú szimulációt végeztünk különböző paraméterkombinációkra, irtási stratégiákra, különböző hatékonyságú irtást tekintve. A szimulációkat 50x50 cellából álló sejtterén végeztük periodikus peremfeltételekkel. A sejtautomata celláinak állapotátmenetét leíró szabályokat – a klasszikus megközelítésnek megfelelően – szinkron módon alkalmaztuk az egész sejtterre.

Az egyes szimulációs beállításokban az alábbi paramétereket használtuk:

1. kezdeti konfiguráció: az inváziót (a) egyetlen fertőzött foltot (b) egy 3x3 foltból álló fertőzött blokkot, (c) három, egymástól távolabb elhelyezkedő gócpontból tartalmazó és egy olyan elrendezésből indítottuk, (4) amelyben a foltok 1%-a fertőzött, véletlenszerű térbeli eloszlásban.
2. kolonizációs képesség: különböző lineáris ($c(N)=\text{Min}[c_1 N ; c_{\max}]$) és hatványfüggvény szerint telítődő ($c(N)=1-(1-q)^N$) kolonizációs függvényeket tekintünk.
3. kihalási ráta: $e_0 \in \{0,05; 0,1; 0,15; \dots ; 0,9\}$
4. az irtás kolonizáció-csökkentő hatása: ($k(t)$ időben változó, irtás hiányában vagy kolonizációs képességet nem befolyásoló kezelés esetén $k=1$) $k_{\max} \in \{0,5; 0,3; 0,1\}$
5. az irtás hatásával növelt mortalitás ($e(t)=e_0+e_{\text{kezelés}}$).
6. időstratégiák paraméterei: irtás kezdő időpontja, az irtás végének időpontja.

Eredmények

Az irtás általában ritkán vezet az özönfaj teljes kipusztításához, ha a faj jó terjedőképességgel rendelkezik. A kapott eredmények kevésbé függenek a kezdeti mintázattól. Némikülönbséget jelent, hogy több gócpont esetén gyorsabban telítődik az egész sejtter, azaz rövidebb a lag fázis.

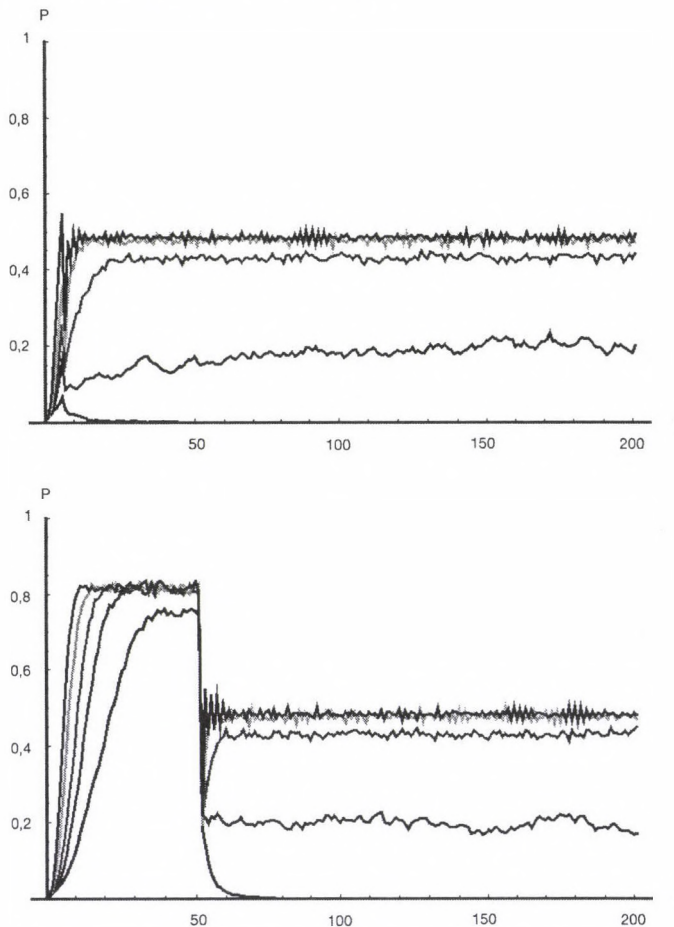
Mortalitáskeresztelés vagy kolonizációgátlás

Csupán a mortalitás növelése nem vezet eredményre. Még 90%-os irtási hatékonyság mellett is csak akkor lehetséges teljes kiirtás, ha a faj kolonizációs képessége alacsony ($0,1 N$ alatti, azaz kevesebb, mint 10% a valószínűsége annak, hogy egy fertőzött folttal szomszédos területen képes megtelepedni az özönfaj). Hasonlóan – nem meglepő módon – csak a terjedés gátlása sem vezet az özönfaj kipusztulásához.

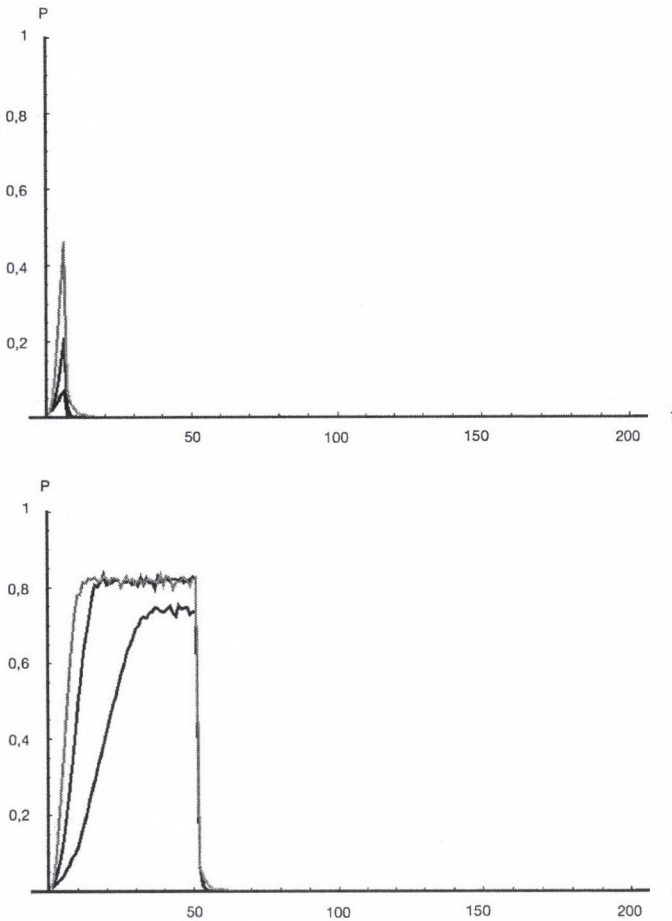
A komplex kezelések, amelyek egyszerre hatnak a mortalitásra és a kolonizációra, a paraméterek szélesebb tartományában vezetnek az inváziós faj kipusztulásához, különösen hosszú ideig tartó kezelés esetén.

Késői vagy korai kezdés

Csak a kezelés elkezdésének idejében különböző kezelések hatását összehasonlítva minden esetben azonos eredményt kapunk, függetlenül az egyéb paraméterektől. A kezelés elkezdésének időpontja csak akkor nem befolyásolja a végeredményt, ha a teljes kipusztítás nem lehetséges, és a visszaszorító kezelés azonos szinten folyamatosan nagyon hosszú ideig fenntartható (2–3. ábra). Különösen, ha az irtás teljes sikerre vezet, akkor a keletkezett kár szempontjából nagyon lényeges, hogy az irtás korán történt-e. Késői irtás esetén a terület maximális fertőzöttsége látványosan magasabb, mint korai irtás esetén (4–5. ábra).



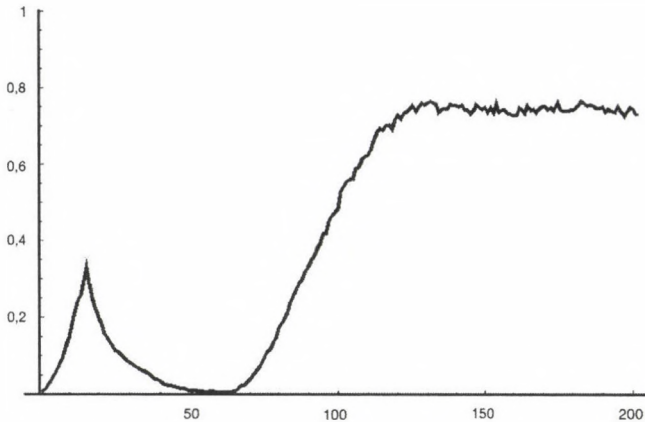
2–3. ábra. Mortalitás-növelő kezelés hatása különböző terjedőképességű özönnövények foltfoglaltsági dinamikájára (fent) korai (az 5. évben kezdődő) és (lent) késői (az 50. évben induló) kezelés esetén. Mindkét esetben a kezelés ideje alatt a mortalitás 95%-os ($e=0,95$; $e_0=0,2$). Az ábrákon belül az egyes (különböző árnyalattal színezett) grafikonok az inváziós növényfaj által fertőzött foltok arányának időbeli változását mutatják különböző kolonizációs képességű fajokra ($c_1=0,1$; $0,15$; $0,2$; $0,3$; $0,6$).



4–5. ábra. Sikeres komplex (fent) korai (az 5–25. évben végzett) és (lent) késői (50–75. évben történt) kezelés hatása különböző kolonizációs képességű özönfajok foltdinamikájára. Mindkét esetben az irtás az özönfaj mortalitását 95%-ra növelte ($e_0=0,2$), kolonizációs képességét pedig ötöd részére csökkentette ($k=0,2$). Az ábrákon belül az egyes grafikonok más-más kolonizációs képességű fajokra vonatkoznak ($c_1=0,1; 0,2; 0,4$). Későn végzett kezelés esetén évtizedeken keresztül a terület élőhelyfoltjainak több mint felén megtalálhatók az inváziós növényfaj populációi. Ezzel szemben a korai kezelés 30–90%-al csökkenti a maximális elfoglaltsági arányt, 20%-nál magasabb elfoglaltság legfeljebb 1–2 évig áll fenn.

Egyszeri akció vagy folyamatos kezelés

Minél hosszabb a kezelés, az özönfaj tulajdonságait leíró paraméterek annál szélesebb tartományában sikeres az akció. Lényeges az irtás következetes végrehajtása. Majdnem teljes (akár 1–2 fertőzött foltra) visszaszorítás után a kezelést abbahagyva, néhány éven vagy egy évtizeden belül újra visszaáll a magas fertőzöttségi állapot (6. ábra).



6. ábra. Az özönnövény által elfoglalt foltok arányának alakulása a teljes kiirtás előtt abbahagyott kezelés esetén. A 15–60. év időintervallumban a kolonizációt gátoljuk ($k=0.2$; $e=e_0=0.2$) egy kevésbé jól kolonizáló fajnál ($c_1=0,1$).

Megvitatás

Az özönfajok visszaszorítása napjainkban a természetvédelem egyik legnagyobb kihívása. Az emberiség környezet-átalakító tevékenysége, a világ lakosságának rohamos növekedése, az emberek mobilitásának megugrása – intenzitásában és a megtett távolságokat tekintve egyaránt –, mind olyan tényező, amely elősegíti a fajok terjedését, és az idegen fajok megtelepedését. Mivel ezek a tényezők várhatóan legalább ilyen mértékben jelen lesznek a következő évtizedekben is, továbbra is nagy eséllyel várható, hogy időről-időre újabb özönfajok jelennek meg a világ különböző részein. Így az özönfajok terjedésének megállítására minden bizonnyal a természetvédelmi kezelések fontos célkitűzése lesz az elkövetkezendő évtizedekben is.

Mind természetvédelmi, mind gazdasági szempontból lényeges, hogy a lehető legnagyobb hatékonysággal, minimalizálva a természetes életközösségben keletkezett kárt, a lehető legkisebb ráfordítással lehessen visszaszorítani az özönfajokat.

Az inváziós fajok visszaszorítási és kiirtási kísérleteiről számos esettanulmány áll rendelkezésre (Simberloff 2003, Veitch & Clout 2002, Wittenberg & Cock 2001). A sikeres kiirtási akciók túlnyomó többsége olyan beavatkozás eredménye, amely közvetlenül az özönfaj megjelenése után történt, vagy később ugyan, de a faj nagy területre való elterjedése előtt. Simberloff (2003) hangsúlyozza, hogy ugyan a célfajokról szerzett információk hozzájárulnak a kezelés sikeréhez, az eredményre sokkal inkább meghatározó az azonnali fellépés. Ha azonban a nyakoncsípés lehetőségét elszalasztjuk, a faj mélyebb ismerete szükséges a visszaszorításhoz, és gyakran a beható ismeretek sem biztosítják a teljes kiirtást. Az „előbb lőj, aztán kérdezz”

stratégia gazdasági szempontból is sokkal kifizetődőbb. Az idegenhonos fajok egy része nem fedi fel azonnal veszélyességét, a megjelenés és a gyors terjedés közötti lag fázis különböző lehet, akár évtizedekig eltarthat (Sakai *et al.* 2001). A megtelepedés következményeinek alulbecslése komoly következményekkel járhat, mivel stabilan megtelepedett özönfajokat ritkán sikerült kiirtani (Mack *et al.* 2000).

Az özönnövények visszaszorításának stratégiáit eddig főként esettanulmányok alapján hasonlították össze. A modellünk egy új, eset és fajfüggetlen módszert szolgáltat az irtási hatékonyság vizsgálatára, és lehetőséget nyújt általános tanulságok megfogalmazására. Mint minden modell, sejtautomatánk is szükségszerűen számos egyszerűsítést tartalmaz. A vizsgálati területet alkotó élőhelyfoltokat egyformának tekintjük, a terjedés gátjaitól eltekintünk, és az életközösségekben jelen lévő többi faj hatását nem vesszük figyelembe. Nem foglalkozunk a megtelepedés körülményeinek elemzésével, feltételezzük, hogy az özönnövény a vizsgálat kezdetén már legalább egy stabil, terjedőképes lokális populációval rendelkezik. Ezek az egyszerűsítések azonban a természetvédelmi szempontból fontos többé-kevésbé összefüggő területek és a legveszélyesebb (igen jó terjedőképességű átalakító) fajok esetén nem jelentenek olyan megszorítást, amely a modell tanulságainak érvényességét befolyásolná. A különböző akadályok, el nem foglalható területek jelenlétének és elhelyezkedési mintázatának hatása beépíthető a modellbe, további érdekes kutatási irányt mutatva. A kolonizációs függvények az egyes fajok terjedőképességének leírására alkalmasak, konkrét fajokra és esetekre pontos alakjuk becsülhető. Vizsgálatunk célja azonban nem egy konkrét inváziós növényfaj pontos leírása, hanem minél általánosabb következtetések levezetése volt.

A kezelések időbeli lefutásának lépcsős alakja ideális esetet ír le, amikor a tervnek megfelelő, minden évben azonosan magas hatékonyságú irtást sikerül véghezvinni. Az ettől való eltérés rontja a kezelés hatékonyságát, és csökkenti a teljes siker esélyét, illetve csak a kezelés hosszabb idejű fenntartásával valósítható meg.

A modell egyszerűsége ellenére több, a hazai természetvédelemben is hasznosítható perdikcióra vezetett.

A kezelés minél hamarabb történő elkezdése a maximális fertőzöttség szintjét jelentősen lecsökkenti. Különösen sikeres irtás esetén a maximális fertőzöttségből eredő természetvédelmi károk a kezelés idejében való elkezdésével töredékére csökkenthetők, függetlenül a kezelés hatásmechanizmusától és időtartamától.

Ha a rendelkezésre álló módszerek és lehetőségek mellett nem lehetséges a teljes kiirtás, és tetszőlegesen sokáig fenn tudjuk tartani a kezelést, akkor hosszútávon kevésbé fontos, hogy nem idejében kezdtük el, ekkor ugyanis a kezelés a kezdő időpontjától függetlenül azonos szintre leszorítva tartja az özönnövény foltdenzitását.

Az özönnövény teljes kiirtásának sikere függ az özönnövény sikerességétől (jó kolonizációs képesség esetén szinte lehetetlen kiirtani), a területek megtisztítása mellett a terjedőképesség visszaszorításának hatékonyságától és a kezelés hosszától. Nagy kockázattal jár a kezelés abbahagyása a majdnem tökéletes kiirtás pillanatában. Vegyszeres kezelés esetén az irtási program további néhány évig való folytatása

lecsökkent fertőzöttség mellett viszonylag kis többletköltséggel jár, a kezelés felhagyása viszont néhány év alatt újra erősen fertőzött állapothoz vezethet. Ez az eredmény összhangban van a gyakorlati tapasztalatokkal. Szigetvári Csaba és Tóth Tamás (2004) arról számol be, hogy a gyalogakác visszaszorítására irányuló kezelés (kaszálás, legeltetés) egyetlen szezonban való elmulasztása többéves viaszesést jelent.

Modellünk eredményei alátámasztják, hogy – különösen természetvédelmi területen – az elsődleges cél a megelőzés kell hogy legyen, azaz lehetőleg mindent meg kell tenni annak érdekében, hogy az özönfaj ne tudjon egyetlen élőhelyfolton sem stabil populációt létrehozni. Ha ez nem lehetséges, az özönfaj átalakító tevékenységéből és a kezelésből eredő bolygatás minimalizálása érdekében mihamarabb el kell kezdeni az irtást. Fontos, hogy a kezelés egyszerre csökkentse a túlélőképességet és a kolonizációs képességet is, és elegendően hosszú ideig tartson.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton mondok köszönetet Dr. Botta-Dukát Zoltánnak az értékes beszélgetésért és hasznos tanácsaiért. A kutatást az OTKA T 043-177 támogatta.

Irodalomjegyzék

- Allendorf, F. W. & Lundquist, L. L. (2003): Introduction: Population biology, evolution, and control of invasive species. – *Conserv. Biol.* **17**: 24–30.
- Bagi, I. & Szilágyi, Z. (1995): Az *Asclepias syriaca* L. cönológiai viszonyai a Kiskunsági Nemzeti Park fokozottan védett homokterületein. – *Bot. Közlem.* **82**: 142–147
- Balogh, L. (2000): Japánkeserűfű-állományok társulástani vizsgálatának egy módszere és tapasztalatai. – *Kitaibelia* **5**(1): 79–82
- Balogh, L. (2004): Bíbor nebáncsvirág – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Őzönnövények*. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 161–186.
- Balogh, L., Botta-Dukát, Z. & Dancza, I. (2003): What kind of plants are invasive in Hungary? – In: Child, L. E., Brock, J. H., Brundu, G., Prach, K., Pyšek, P., Wade, P. M. & Williamson, M. (eds.): *Plant invasions: Ecological threats and management solutions*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 131–146.
- Balogh, L., Dancza, I. & Király, G. (2004): A magyarországi neofitonok időserű jegyzéke és besorolásuk inváziós szempontból – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Őzönnövények*. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 61–92.
- Béres I. (2003): Az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) elterjedése, jelentősége és biológiája. – *Növényvédelem* **39**: 293–302
- Botta-Dukát, Z. (2004): A növényi invázióval kapcsolatos hazai és nemzetközi aktivitás – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Őzönnövények*. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 17–33.
- Botta-Dukát, Z., Dancza, I. & Szabó, I. (1998): A kaszálás és az avar eltávolításának hatása a *Solidago gigantea* Ait. növekedésére. – *Természetvéd. Közlem.* **7**: 65–73.

- Botta-Dukát, Z., Balogh, L., Szigetvári, Cs., Bagi, I., Dancza, I. & Udvardy, L. (2004): A növényi invázióhoz kapcsolódó fogalmak áttekintése, egyben javaslat a jövőben használandó fogalmakra és definíciókra. – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest*, pp. 35–59.
- Cannas, S. A., Marco, D. E. & Páez S. A. (2003): Modelling biological invasions: species traits, species interactions, and habitat heterogeneity. – *Math. Biosci.* **183**: 93–110.
- Csiszár, Á. & Bartha, D. (2004): Amerikai kőris – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest*, pp. 131–142.
- Dean, W. R. J. (1998): Space invaders: Modelling the distribution, impacts and control of alien organisms. – *Trends Ecol. Evol.* **13**: 256–258.
- Elton, C. S. (1958): *The ecology of invasions by animals and plants.* – Methuan & Co. Ltd, London.
- Higgins, S. I. & Richardson, D. M. (1996): A review of models of alien plant spread. – *Ecol. Model.* **87**: 249–265.
- Kolar, C. S. & Lodge, D. M. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. – *Trends in Ecology and Evolution* **16**: 199–204
- Mack, M. C. & D'Antonio, C. M. (1998): Impacts of biological invasions on disturbance regimes. – *Trends Ecol. Evol.* **13**: 195–198.
- Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Evans, H., Clout, M. & Bazzaz, F. A. (2000): Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. – *Ecol. Appl.* **10**: 689–710.
- Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.) (2004): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények.* – A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R. & Morrison, D. (2000): Environmental and economic costs of non-indigenous species in the United States. – *BioScience* **50**: 53–65.
- Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'Connell, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T. & Tsomondo, T. (2001): Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **84**: 1–20.
- Pimentel, D., Zuniga, R. & Morrison, D. (2005): Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. – *Ecol. Econ.* **52**: 273–288.
- Pyšek, P. (2003): How reliable are data on alien species in Flora Europaea? – *Flora* **198**: 499–507.
- Rácz, É. V. P. & Karsai, J. (2003): Computer simulation results for cellular automata modes of some ecological systems. – *Folia FSN Universitatis Masarykianae Brunensis, Mathematica* **13**: 213–221.
- Rácz, É. V. P. & Karsai, J. (2006): Effect of initial patterns on competitive exclusion. – *Community Ecology*, in press
- Sakai, A. K., Allendorf, F. W., Holt, J. S., Lodge, D. M., Molofsky, J., With, K. A., Bughman, S., Cabin, R. J., Cohen, J. E., Ellstrand, N., C., McCauley, D., E., O'Neil, P., Parker, I. M., Thompson, J., N. & Weller, S. G. (2001): The population biology of invasive species. – *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **32**: 305–332.
- Scott, J. K. (2001): Europe gears up to fight invasive species. – *Trends Ecol. Evol.* **16**: 171–172.
- Simberloff, D. (2003): How much information in population biology is needed to manage introduced species? – *Conserv. Biol.* **17**: 83–92.
- Szigetvári, Cs. & Benkő, Zs. R. (2004): Újlevelű parlagnyír – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest*, pp. 337–370.
- Szigetvári, Cs. & Tóth, T. (2004): Gyalogakác – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest*, pp. 187–206.
- Szűts, F. (2004): Bálványfa (*Ailanthus altissima*) elleni természetvédelmi kezelés a fokozottan védett tornai vértő élőhelyen. – *Természetvéd. Közlem.* **11**: 195–198.
- Török, K., Botta-Dukát, Z., Dancza, I., Németh, I., Kiss, J., Mihály, B. & Magyar, D. (2003): Invasion gateways and corridors in the Carpathian Basin: biological invasions in Hungary. – *Biol. Invasions* **5**: 349–356.

- Udvardy, L. (1998): Spreading and coenological circumstances of the tree of heaven (*Ailanthus altissima*) in Hungary. – *Acta Bot. Hung.* **41**: 299–314.
- Udvardy, L. (2004): Zöld juhar – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények.* A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 371–386.
- Veitch, C. R. & Clout, M. N. (eds) (2002): *Turning the tide: The eradication of invasive species.* – Proceedings of the International Conference on Eradication of Island Invasives. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission No. 27., Auckland, New Zealand.
- Wadsworth, R. A., Collingham, Y. C., Willis, S. G., Huntley, B. & Hulme, P. E. (2000): Simulating the spread and management of alien riparian weeds: are they out of control? – *J. Appl. Ecol.* **37**: 28–38.
- Wittenberg, R. & Cock, M. J.W. (eds) (2001): *Invasive alien species: A toolkit of best prevention and management practices.* – CAB International, Wallingford, Oxon, UK.
- Zalba, S. M., Sonaglioni, M. I., Compagnoni, C. A. & Belenguer, C. J. (2000): Using a habitat model to assess the risk of invasion by an exotic plant. – *Biol. Conserv.* **93**: 203–208.

Investigation of the success of invasive species' eradication using spatial models

Pestiné, Ráczi É. V.

Széchenyi István University

H- 9026 Győr, Egyetem tér 1., E-mail: raczew@sze.hu

Summary: Invading alien plant species can cause major environmental and economic losses all around the world. Transformer species are also present in areas which are important for nature conservation in Hungary as well, threatening unique ecosystems. Mathematical models provide reliable tools for planning actions and strategies to prevent and arrest invasions, eradication, and treatment. In this paper, different eradication strategies are compared using cellular automata models. Treatments starting at different stages of invasion with different duration and intensity are considered. Furthermore, effects on the colonization and mortality of the invasive species were investigated. Our results emphasize the importance of preventing, and point out that once an invasive plant species has established, its eradication is particularly difficult. An early campaign, starting shortly after establishment, can considerably diminish damages caused by the invasion. Abandoning the treatment at almost perfect eradication extremely increases the risk of losing most results of the management.

Keywords: biological invasion, eradication strategies, invasive species, spatiotemporal model

Birka (*Ovis aries*, L.)- és nyúllegelés (*Oryctolagus cuniculus*, L.) hatásainak vizsgálata az égésre homokpusztagyepen

Ónodi Gábor¹, Csatádi Katalin², Németh István², Váczi Olivér²,
Botta-Dukát Zoltán¹, Kertész Miklós¹ és Altbäcker Vilmos²

¹MTA ÖBKI, 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4. E-mail: gabor.onodi@botanika.hu

²ELTE Etológia Tsz, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c

Összefoglaló: Legeltetéses és égetéses kísérletet végeztünk a Kiskunsági Nemzeti Park orgoványi területén annak tesztelésére, hogyan előzhető meg legeltetéssel a nyáras-borókásokban pusztító tüzek. Negyven darab tisztás növényzetét mértük fel, majd a tisztások egy részét birkával legeltettük, más területeken az üregi nyúl legelését vizsgáltuk április és május folyamán. Nyár közepére az áprilisban legeltetett területek növényzete csaknem teljesen, a májusban kezelték csak részben regenerálódott, így a nyári aszályos időszakban kevesebb éghető, száraz anyag halmozódott fel. Eredményeink azt mutatják, hogy a mérsékelt legeltetésnek nincs jelentős rövidtávú hatása a gyepek fajgazdagságára, azonban késő tavasszal végezve csökkenti a tűz kiterjedését a gyepekben. Ezért a mérsékelt legeltetés része kell legyen egy olyan kezelési tervnek, ahol a buckaközi gyepeket természetközeli állapotban kívánják hosszú távon megőrizni.

Kulcsszavak: tűz, biomassa, erdős-sztyepp, tájhasználat, terepkísérlet, NDVI

Bevezetés

A gyepek és gyepes-fás vegetációtípusok mintázatának legfontosabb alakító tényezői a klíma és tájhasználat miatt a gyepes vegetáció világszerte gyors változásban van (Frank *et al.* 1998, van Langevelde *et al.* 2001), ezért stabilitásának és változásának kutatása elsődleges feladat mind elméleti, mind természetvédelmi, mind gazdasági szempontból.

Az utóbbi évtizedekben az Alföldön a korábbinál szélsőségesebbé vált az időjárás: különösen csapadékos és aszályos évek követik egymást. Ennek egyik következménye, hogy a csapadékos években felhalmozódott növényi anyag egy későbbi szárazság idején könnyen meggyullad. 1993-ban és 2000-ben is volt a kiskunsági Homokhátságban kiterjedt, nehezen oltható, egyes természetvédelmi területek jelentős hányadát érzékenyen érintő tűz.

Az tüzek előfordulásának gyakorisága, feltételezésünk szerint, a tájhasználat változása következtében is fokozódik. A legeltetett állattartomány, mind a szarvasmarháé, mind pedig a juhé, jelentősen csökkent a Kiskunságban. A legelési nyomás csökkenéséhez nagymértékben hozzájárult a kiskunsági Homokhátságban az üregi nyúl tömegességének drasztikus csökkenése 1994–95 telén. A természetes fajok populációjának esetleges növekedése nem kompenzálja az így elmaradt legelést, a növényzet mennyisége megnövekszik (Katona *et al.* 2004). Mindezek következté-

ben, különösen csapadékos évek után, nagymértékű avar-felhalmozódás várható, ami fokozott tűzveszélyhez vezet.

A borókásbéli gyepekben korábban szelektív elkerítésekkel bizonyítottuk, hogy a gyepek alacsony borításáért az üregi nyulak rágása a felelős (Katona *et al.* 2004). A nyulak legelése helyfüggő volt, ami közrejátszhatott az egyes tisztások növényzete közötti nagy különbségek kialakulásában (Kertész *et al.* 1993). A legelés hatását a nyulak helyi rágási szokásai is befolyásolták (Mátrai *et al.* 1998). Ugyanakkor nem mindegy, mikor, milyen faj legel, hiszen a birkával történő legeltetés hagyományosan a tavaszi időszakban jellemző, míg az üregi nyúl egész évben jelen van és elsősorban a téli relatív táplálékhiány idején fejthet ki jelentős hatást. Ugyanazon gyepekből a birkák elsősorban egyszikűeket, míg az üregi nyulak a kétszikűeket fogyasztják (Csecserits *et al.* 2003). A legelő állatközösség megismerése alapvető jelentőségű a növényzetre gyakorolt hatásuk becslésében.

A néhány évenként nagy területeket érintő tűz a növényzet egyik fő formálója az erdős-sztyepp zónában. A foltokban történő égés, majd a bekövetkező regenerációs folyamatok nagy szerepet játszhatnak a szavannai fás-gyep arány létrejöttében (Veblen *et al.* 2003). A bugaci 1976-os, majd a bócsai ősborkás területét 1993-ban károsító tűz hívta fel a figyelmet arra, hogy a néhány évtizedenként nagy területeket pusztító tűz, majd a bekövetkező regenerációs folyamatok is nagy szerepet játszhatnak a hazai borókások mozaikosságának létrejöttében (Altbäcker 1998). A tűz hevességét a száraz időjárás és a felszíni éghető anyag mennyiségének növekedése fokozza (Gibson *et al.* 1990), ezért várható a nagy kiterjedésű tüzek gyakoribbá válása, ahogy ez a mediterráneumban is bekövetkezett (Veblen *et al.* 2003). A hazai borókásokban korábban bekövetkező tüzek terjedését, hevességét vélhetően befolyásolta a növényevők megelőző jelenléte is, azonban ennek megítéléséhez ismerünk kellene a tüzet megelőző állapotot.

A fentiekből következően a csökkenő legelési nyomás mellett fellépő szárazodás jelentősen növelheti a tűzveszélyt a Kiskunságban. Az alábbiakban egy olyan kísérlet eredményeiről számolunk be, ahol különböző legeltetési kezelések hatásait vizsgáltuk ismert növényzetű parcellákban a növényzet mennyiségére, összetételére és a tűz kiterjedésére.

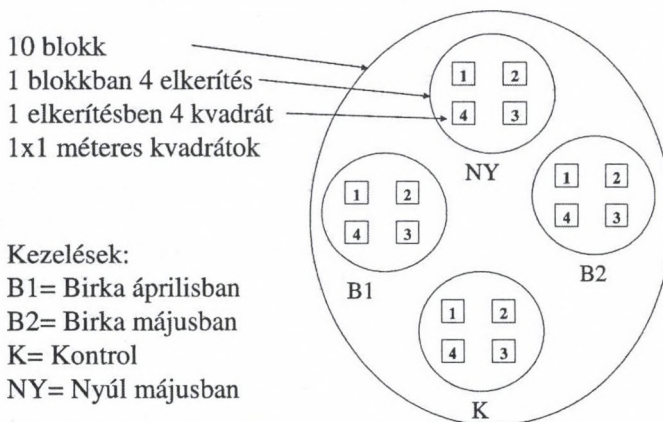
Anyag és módszer

Vizsgálati területünk a KNP területén, Orgovány határában (N46°47.369, E19°26.829) helyezkedik el. Kísérletünket egy hozzávetőlegesen 1 hektáros méretű erdős-sztyepp mozaikban végeztük, ahol a fás vegetációt a közönséges boróka (*Juniperus communis*, L.) cserjéi és a fehér nyár (*Populus alba*, L.) valamint a fekete nyár (*Populus nigra*, L.) kistermetű sarjai alkották. A fátlan részek növényzete nyílt mészkedvelő homokpusztagyep volt, ennek kiterjedése jóval meghaladta a cserjés részekét. A gyepek nagyobb része az évelő füvek által dominált nyílt, évelő, mész-

kedvelő homokpusztagyep (*Festucetum vaginatae* Rapaiacs ex Soó 1929) társulásba tartozott, kisebb részén az egyévesek dominanciája volt jellemző (*Secali sylvestris-Brometum tectorum* Hargitai 1940). A *Festucetum vaginatae* a Kárpát-medencében endemikus növénytársulás, szemiárid klímán, laza szerkezetű, alacsony humusztartalmú meszes homoktalajokon fordul elő. A társulásban a talaj kis víztartó képessége következtében felerősödik a Magyar Alföld klímájának kontinentális jellege, ezért a növényzet félsivatagi jellegű, az edafikus tényezők jelentős befolyásoló hatása jellemző (Molnár 1999). A *Secali sylvestris-Brometum tectorum* a másodlagos szukcesszió tagja, foltjai felszíni bolygatás hatására alakulnak ki az előbb jellemzett társulás állományainak helyén.

Kecskemét térségére a meleg, száraz, esetenként szélsőségekre hajló kontinentális időjárás jellemző. A felszínre jutó évi napsugárzás összege 4700 MJ/m^2 , a napsütés időtartama 2044 óra/év. Az évi középhőmérséklet $10,3 \text{ }^\circ\text{C}$. Kecskemét legmelegebb hónapja a július (átlagos középhőmérséklete $20,9 \text{ }^\circ\text{C}$), leghidegebb a január ($-1,9 \text{ }^\circ\text{C}$). A csapadék éves mennyisége 520 mm körül alakul.

Vizsgálatunkat 2003 folyamán végeztük. Áprilisban a területen egy hozzávetőlegesen 1 hektárnyi részt villanypásztorral körbekerítettünk a kezelésektől független legelési hatások minimalizálása érdekében. Ezen belül 8 méter átmérőjű elkerítésekben vizsgáltuk birka és üregi nyúl legelésének hatását a későbbi, általunk indított égésre a gyepten. Összesen 40 elkerítést jelöltünk ki az egy hektáros terület fátlan részein. Az elkerítéseket 10 blokkba rendeztük, minden blokkba 4 különbözően kezelt elkerítés került, a legeltetési kezelés négy fajtájának megfelelően (1. ábra).



1. ábra. Kísérleti elrendezés.

A blokkok tehát a kezeléseik ismétlései voltak. A legeltetési kezelés négy fajtája az áprilisi birkalegeltetés, a májusi birkalegeltetés, a májusi nyúllegelés és a legelésmentes kontroll voltak. Mivel a birkalegeltetés az ember által szorosan kontrollálható, így jól időzíthető kezelés, ezért a nyúllegeléssel szemben ennek hatásait két lehetséges időpontban is vizsgáltuk. A kontroll elkerítésbe nem került legelő állat, a

kezelés többi fajtája esetében a legeltetést a föld feletti cönológiai borítás felének eltávolításáig végeztük. Egy elkerítésbe mindig egy állat került, így a nyulak a növényzeti borítás felét 5–7 nap alatt, míg a birkák néhány óra alatt eltávolították. Minden elkerítésen belül 4 darab 1x1 méteres mintavételi kvadrátot helyeztünk el az 1. ábrán látható elrendezésben, ezekben a kvadrátokban követtük nyomon a kezeléseknek a vegetációra gyakorolt hatásait. Az egy blokkhoz tartozó elkerítéseket mindig ugyanazon vegetációs foltban helyeztük el, így növényzetük a lehető legjobban hasonlított egymásra, és térben is közel helyezkedtek el egymáshoz. Az egyes blokkokat úgy helyeztük el, hogy az egyhektáros területen található gyepek valamennyi vegetációs folttípusát tartalmazzák, azok tömegességi viszonyait reprezentálva. Így a kijelölt blokkok közül négy homoki árvalányhaj (*Stipa borysthenica*, Kolokov) kettő magyar csenkesz (*Festuca vaginata*, W. et K.), egy fényes sás (*Carex liparicarpus*, Gaud) egy pedig fenyérfű (*Bothriochloa ischaemum*, (L.) Keng) dominálta foltban helyezkedett el, míg kettő blokk egyévesek dominálta (*Secali sylvestris*-*Brometum tectorum*) foltba került.

Július elején minden elkerítés felén, mely a négyből kettő mintavételi kvadrátot tartalmazott, elvégeztük az égetéses kezelést. A gyeplet egy sávban, a mintavételi kvadrátok mellett, felgyújtottuk, innen a tűz szabadon terjedhetett a mintavételi kvadrátokban. Az égetést az összes elkerítés esetén ugyanazon a napon, gyenge É–NY-i szél mellett végeztük, minden elkerítésben a szélirány felőli oldalon indítottuk a tüzet. A tűz tovaterjedését az elkerítés köré helyezett 2 méter széles, vízzel átítatott szőnyeggel akadályoztuk meg. Az elkerítések fel nem égetett fele mindig két kvadrátot tartalmazott, ezeket a területeket a legelés utáni regenerációs folyamatok tanulmányozása miatt védtük meg a tűztől.

Az edényes növényfajok tömegességi adatait a kvadrátokban cönológiai borítás-becslési technikával gyűjtöttük. Minden kvadrátban, minden egyes növényfajhoz 0 és 100 közötti értéket rendeltünk a kvadrátban elfoglalt területrészüknél megfelelően. Ugyanígy becsültük az avar és a nyílt homokfelszín mennyiségét, valamint az égetés után a leégett terület méretét, azaz a tűz kiterjedését. A növényzet magasságát vonalzó mentén mértük, kvadrátonként tíz véletlenszerűen leszúrt ponton, a vonalzóhoz hozzáérő legmagasabb növénysszál hosszát adtuk meg centiméterben.

A föld feletti élő fitomassza mennyiségét nem destruktív módon, terepi spektroszkópiai eljárással becsültük (Goodin & Henebry 1998, Kertész *et al.* 2001, White & Jentsch 2001). Ezzel a módszerrel a fotoszintetikusan aktív növényi részek tömegességét tudtuk becsülni minden kvadrátban. A spektroszkópiai eljárás során Cropscan MSR87 többszátornás sugármérőt használtunk (© Cropscan Inc.), amellyel egy időpillanatban, nyolc hullámhossztartományban mértük a Napból érkező és a felszínről visszaverődő fény intenzitását. Vizsgálatunkhoz a vörös (R, 660 nm) és a közeli infravörös (NIR, 810 nm) tartományban mérő szenzorok adatait használtuk fel. A föld feletti élő fitomassza mennyiségét normalizált differenciális vegetációs indexszel (NDVI) fejeztük ki. Az NDVI-érték a növényzet mennyiségi becslésénél leggyakrabban alkalmazott spektrális adatokból számított, LAI-val korreláló

vegetációs index (Roujean & Breon 1995). A fényképek elemzésével kapott adatokból a következő egyenlet alapján számoltuk az NDVI-értéket:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR}_{\text{ref}}/\text{NIR}_{\text{inc}} - \text{R}_{\text{ref}}/\text{R}_{\text{inc}}) / (\text{NIR}_{\text{ref}}/\text{NIR}_{\text{inc}} + \text{R}_{\text{ref}}/\text{R}_{\text{inc}}),$$

ahol R_{ref} a vizsgált területről visszaverődő, R_{inc} a Naptól érkező fény intenzitását fejezi ki vörös hullámhossztartományban, míg hasonló módon NIR_{ref} a vizsgált területről visszaverődő, NIR_{inc} a Naptól érkező fény intenzitását fejezi ki közeli infravörös tartományban.

A terepi adatok felvételezését áprilisban, a legeltetések előtt, júliusban, a legeltetések után és az égetés előtt, valamint szeptemberben, két hónappal az égetés után végeztük.

A legeltetéshez 1 birkát és 10 házinyulat használtunk. A birka egy ivarérett hím volt, a kísérletet megelőzően a Gödi Biológia Állomás egy negyedhektáros füves elkerítésében tartottuk, és minden nap friss vizet adtunk neki. A nyulak 3 hónapos ivartalanított nőstény állatok voltak. Az ivartalanításra azért volt szükség, hogy egy esetleges szökés esetén se tudjanak a terület üregi nyúl állományával keveredni. Az állatokat, a kísérletet megelőzően az ELTE Etológia Tanszék gödi tenyészházában tartottuk. Itt víz *ad libitum* rendelkezésükre állt, táplálékként a kísérletet megelőző két hétig nyúltápot (Monori takarmány) kaptak, majd az utolsó két hétben kétnaponta homoki pusztáról származó fűfajokkal etettük őket. A kísérlet során az állatok már nem kaptak tápot, csak a terület növényfajait rághatták, vizet azonban rendelkezésükre bocsátottunk. Ezen kívül a nyári meleg miatt árnyékot is biztosítottunk nekik, mely egy növényekből készített sátor volt, ami alá beásták magukat és a legmelegebb órákat itt töltötték. A legeltetés során a birkát pórázon tartottuk, így vittük egyik tisztásról a másikra, míg a nyulakat több napon keresztül, a föld feletti cönológiai borítás felének eltávolításáig a tisztásban tartottuk, miközben a tisztást egy 1 méter magas műanyagkerítéssel kerítettük körbe. A kísérlet végeztével mind a birkát, mind a nyulakat visszavittük a Biológiai Állomásra.

A növényzet összesített borításának, az avarborításnak, a fajszámnak és az NDVI-értékeknek a kezelésektől és a mintavétel időpontjától való függését háromtényezős ismételt méréses varianciaanalízissel vizsgáltuk, ahol a két fix faktor, a kezelések (legelés, égetés), mellett random faktorként a blokkot is figyelembe vettük. Feltételeztük, hogy a random faktornak nincs interakciója a többi tényezővel, ezért csak az időpont és a fix faktorok interakcióit építettük be a modellbe. A növényzet közvetlenül az égetés előtt mért magasságát és a tűz kiterjedését, tehát azokat a változókat, melyeket csak az égetés napján és csak a leégetett kvadrátokban mértünk, az előzőtől különböző, kéttényezős varianciaanalízissel vizsgáltuk, ahol fix faktor volt a legelés és random faktor a blokk. A szignifikánsan különböző kezelési szintek közötti eltérések feltáráshoz mindkét esetben Tukey-féle HSD tesztet használtunk.

Eredmények

Az avarborítás tekintetében a legeltetési kezelések között egyik felvételezési időponton belül sem volt szignifikáns különbség (1. táblázat). Április és július között az avarborítás a kontroll kvadrátokban szignifikánsan megnövekedett, ugyanakkor a legelt kvadrátokban nem volt szignifikáns az avarborítás növekedése. A tűznek erős azonnali hatása volt a száraz növényi részek borítására, az égés után két hónappal szignifikánsan kevesebb avart találtunk az égett kvadrátokban, mint a nem égettekben.

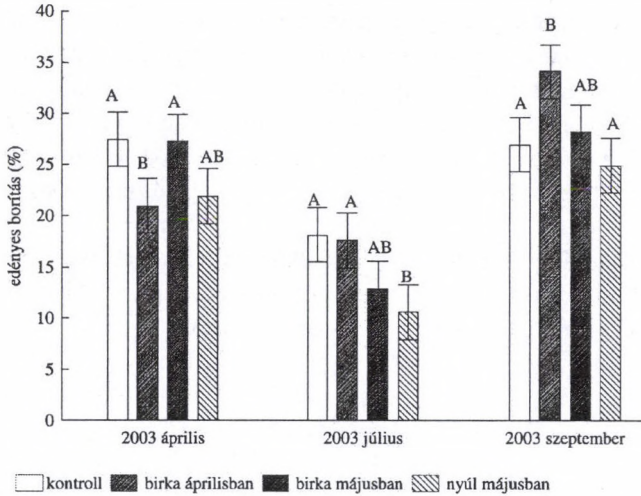
1. táblázat. Az áprilistől szeptemberig vizsgált változókhoz tartozó F-értékek és szignifikancia szintek (* esetén $p < 0.05$; ** esetén $p < 0.01$; *** esetén $p < 0.001$).

	Legel	Éget	Idő	Legel x Éget	Legel x Idő	Éget x Idő	Legel x Éget x Idő
Szab. fok	3,143	1,143	2,18	3,143	6,286	2,286	6,286
Avar	0,22	22,30***	19,98***	1,99	3,37**	45,94***	0,82
Edényes	5,04**	16,06***	8,42**	0,42	6,50***	29,12***	0,95
NDVI	4,12**	12,18***	51,90***	0,80	4,71***	21,71***	0,93
Fajszám	2,90*	3,25	45,94***	1,38	1,73	12,47***	0,64

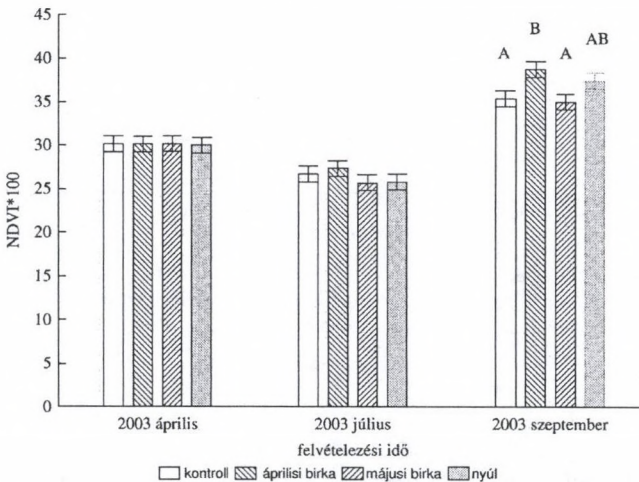
Az összesített edényes borítás a kísérlet kezdetekor, 2003 áprilisában, szignifikáns különbségeket mutatott a leendő legelési kezelés típusai szerint (1. táblázat). Nyár közepére az áprilisi birkalegelés kivételével minden legelési típusban, beleértve a kontrollt is, szignifikánsan lecsökkent az edényes növények borítása (1. táblázat). Ekkor a kontroll és az áprilisi birkalegelés nem különbözött egymástól, míg ezekhez képest a májusi nyúllegelés esetében szignifikánsan kevesebb edényes növényt találtunk. A májusi birkalegelés a kontrollnál jelentősen kisebb borításértékeket eredményezett, de hatása 5%-os szignifikanciaszint mellett nem különbözött a többi legelési típus hatásától. Őszre a borításértékek valamennyi legelési típus esetén megnöttek, azonban az áprilisi birkalegelés a kontrollnál szignifikánsan magasabb borításértékeket eredményezett (2. ábra). A tűz után két hónappal még nem regenerálódott az edényes növények borítása, az égett területeken szignifikánsan kisebb borításértékeket mértünk.

A föld feletti élő biomassza becsült mennyiségében nem volt szignifikáns különbség a kísérlet kezdetekor. Az égetés előtt, júliusban az összesített edényes borításhoz hasonló mintázatot mutattak az NDVI-értékek, a hatás azonban nem volt szignifikáns. Az összesített edényes borításhoz hasonlóan az NDVI-értékek is az áprilisi birkalegelés szignifikáns növelő hatását mutatják a tűz után két hónappal (3. ábra). A tűz után két hónappal még nem regenerálódott a föld feletti élő biomassza mennyisége, az égett területeken szignifikánsan kisebb NDVI-értékeket mértünk.

A terepi spektroszkópia és az űrtávérzékelési adatokkal összevethető NDVI-értékek használata fontos új lehetőség a föld feletti zöld biomassza mennyiségének nem szubjektív becslésére.



2. ábra. Az edényes növényfajok összesített borítása (átlag +/- 95%-os konfidencia intervallum) a legelési kezelési típusai szerint az egyes felvételi időpontokban, áprilisban a legeltetés előtt, júliusban a legeltetés után és az égetés előtt és szeptemberben, az égetés után 2 hónappal. A betűjelzések a Tukey-féle HSD teszt eredményeit mutatják, a különböző betűjelzések a kezelési szintek közötti szignifikáns különbséget jelölik az egyes felvételezési időpontokon belül.

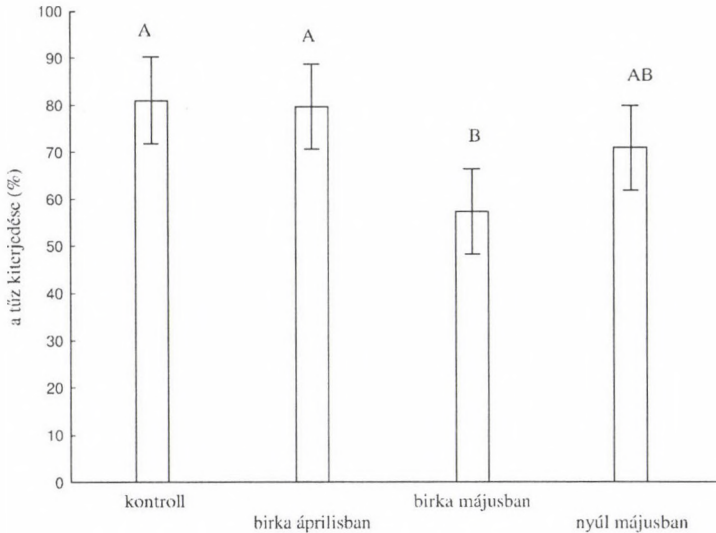


3. ábra. A föld feletti élő biomassza becsült mennyisége (NDVI) (átlag +/- 95%-os konfidencia intervallum) a legelési kezelési típusai szerint az egyes felvételi időpontokban, áprilisban a legeltetés előtt, júliusban a legeltetés után és az égetés előtt és szeptemberben, az égetés után 2 hónappal. A betűjelzések a Tukey-féle HSD teszt eredményeit mutatják, a különböző betűjelzések a kezelési szintek közötti szignifikáns különbséget jelölik az egyes felvételezési időpontokon belül.

A legelési kezelések típusai a fajszám tekintetében szignifikánsan különböztek egymástól. Azonban a legelés és a vizsgálati időpont interakcióját nem találtuk szignifikánsnak a kísérletben, tehát maga a birkalegeltetés illetve a nyúllegelés nem befolyásolta időben a fajszámot, hanem a mintavételi helyek kiválasztásából adódó különbségről van szó, amely már az áprilisi birkalegeltetés előtt is fennállt és a kísérlet során végig megmaradt. A tűz után két hónappal szignifikánsan alacsonyabb fajszámot mértünk az égett kvadrátokban (4 edényes növényfaj kvadrátonként), mint a kontroll kvadrátokban (5 edényes növényfaj kvadrátonként) (1. táblázat).

Az áprilisi és a májusi birkalegelés szignifikánsan csökkentette ($F=4,30$, $p<0,01$) a növényzet magasságát júliusban mérve, míg a nyúllegelés hatása köztes eredményt adott.

A májusban birkával legeltetett kvadrátoknak kisebb területhányada égett le az égetés során ($F=5,68$, $p<0,01$), mint a kontroll és az áprilisi birkalegelés esetén. A májusi nyúllegelés köztes eredményt adott (4. ábra).



4. ábra. Az égett terület aránya (átlag \pm 95%-os konfidencia intervallum) a legelési kezelés típusai szerint az égetés után. A betűjelzések a Tukey-féle HSD teszt eredményeit mutatják, a különböző betűjelzések a kezelési szintek közötti szignifikáns különbséget jelölik.

Megvitatás

A legeltetést követő kontrollált égetéses kísérletünkben azt találtuk, hogy a legeltetés csökkentette a tűz kiterjedését. Mivel a legeltetést különböző időszakokban és különböző fajjal végeztük, lehetőség nyílik a legeltetés hatásának finom elemzésére. A vegetációs időszak elején, áprilisban birkával legeltetett parcellák növényzetének borítása júliusig regenerálódott, így az aszályos időszakot követő égetés idején az

ottani növényzet borítása a kontroll parcellákhoz hasonló volt. A vegetációs periódus későbbi szakaszában, májusban legelt területek borítása nem regenerálódott júliusig, akár üregi nyúl legelt, akár birkával történt a legeltetés. A két faj eltérő legelési szokásainak köszönhetően az áprilisi és májusi birkalegelés a növényzet magasságát, a nyúllegelés a gyep sűrűségét csökkentette tartósan, mivel a birka felülről, addig a nyúl a növényzet belsejében legel. Eredményeink azt mutatják, hogy a tűz terjedésében mind az éghető biomassza mennyisége, mind a növényzet struktúrája, azon belül a magassága meghatározó szerepet játszanak. A száraz biomassza mennyisége csak a legelés hiánya esetén tudott áprilistől júliusig szignifikánsan növekedni, mivel a tavaszi legeltetések az élő növényi részek jelentős hányadát eltávolították, és így a nyári aszály idejére ezekből nem keletkezett avar. Az élő biomassza mennyiségét a májusi nyúl (2. és 3. ábrák), míg a növényzet magasságát a májusi birka csökkentette legerősebben. Bár a tűz kiterjedésében a különbség a kontrollhoz képest csak a májusi birkalegelés esetében volt szignifikáns, a tűz kiterjedése nem különbözött egymástól a két májusi legeltetési típusban.

Kísérletünk is bizonyítja, hogy a növényevők sokoldalúan befolyásolták az erdős-sztyepp komplex életét (Bender *et al.*, 1984): megváltoztatják a gyepfoltok borítását, a gyepen belüli tápanyagforgalmat és az erre visszavezethető heterogenitást, a boróka szaporodását (Mátrai *et al.* 1998), valamint egyes folthatárok élességét (Kertész *et al.* 1993). A kiskunsági borókásokban tapasztalt, elsősorban az üregi nyúl tevékenységére visszavezethető, sokoldalú hatások az abiotikus tényezők figyelembevételével értelmezhetőek igazán, a rövidfűvű prérin tapasztaltakkal megegyezően (Milchunas *et al.* 1989). Az abiotikus tényezők között kiemelten kezelendő a legelés csökkenésével egyre valószínűbb tűz szerepe. Több olyan tűzérzékeny vegetációtípus létezik, ahol a helyi természetes növényevőket a természetes rendszer részének tekintik, azaz kimutatták, hogy hatásuk nélkül degradációs folyamatok indulhatnak be (Clark 1981, Delibes & Hiraldo 1981). Kísérletünk rövidtávú eredménye nem mond ellent ennek az állításnak, mert a legeltetési kezelések hatására nálunk sem csökkent számottevően a fajszám. A fajszám változásának nyomon követését fontosnak tartjuk ilyen rövidtávú vizsgálat esetén is, mivel egyrészt egy szelektíven legelő állat a föld feletti növényi borítás felének eltávolítása során képes egyes fajokat eltüntetni a gyepből és ezzel csökkenteni a fajgazdagságot, másrészt a rövidtávú hatás meglétéből következtethetünk a hosszabb távú hatásra. A legelési kezelések esetén ez nem történt meg, ez azonban nem zárja ki a hosszabb távú hatást. Kísérletünkben a tűz néhány hónapos időtávlatú, fajszámot csökkentő hatása arra vezethető vissza, hogy az égett kvadrátokban nem tudtak regenerálódni az ősz eleji egyéves aszpektushoz tartozó növényegyedek. Prérin folytatott hosszabb időtávú vizsgálatában Collins (1987), a legelés és a tűz kombinált alkalmazása esetén, a fajgazdagság növekedését kapta eredményül.

A legeltetés során eltérő hatást váltott ki a két alkalmazott állatfaj, de legalább olyan fontosnak látszik a legeltetés időzítése is. Ez az üregi nyúl legelésére kevésbé vonatkozik, mivel a nyulak egész évben jelen voltak, a birkalegeletés természetvé-

delmi gyakorlatára viszont jellemző volt a nyájak kora tavasztól áprilisig tartó jelenléte. Vizsgálatunk szerint az áprilisi birkalegelésnek az összesített edényes borítás tekintetében éppen hogy serkentő hatása volt a vegetációs periódus második felére, míg a májusi legelések nem okoztak eltérést ilyen időtávon a kontrollhoz képest. Feltételezésünk szerint emiatt az áprilisi legeltetés a következő vegetációs periódusban növelheti egy esetleges tűz terjedésének esélyét, így ez a kezelés a tűz terjedésének tekintetében ellentétesen is hathat.

A birka illetve nyúl által legelt területek ugyan azonos jellegű változáson mentek át az összesített edényes borítást tekintve, de a két állatfaj legelését megfigyelve azt tapasztaltuk, hogy a birka felülről legelve inkább a gyeppen domináns egyszikűeket fogyasztotta, míg a nyúl a gyeper belsejében legelve sok kistermetű kétszikűt is le tudott csipegetni. Ezek szerint nem mindegy, hogy egy terület milyen legelési rezsimnek van kitéve, hiszen ez szabja meg a növényzetben a friss és elszáradt részek aránya mellett a faji összetételt is. Jelen vizsgálatunk egy szezonnra korlátozódott, de korábbi kisparcellás kísérletünk alapján az érvhatás is fontos lehet, mivel a csapadék eloszlása igen egyenetlen (Katona *et al.* 2004).

A növényzet, a növényevők és a csapadék eloszlása komplex interakcióban vannak egymással, amely léptékfüggően jelentkezik és fontos természetvédelmi gyakorlati kihatásai vannak. A növényzet állapotában tükröződik a legelő állatok mennyiségi és minőségi összetétele, valamint az időszakosan bekövetkező erdőtüzek hatása. A klímaváltozásból adódóan a nyári aszályos időszakok hosszának várható megnyúlása abba az irányba hat, hogy ésszerűen szabályozott legeltetéssel olyan természetvédelmi kezelést hozunk létre, mely alacsony mértékű zavarás mellett csökkenti az erdőtüzek kialakulásának és terjedésének valószínűségét. A nyúllegelés illetve a birkával történő kontrolált, mérsékelt legeltetés a tűzveszély szempontjából ajánlható kezelések, melyek az itt ismertetett és korábbi (Ónodi *et al.* 2006) eredményeink illetve terepi megfigyeléseink alapján a nyílt homoki gyepek fajgazdagságát nem veszélyeztetik. Az üregi nyúl a Homokhátság területén a 90-es éve közepéig évszázadokon keresztül jelen volt, eltűnése a terület jelentős részéről a legelési nyomás csökkenését eredményezte, mely a tüzek terjedésének kedvez. Ezért az üregi nyúl esetleges újbóli elterjedését a Homokhátságban a természetvédelmi értékek fennmaradása szempontjából nem tartjuk ellenjavalltnak. A birkával történő legeltetési gyakorlat kialakítása érdekében további, hosszabb távú vizsgálatokat tartunk szükségesnek.

Vizsgálatunk következtetései alapján a homoki gyeper megváltozása a nyárasborókás táj szerkezetére is kihathat, mert a legelés hiányában felhalmozódó szerves anyag égésekor a tisztások többé nem működnek tűzpásztaként, és egy esetleges tűz a fás foltokra is át tud terjedni. A nyáras-borókás homoki növényfajokban különösen gazdag formájának mintázata olyan, hogy a fás-bokros foltok egymástól többé-kevésbé elszigetelten helyezkednek el. Noha a védett növények főképpen a gyeppen

fordulnak elő, a fás vegetációnak jelentős a szerepe a biodiverzitás fenntartásában, mert egyrészt növeli az élőhely-diverzitást a növények számára árnyékos, illetve fél-árnyékos foltok, mohosok, illetve humuszosabb termőhelyek képzésével, ami változatos élőhelyet teremt sok állatfajnak. Az ilyen mintázatú vegetáció égése magát a mintázatot változtatja meg döntő mértékben. Kiskunsági megfigyeléseink, és nem publikált adataink szerint a boróka, ami nagyon könnyen ég, és nem regenerálódik tűz után, eltűnik az égett területről, és átadja a helyét a gyepnek, vagy a sarjhajtásokról könnyen regenerálódó nyárfa-fajoknak illetve akácnak. Következésképpen a gyep vagy sokkal nyíltabbá válik, vagy eltűnik, de biztosan jelentős, magánál az égésnél nagyobb hatású változás következik be.

Az égés természetvédelmi jelentősége abból adódik, hogy a nyáras-borókás mintázatát több négyzetkilométeres, nagy, elszigetelt foltokban meg tudja változtatni. Ez történt a 2000-es ágasegyházi tűz esetében is. A leégett 400 hektár nagyobb része ültetett erdő volt, viszont az Izsák-Orgovány-Ágasegyháza határán lévő kb. 120 hektáros nyáras-borókás kb. 80 százaléka leégett. Ez a terület nem kapcsolódik egyéb természetes homoki vegetációjú vidékhez, így regenerációja, következképpen invazív fajokkal szembeni ellenállása, homoki fajokban való gazdagsága komoly veszélybe kerülhet a heves égés következtében. A legelés elmaradása vagy lecsökkenése a gypes vegetáció uralkodóvá válásához vezet, minthogy a tüzet a gyep biomasszája biztosítja (Belsky 1992), viszont főleg a fás vegetációt károsítja. Nagy legelési nyomás viszont csökkenti a tüzek szerepét és beerdősüléshez vezet (van Langevelde *et al.* 2001). Modelljük szerint a szavanna mintázata kvázi stabil fázisok között billeg. Ezt a tapasztalatot nehéz hasznosítani a Kiskunságban, minthogy nincsenek hatalmas kiterjedésű természetes mozaikos tájak, és az elmúlt évtizedek tűz-esetei megegyeztek abban, hogy ha a borókás-gyep „átbillen” a fátlan fázisba, akkor a fás fázis, legalábbis a boróka, nehezen regenerálódik. Mivel a boróka különösen érzékeny a tűzre (Wink & Wright 1973), ezt a préri rehabilitációjában kihasználták a boróka visszaszorítására (Jameson 1962), de mi ezt a tapasztalatot inkább a csekély számú borókás megvédésére kívánjuk hasznosítani a Kiskunságban. További kísérletekkel kívánjuk tisztázni, hogy milyen intenzitású legeltetés képes megelőzni az avar-felhalmozódást, és így kiváltható-e legeltetéssel az égetés a tűzveszély csökkentésére.

Köszönetnyilvánítás

Ezt a munkát az alábbi pályázatok révén végeztük: OTKA T 29703 és NKFP 3B-0008/2002. Köszönjük a Kiskunsági Nemzeti Park munkatársainak a terepen folyó kutatások támogatását.

Irodalomjegyzék

- Altbäcker, V. (1998): *Növény-növényevő kapcsolatok vizsgálata homoki társulásokban.* – In: Fekete, G. (szerk.) *A közösségi ökológia frontvonalai.* Scientia, Budapest, pp. 123–145.
- Belsky, A. J. (1992): Effects of Grazing, Competition, Disturbance and Fire on Species Composition and Diversity in Grassland Communities. – *Journal of Vegetation Science* **3**: 187–200.
- Bender, E. A., Case, T. J. & Gilpin, M. E. (1984): Perturbation experiments in community ecology: theory and practice. – *Ecology* **65**: 1–13.
- Clark, W.R. (1981): *Role of black-tailed jackrabbits in a North American shrub-steppe ecosystem.* – Proc. World Lagomorph Conf., Guelph, Ontario, 1979, pp. 706–719.
- Collins, S. L., (1987): Interaction of Disturbances in Tallgrass Prairie: A Field Experiment. – *Ecology* **68**: 1243–1250
- Csecserits, A., Váczi, O., Katona, K. & Altbäcker, V. (2003): Optimális legelési intenzitás vizsgálata homokpusztagyepben. – *Acta Biologica Debrecina* **11**: 167–168.
- Delibes, M. & Hiraldo, F. (1981): *The rabbit as prey in the Iberian mediterranean ecosystem.* – Proc. World Lagomorph Conf., Guelph, Ontario, 1979, pp. 614–622.
- Frank, D. A., McNaughton, S. J., & Tracy, B. F. (1998): The Ecology of the Earth's Grazing Ecosystems. – *BioScience* **48**: 513–521.
- Gibson, D. J., Hartnett, D.C. & Smith-Merrill G. (1990): Fire temperature heterogeneity in contrasting fire-prone habitats: Kansas tallgrass prairie and Florida sandhills. – *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **117**: 349–356.
- Goodin, D. G. & Henebry, G. M. (1998): Seasonality of finely-resolved spatial structure of NDVI and its component reflectances in tallgrass prairie. – *International Journal of Remote Sensing* **19**: 3213–3220.
- Jameson, D.A. (1962): Effects of burning on a Galleta–Black Grama range invaded by Juniper. – *Ecology* **43**: 760–763.
- Katona, K., Bfró, Zs., Hahn, I., Kertész, M. & Altbäcker, V. (2004): Abundance of European hares in a lowland area, Hungary: a long term ecological study in the period of the rabbit extinction. – *Folia Zool.* **53**: 255–268
- Kertész, M., Szabó, J., & Altbäcker, V. (1993): Bugac Rabbit Project. Part I. Description of the study site and vegetation map. – *Abstracta Botanica* **17**: 187–196.
- Kertész, M., Lhotsky B. & Hahn, I. (2001): Detection of fine-scale relationships between species composition and biomass in grassland. – *Community Ecology* **2**: 221–230.
- van Langevelde, F., van Vijver, C. A. D. M., Kumar, L., van Koppel, J., Ridder, N., van Andel, J., Skidmore, A. K., Hearne, J. W., Stroosnijder, L., Bond, W. J., Prins, H. H. T., & Rietkerk, M. (2001): Effects of fire and herbivory on the stability of savanna ecosystems. – *Ecology* **84**: 337–350.
- Mátrai, K., Altbäcker, V. & Hahn, I. (1998): Seasonal diet of rabbits and their effect on juniper in Bugac Juniper Forest (Hungary). – *Acta Theriol.* **43**: 107–112
- Milchunas, D. G., Lauenroth, W. K., Chapman, P. L. & Kazempour, M. K. (1989): Plant communities in relation to grazing, topography and precipitation in a semiarid grassland. – *Vegetatio* **80**: 11–23.
- Molnár, Zs. (1999): *Nyílt, évelő, mészkedvelő homokpusztagyep.* – In Borhidi, A., Sánta, A. (szerk.): *Vörös könyv Magyarország növénytársulásairól.* TermészetBUVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 333–336.
- Ónodi, G., Kertész, M. & Botta-Dukát, Z. (2006): Effects of simulated grazing on open perennial sand grassland. – *Community Ecology* **7**: 133–141.
- Roujean, J. L. & Breon, F. M. (1995): Estimating PAR absorbed by vegetation from bidirectional reflectance measurements. – *Remote Sensing of Environment* **51**: 375–384.
- Veblen, T. T., Baker, W. L. & Montenegro, G. (eds) (2003): *Fire and Climatic Change in Temperate Ecosystems of the Western Americas.* – Springer, New York.
- White, P. S. & Jentsch, A. (2001): The search for generality in studies of disturbance and ecosystem dynamics. – *Progress in Botany* **62**: 399–450.
- Wink, R. L., & Wright, H. A. (1973): Effects of fire on an ashe juniper community. – **26**: 326–329.

The effects of sheep and rabbit grazing on fire in sandy grassland

Ónodi, G.¹, Csatádi, K.², Németh, I.², Váczi, O.²,
Botta-Dukát, Z.¹, Kertész, M.¹ and Altbäcker, V.²

¹ Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences,
Alkotmány u. 2–4, 2163 Vácrátót, Hungary.

E-mail: gabor.onodi@botanika.hu

² Eötvös Loránd University, Department of Ethology,
Pázmány Péter sétány 1/c, 1117 Budapest, Hungary.

Abstract: The succession of sandy shrubland is dependent upon the disturbance pattern by herbivores. We studied how experimental grazing, either by sheep or rabbit, affects the composition of sandy grassland in a juniper shrubland. We assessed the botanical composition of study plots before and after the grazing sessions and a controlled burning session. We found that rabbit and sheep removed different parts of the vegetation, while rabbits focused on dicots, sheep ate grasses. The recovery of vegetation was also affected by the timing of treatment: grazing early in the season had negligible impact compared to grazing before the summer drought period. The extent of fire decreased due to the sheep grazing conducted before the summer, thus moderate grazing should be considered as a management tool to maintain the integrity of sandy grassland.

Keywords: fire, biomass, forest-stepp, land use, field experiment, NDVI

Az északi pocok (*Microtus oeconomus*, Pallas 1776) újabb lelőhelye és a fragmentáció lehetséges története Magyarországon

Mátics Róbert

PTE ÁOK Orvosi Biológiai Intézet, Pécs, 7624, Szigeti u. 12.

Tápszentmiklóson (Komárom–Esztergomi sík) egy 2006. július 24.-én gyűjtött gyöngybagolyköpet-mintában 2 példány, ugyanazon év szeptember 20.-i mintában pedig 1 példány északi pocokot találtunk. A mintavételi pont a kisbajcsi (Szigetköz) lelőhelytől mintegy 30 km-re délre, a Tóközhöz köthető legkeletibb lelőhelytől (Koroncó) 26 km-re kelet-délkeletre található. A recens bizonyított hazai előfordulások közül tehát ez a legkeletibb. A lelőhelyet a Tóköztől a Pannonhalmi dombság választja el. A bizonytalan dunaszentmiklósi lelőhely 46 km-re található kelet-északkeleti irányban. Előfordulhat, hogy a Duna szlovák oldalán található állományok egyes példányainak maradványai a baglyok gyomrában utazva átkerülnek Magyarországra, és ilyenkor valódi lelőhelyről nem is beszélhetünk. A szóban forgó minták költési időből származtak, amikor a gyöngybagoly csak a home range-en belül tartózkodik. Ugyanakkor ez nem garancia a minta keletkezésének időpontjára, mivel a költőhelyen az ezt megelőző gyűjtés 2005 őszén történt, valamint nem bizonyítható, hogy ugyanazon példányok tértek vissza a 2006-os költési szezonra. Nem támogatja a szlovákiai származást az a tény, hogy Tápszentmiklós Szlovákiától viszonylag messze, 28 km-re délre fekszik. A határ közvetlen közelében talán esélyesebb a baglyok mozgása miatti keveredés. Az alacsony példányszám értelmezhető a szlovákiai eredetre utaló jelként is, bár több, a Kis-Balaton közvetlen közelében gyűjtött mintában is hasonlóan alacsony arányban került elő a faj. Példaként egy 2001. 08. 18.-án Balatonmagyaródon gyűjtött minta említhető, amelyben 209 zsákmányállat között fordult elő 1 példány északi pocok.

Az északi pocok hazai kutatottságát nemrégiben tekintették át (Gubányi *et al.* 2004). Az 1997-ig ott listázott adatok alapján a faj csak a Dunántúlon fordult elő. Egyik jelentős populációja a Kis-Balatonon található, Északnyugat-Magyarországról pedig három térséget említenek: a Szigetközt, a Tóközt és a Fertő-tó környékét. Ellentmondásos ebből a szempontból a Király-tavi lelőhely megítélése, hiszen az félúton helyezkedik el a Tóköz és a Fertő-tó között. Egy évtizeddel korábbra tekintve (1987-ig) kitűnik, hogy a Fertő-tó és a Tóköz között további lelőhelyek is ismeretek voltak a Király-tón kívül: Fertőújlak környékén a faj két helyen is megkerült bagolyköpetből, így az akkori populációkat elválasztó távolság még kisebb volt. Ugyanígy a Tóköz és a Szigetköz közötti területeken is voltak lelőhelyei, többek között a Fehértó – Börcs (12 km) – Győrladamér (további 9 km) – Ásványráró (további 10 km) vonalon. Ezek alapján úgy tűnik, hogy a fragmentáció akkoriban nem volt jelentős és csak a megfelelő élőhelyek egymástól való távolsága limitálta

az egyes (rész)populációk közötti kapcsolatokat. A Fertő-tavi és tóközi populáció morfológiai adatok alapján sem különül el egymástól (Rácz *et al.* 2005), érdeme-sebb tehát egy fertő-hansági és egy szigetközi populációról beszélni. Az sem kizárt, hogy ezek a mai napig kapcsolatban állnak egymással.

1977–86 adatai között feltűnik két lelőhely, amelyeket később már nem említ az irodalom. Ezek egyike a Balaton-medencééhez köthető: Boglárlelle (1981). A Balaton nyugati medencéjében ma is megtalálható az északi pocok, lásd a kis-balatoni adatokat. Lanszki József és Rozner György az utóbbi években megfogta a Nagyberek több pontján és az öszödi berekben is (Lanszki J. és Rozner Gy. szóbeli közl.). Eszerint biztosra vehető, hogy az elterjedési terület korábban sem szorítkozott a Kis-Balatonra, hanem magába foglalta a dél-balatoni berkek területét. Ezt látszik erősíteni az 1953-as fonyódi és balatonlelleli adat is. A Balaton északi oldalán szintén kiterjedtebb (lehetett) az északi pocok elterjedési területe, amit egy 1983-as keszthelyi és több – a hatvanas és hetvenes évekből származó – szigligeti adat támogat. Újabb adatok Szigliget környékéről azóta nincsenek, annak ellenére, hogy bagolyköpet-vizsgálatok történtek (Mátics R. nem publikált adatok).

Az 1977–86 közötti évtized másik érdekes adata a dunaszentmiklósi megkerülés 1984-ből. Ezzel kapcsolatban kételyek merültek fel, mivel a bizonyító példány elveszett. Ha az adat valódi, akkor ez volna az utóbbi három évtized legkeletibb magyarországi előfordulása. Dunaszentmiklós településről 261, a település körzetében pedig több ezer zsákmányállatot határoztunk meg gyöngybagolyköpetből. Az intenzív bagolyköpet-vizsgálatok ellenére sem találtunk újabb példányt, ezért támogatjuk Gubányi és társai (2004) álláspontját, miszerint bizonytalan előfordulásként kell kezelni az adatot. Lehetséges ugyan, hogy egy elszigetelődött, időközben kipusztult vagy létszámát tekintve erősen visszaesett (rész)populációból származhatott a példány, de – lévén szó teledő erdei fülesbaglyokról – legvalószínűbb a példány szlovákiai származása.

A 30 évnél régebbi adatok között – az előzőekben ismertetett populációk mellett – több Duna–Tisza közti előfordulás is fellelhető (Farnos: 1932, Ágasegyháza: 1952 és Orgovány: 1962). Ezek egyikét sem cáfolták, így kimondhatjuk, hogy 40–50 éve még élt északi pocok a Duna–Tisza közén. Az azóta elvégzett bagolyköpet-vizsgálatok során a faj nem került elő.

Feltételezésünk szerint a Duna vonalán kelet felé haladva több helyütt is léteznek, vagy léteztek egymástól elszigetelt északi pocok populációk, amelyek azonban csak egy-egy megfelelő élőhelyfoltot (üde magassásrétet, esetleg nádast) népesíthettek be. Az újonnan megtalált lelőhellyel kapcsolatban (feltéve, hogy az megérősíthető) is valószínűsíthető, hogy nem áll kapcsolatban a nagyobb létszámú, földrajzilag viszonylag távoli szigetközi és fertő–hansági populációkkal.

A koponyán mért morfológiai adatok arra utalnak, hogy a szigetközi példányok a hanságiakhoz és kis-balatoniakhoz (illetve annak perifériális fragmentumaihoz, a dél-balatoni populációkhoz) közel azonos mértékben hasonlítanak ($d = 0,0304$; $0,0278$, illetve $0,0306$; ahol d a morfológiai adatok alapján számolt átlagos távol-

ságot jelenti az egyes populációk egyedei között). A Hanság és a balatoni populációk között nagyobb a hasonlóság ($d = 0,0141$ és $0,0204$), mint a Hanság és a Szigetköz között. A külső csoportként (outgroup) használt németországi mintához legkevésbé a Szigetköz hasonlít ($d = 0,0570$), a többi populáció pedig megközelítőleg azonos szinten ($d = 0,0333$, $0,0359$, illetve $0,0362$). A kiskunsági példányok a szigetközietől állnak legtávolabb ($d = 0,0428$), a többi populációtól közel azonos a morfológiai távolságuk ($d = 0,0316$, $0,0290$, $0,0314$), míg a külső csoporthoz (outgroup) a szigetközínél jobban hasonlítanak ($0,0387$).

Mindebből a fragmentációs eseményeknek olyan sorrendje bontakozik ki, amelyben az első esemény a kiskunsági populációk elkülönülése a többi magyarországitól. Ez az elkülönült populáció jól konzerválta az eredeti csoport jellegét. Feltehető, hogy összeomlása és eltűnése gyorsan ment végbe, mielőtt még lényeges morfológiai differenciálódásra sor került volna a génsodródás miatt. Sajnos nincsenek adatok az egykori populációk méretéről, de a drift mérsékelt jelentősége arra utal, hogy ezek viszonylag nagy létszámúak lehettek. A következő esemény nagy valószínűséggel a szigetközi populáció leszakadása. Ennek távolsága a többi magyar populációtól csak kissé alacsonyabb ($d = 0,0278$ – $0,0306$), mint azoknak a származási (esetünkben németországi) populációtól mért távolsága ($d = 0,0333$ – $0,0362$). Itt tehát jelentős hatása volt a driftnek és ez oda vezetett, hogy a szigetközi példányok morfológiailag eltávolodtak mind a származási populációtól, mind a többi magyarországitól. Ez úgy lehetséges, ha a szeparálódás együtt járt az új populáció további fragmentációjával. Ellentmondani látszik ennek, hogy a Szigetköz és a Fertő-Hanság között tíz kilométerenként voltak lelőhelyek az utóbbi 20 évben. Lehetséges, hogy a faj számára átjárhatatlanok a lelőhelyeket elválasztó szárazabb élőhelyek. A legutóbbi esemény a hansági és a balatoni populációk elkülönülése.

A kérdéses állományok genetikai vizsgálata megválaszolhatja a leszármazási események sorrendjével kapcsolatos kérdéseket, de érdekes eredményeket hozhat a konnektivitással kapcsolatban is. Első közelítésben az anyai leszármazási vonalak analízise volna fontos, mert a differenciáció szekvenciaszinten könnyen detektálható, főként a mitochondrium nem-kódoló szakaszát – mint az egyik leggyorsabban evolváló genomi régiót – tekintve. Ezt ki kell egészíteni nukleáris locusok vizsgálatával, ami az egy generációra eső migráns egyedszámok megállapításának és így a konnektivitás becslésének eszköze lehet.

Irodalomjegyzék

- Gubányi, A., Horváth, Gy. & Mészáros, F. (2004): Az északi pocok (*Microtus oeconomus*) populációk hazai kutatottsága. – *Természetvédelmi Közlem.* **11**: 571–586.
- Rácz, G. R., Gubányi, A., Vozár, A. (2005): Morphometric differences among root vole (*Muridae: Microtus oeconomus*) populations in Hungary. – *Acta Zool. Acad. Sci. Hun.* **51**: 135–149.

Biodiverzitással összefüggő kutatási eredmények kommunikációjáról és annak módszereiről

Török Katalin

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

Tel: 28/360-122, E-mail: kati@botanika.hu

Összefoglaló: A biodiverzitás megőrzése érdekében a széles körű ismeretterjesztés, a kutatási eredmények megismertetése, vagyis a különböző társadalmi csoportok irányába történő kommunikáció égető szükségessége nem vitatható. Ez a cikk a biodiverzitással összefüggő kommunikációs irodalom és az Alter-net projekt munkatársaival folytatott konzultációk főbb tanulságaira támaszkodva kommunikációs útmutatót ajánl ökológus kutatók és természetvédelmi szakemberek számára. A viselkedés- és egyéb társadalomtudományok eredményeinek alkalmazásával sikeresebb lehet a biodiverzitásról szóló üzenetek átadása, ami motiválhatja az emberek érzelemlátását és tudatát, és elvezethet a végső célhoz, a földi élet sokféleségének megőrzéséhez. Egy esettanulmány, az MTA ÖBKI *Berkenyeház* kiállítása kapcsán megvizsgáltam ezen szempontok érvényesülését a tervezésben.

Kulcsszavak: Berkenyeház, biodiverzitás csökkenés, konfliktuskezelés, közfelfogás, ökoszisztéma szolgáltatások, tudomány-kommunikáció

Bevezetés

A kutatási eredmények csak ritkán kerülnek a széles nagyközönség látóterébe, de még a döntéshozók is csak elvétve ismerik meg a szakterületükkel összefüggő eredményeket. Ezen sürgősen változtatni kell, különösen az élővilággal összefüggő tudással kapcsolatban, mivel a színvonalas tudomány nem elegendő a biológiai sokféleség csökkenésének megállításához, vagy akár lassításához, a társadalom aktív részvétele ebben elengedhetetlen (Brooker *et al.* 2007, Fischer & Young 2007, Lawton 2006). Pedig a Biológiai Sokféleség Egyezmény tagállamai és az Európai Unió a biodiverzitás csökkenés lassítását, illetve megállítását vállalták 2010-re, és szándékukat azóta is számos esetben megerősítették, legutóbb 2008. májusában a bonni részes felek találkozáján. 2006-ban Magyarország is csatlakozott a “2010 visszaszámlálás” (Countdown 2010) akcióhoz (Balmford *et al.* 2005, KvVM 2006).

A bioszféra krízis kapcsán Juhász-Nagy Pál már 1993-ban felveti a specialistákkal kommunikálni képes, új típusú „természetbúvár” szükségletét a problémák kezelése érdekében (Juhász-Nagy 1993). Ma már szélesebb körben megértésre talált ez az igény, de még koránt sincs a probléma megoldva. Az ENSZ szintjén is tudatosult, hogy a biológiai sokféleség megőrzése elengedhetetlen az emberi életminőség hosszú távú fenntartásához és javításához (MEA 2005), a környezeti fenntarthatóság alapvető eleme (Brooker *et al.* 2007). A biodiverzitás csökkenés lassítása azonban az ökológiai-társadalmi-gazdasági rendszer komplexitása, a társadalom környezeti problémák megoldásában való együttműködésének alacsony szintje, valamint a gyors klímaváltozás miatt komoly nehézségekbe ütközik.

A Natura 2000 területek kijelölése idején a klímaváltozásra még nem lehetett tekintettel az Európai Unió, hiszen a biodiverzitással való összefüggését minden kétséget kizáróan csak néhány éve bizonyították be (Walther *et al.* 2002). Ezért módosítani kell a terület alapú megközelítést, a biodiverzitás megőrzését a fajok számára átjárható tájban kell megvalósítani (Brooker *et al.* 2007). Ennek során elkerülhetetlen az ökológiai, társadalmi és gazdasági folyamatok együttes kezelése, valamint várható az érdekellentétek miatt kialakuló konfliktusok (Kontogianni *et al.* 2005, Niemelä *et al.* 2005). A folyamatba be kell vonni a kutatókat, döntéshozókat, a társadalom széles rétegeit, mert csak így lehet esélye a biodiverzitás fenntartható használatának, megőrzésének (Fischer & Young 2007, Hesselink *et al.* 2007, Lawton 2006).

A megoldás felé az első lépés az érintettek kapcsolatteremtése, kommunikációja. A kutatók feladata az adatok összegyűjtése és az összefüggések feltárása, majd ezen információ megfelelő formában való eljuttatása a döntéshozókhoz és a közvéleményhez (Brooker *et al.* 2007). A környezeti adatok hozzáférésehez való jogot az Aarhus-i Egyezmény rögzítette 1998-ban (UNECE 1998). A társadalom szélesebb rétegei az információ birtokában segíthetnek elérni a biodiverzitás szempontjainak érvényesülését a döntésekben (Hesselink *et al.* 2007).

Az emberek környezettudatossága, és az, hogy hogyan értékelik a biodiverzitást, nagymértékben függ attól, hogy a közvélemény és bizonyos csoportok hogyan fogadják be a témában keletkező tudományos eredményeket (Farrior 2005, Hesselink *et al.* 2007). Hatékony kommunikáció megváltoztathatja a társadalom viszonyulását a természethez és azokhoz a javakhoz, melyeket szolgáltat (Goldstein 2005), segíti az emberek bekapcsolódását a természeti tőke megőrzésébe és rehabilitációjába, így hozzájárul az ökológiai-gazdasági konfliktusok kezeléséhez (Niemelä *et al.* 2005). A helyi környezeti kezelések, beavatkozások eredményessége is növekszik, ha az a lakossággal egyeztetett módon megy végbe (Blackstock *et al.* 2007, Hesselink *et al.* 2007).

Mindezek miatt a kommunikációs stratégiának a kutatási tervek részévé kell válnia. Ez teljesül az EU Keretprogramokban, ahol az eredmények terjesztése fontos szempont a pályázatok elbírálásában. Ezt a sémát próbálják követni a nemzeti pályázati kiírások is. Ugyanakkor a kommunikációs hatékonyság sokszor gyenge, a feladat teljesítése formális, a projektek eredményeit nem használják elég hatékonyan. Az eredmények széles körben való elterjesztésének, így hasznosulásának legfontosabb akadályai: forráshiány, a kommunikáció alacsony prioritása a projekt eredményeit bírálók részéről, valamint az ilyen típusú munka alacsony értékelése a tudományos szférában (van den Hove 2004).

A biodiverzitás állapotára vonatkozó kommunikáció nagymértékben különbözik az egyéb tudomány-kommunikációtól. A cél nem csak a tudományos eredményekkel való megismertetés, hanem a hallgatóság hozzáállásának, viselkedésének, pl. fogyasztói szokásainak megváltoztatása. Ehhez az embereknek feltétlen szükségük van racionális és meggyőző információra, továbbá egy tanulási folyamatra is (Goldstein 2005). A tudás, tudatosság és hozzáállás megváltozása azonban még nem elegendő a viselkedés megváltoztatásához. Érzelmek és erkölcsi meggyőződés is befo-

lyásolja a cselekvést (Farrior 2005). A biodiverzitás csökkenését az emberek ritkán érzékelik közvetlenül, ezért a változásáról szóló adatoknak alapvető a jelentőségük. Ezen adatokat a jelenleg is működő (Török & Fodor 2006) és majdani monitorozó rendszerek, programok és a kutatási eredmények szolgáltatják. A programok eredményeinek kommunikációja rendszerint erősítendő a széles közvélemény és az adatok potenciális használói felé (Brooker *et al.* 2007, COM 2006).

A tudományos ismeretterjesztés és a környezettudatosság növelésének jelentőségét számos nemzetközi kezdeményezés hangsúlyozza. Globális szinten a Biológiai Sokféleség Egyezmény (13. cikkely, Hesselink *et al.* 2007, van Boven & Frits 2002) ad javaslatokat. Az Európai Bizottság 2006. májusában kiadott közleménye részletes akcióttervet tartalmaz a biodiverzitás megőrzése és az ökoszisztéma szolgáltatások fenntartása érdekében (COM 2006). Az akcióttervet a 2007. május 22-i ülésén az Európai Parlament is elfogadta. A tervben a kommunikációnak jelentős szerepet szánnak. Kampányokat és kommunikációs programokat kell indítani, és az adatokhoz való hozzáférést is biztosítani kell az előírások teljesítése érdekében, nemzeti és uniós szinten egyaránt. Ezt a tervet csak hatékony kommunikációs technikákkal lehet megvalósítani. A megfelelő kommunikációt nehezíti, hogy a biodiverzitással foglalkozó kutatók általában nem ismerik ezeket a módszereket, a kommunikációs szakemberek pedig rendszerint nem értik a biodiverzitással kapcsolatos összefüggéseket, nem látják a problémákat. A tudományos élet képviselői esetenként lenézik az ismeretterjesztés feladatát, vagy nem látják olyan fontosnak ezt a tevékenységet, mint a szűk szakterületük művelését. Ezért sürgősen szükség van a szakemberek kommunikációs feladatainak támogatására (SIRC 2007), interdiszciplináris megközelítésre, a természet- és társadalomtudományok együttműködésére ezen a területen (Brooker *et al.* 2007, Ducrotoy 2003, Niemelä *et al.* 2005). Ez az írás összefoglalja a kommunikáció általános elveit és útmutatást ad a biodiverzitás állapotára vonatkozó speciális megközelítéshez, elsősorban ökológiával ill. természetvédelemmel foglalkozó szakemberek számára. Nem célja azonban a tudomány-kommunikáció, és a társadalmi megértés szociológiai és pszichológiai háttérének elemzése, ami a társadalomtudományi diszciplínák feladata.

Anyag és módszer

A tanulmány specifikusan a biodiverzitással, élővilággal, természetvédelemmel, fenntarthatósággal foglalkozó, kommunikációt érintő szakirodalomba nyújt betekintést. Fontos motiváció volt az Alter-net (EU 6 Keretprogram) projekt ilyen témát felölelő munkacsoportjában való részvétel. A csekély számú, kommunikációs tanácsokat tartalmazó publikációt a projekt honlapján megtalálható kéziratok, jelentések, tanulmányok egészítették ki (www.alter-net.info).

Gyakorlati tapasztalatokon alapuló, a kommunikáció hatékonyságát is vizsgáló, referált folyóirat cikk ebből a témából csak elvéve fordul elő (Blackstock *et al.*

2007). Az elemzés készítéséhez szakirodalom keresést és internetes keresést folytattam. A Web of Science keresés a „communicat* and biodiversity” szavakra 103 találatot eredményezett (2007. 06. 18.), ezek közül 24 foglalkozott a környezeti ügyek és a kommunikáció összefüggéseivel, vagy írt le esettanulmányokat a témában. Ez a találati eredmény 215-re nőtt egy év alatt (2008. 06. 04.), de útmutatót egyik sem tartalmazott a kommunikáció módszereiről. Csak 6 találatot eredményezett a „communicat* and awareness and biodiversity” kulcsszavakra való keresés az első alkalommal, a cikkek közül 3 tengeri ökoszisztémákkal foglalkozott, egy nemzeti parki programokról, egy globális hatások elemzéséről és egy az ökológiai és gazdasági érdekek konfliktusáról írt (Niemelä *et al.* 2005). Ez a keresési eredmény is növekedett egy esztendő alatt (9), elsősorban esettanulmányokkal bővült a lista.

Áttekintettem a tudomány-kommunikációval is foglalkozó szaklapokat úgy, mint Public Understanding of Science, Journal of Science Communication, Environment and Behaviour és Journal of Environmental Psychology. Ezek olvasóközönsége többnyire a társadalomtudósok közül kerül ki, és a kommunikáció elméletéről vagy szociológiai-pszichológiai felmérések eredményeiről számolnak be. Nem akadtam azonban ökológusok által használható, a teljes szakirodalom feldolgozása nélkül alkalmazható útmutatóra. A „biodiverzitás” kulcsszó pl. a Public Understanding of Science folyóirat esetében 38 találatot eredményezett (2008.05.25.), amelyek biotechnológiai, vagy az emberi rasszokkal kapcsolatos témájúak. Ugyanitt a „communication guide” szópár 132 találatából egy cikk sem íródott specifikusan ökológusoknak. Az Environment and Behaviour lapban a „biodiversity” szó 25 találatából szintén nem volt olyan, amely társadalomtudományi elemzés nélkül, könnyen használható útmutatót adna a természetvédelem és ökológia művelőinek.

Nehezíti a természetvédelmi szakember kalandozását a tudomány-kommunikáció terén az, hogy befogadó intézményeik többnyire nem fizetnek elő társadalomtudományi folyóiratokra. Ennek ellenére rá lehet bukkanni olyan folyóirat cikkekre, melyek segíthetik az eligazodást (pl. Bator & Cialdini 2000, McKenzie-Mohr 2000). Örvedetes a konzerváció-pszichológia térhódítása, és ennek kertében a pszichológusok közeledése a biodiverzitás megőrzés aktív résztvevői felé (Csíkszentmihályi 2007, Saunders 2003, Saunders *et al.* 2006, Saunders & Myers 2003)

Érdemes a Nemzeti Környezeti Nevelési Stratégiát kézbe venni, mert számos jó ötletet találhatunk benne (Vásárhelyi & Victor 1998), legalább a fiatakorúak iskolában és iskolán kívüli oktatása terén, és értékeli a tudományos élet szerepét is a nevelők szemszögéből. A kutatók számára nem ad megfelelő útmutatót, de nem is célja.

Speciálisan a biodiverzitással összefüggő kommunikációs módszerekre vonatkozóan a referált folyóiratok cikkei társadalomtudományi kutatómunka nélkül kevés támpontot adnak, az interneten való általános keresés nagyobb sikerrel kecsegtet. Számos nemzetközi szervezet, intézmény próbál útmutatót adni általánosan a tudomány-kommunikációhoz (EC 2004, ESF 2003, LIFE Focus 2004, RCUK 2002, SIRC 2007), illetve a fenntarthatóság, a biodiverzitás megőrzése, vagy a környezet-tudatosság növelése terén (Goldstein 2005, IUCN 2006, LIFE Focus 2004, van

Boven & Frits 2002). Áttörést jelent a Biológiai Sokféleség Egyezmény megrendelésére készült tanulmány, melyet 2007. májusában tettek közzé az interneten (Hesselink *et al.* 2007). Elvértve található még olyan nemzetközi projekt vagy kezdeményezés, mely a kommunikációt felvállalta és erről jelentést készített (Buijs *et al.* 2005, Farrior 2005, Kitchin 2004, MacBeath 2005, Metcalfe & Perry 2001, SIRC 2007). Néhány referált tudományos összefoglaló cikk mellett leginkább az utóbbi forrástípusok használhatók a kommunikációs módszerek elemzéséhez.

Személyes konzultációk és projekttalálkozók is segítségemre voltak. Az Alternet projekt kommunikációs szakértőivel több konferencián volt szerencsém találkozni: 2005. május 9–10. Budapest, 2005. november 23–25. Bécs, és 2007. május 9–10. Jaskowo, Lengyelország. A biodiverzitás becslés témaköréhez kapcsolódóan az eredmények kommunikációjával foglalkozó témacsoportot én vezettem, és részt vettem a könyvfejezet készítésében (Bredemeier *et al.* 2007).

Általános alapelvek a kommunikáció tervezésében

A tudományos ismeretterjesztést ugyanolyan fontosnak kell tekinteni, mint magát a tudományt (ESF 2003). Ez a siker alapja, bár legtöbbször ez nem teljesül. A médiát és az oktatási rendszert is arra kell ösztönözni, hogy a tudomány-kommunikáció javuljon. Ebben jelentős szerep hárulhat a kutatóintézeti kommunikáció-felelősre. A tudományos kutatók előmeneteli rendszerében növelni szükséges az ismeretterjesztés jelentőségét (Brooker *at al.* 2007, ESF 2003, Vásárhelyi & Victor 1998), ami hozzájárulhat ahhoz, hogy a kutatók a hallgatóság felé nagyobb tisztelettel forduljanak, ami elősegítheti a bizalom kialakulását.

Három fő kommunikációs stratégia létezik: az érték alapú, a stratégiai keretanalízis és a társadalmi marketing (Farrior 2005). Az **érték alapú** kommunikáció során a személyes világlátás és értékrendszer elemzésével kísérelik meg a célcsoport racionális befolyásolását és érzelem alapú motivációját. Ez a stratégia a problémát a hallgatóság életébe próbálja beépíteni, így az nem hárítható másra, eredményeképpen az emberek saját közösségük, családjuk, jövőjük érdekében cselekednek (RCUK 2002). A célcsoportnak és azok értékeinek is speciálisnak kell lenniük (lokális értékek, fókusz csoportok), hiszen célcsoportnak az egész társadalom túl széles, a biodiverzitás "megmentése" nem elég specifikus ahhoz, hogy valóban cselekvésre készítsen.

A **stratégiai keretanalízis** a megismerés tudományát (kognitív pszichológia) használja. Meghatározza, hogy az üzeneteket hogyan dekódolják és interpretálják a célcsoportok a létező világlátásuk viszonylatában. A stratégiai keretanalízis egy módszer arra vonatkozóan, hogy egy kérdést a közvélemény elé tárjanak, és az embereket arra késztessek, hogy erről különböző perspektívában gondolkodjanak. Így a probléma egy széles körű vita során nyilvánosságot kap. Ez a megközelítés gondolkodásunkban meglévő jeleket és címkéket használ, amelyek bizonyos kioldó ingerrel aktiválhatók. Felmérések bizonyítják, hogy a keretelemzés eredményei segíthetik a környezettudatos viselkedés kialakítását (Lindenberg & Steg 2007).

A **társadalmi marketing** a kívánatos cselekvést egy terméként értékeli, melynek ára van és hírverést igényel. Ezt a módszert alkalmazhatjuk, ha önkéntes cselekvést szeretnénk elősegíteni. A feladat nehéz, hiszen a célcsoporttól jelentős részvételre, aktivitásra van szükség: az embereknek törődniük kell a problémával, jelentős veszélyt kell érzékelniük, mely a cselekvéssel oldható, és támogatást igényelnek. Ez csak lépésenként valósítható meg, a kampányoknak ezeket a lépéseket kell megcélolniuk. A társadalmi marketinggel foglalkozó szakembereknek azt kell elérniük, hogy a célcsoport a cselekvésben felfogja a saját érdekét. Mindhárom megközelítésnek adatokra, információra van szüksége a folyamatban, melyek alátámasztják az üzenetet. Ebben van jelentős szerepe a biodiverzitás becslési és kutatási adatoknak a természetvédelmi kérdések vonatkozásában.

A közfelfogás szerepe

Az emberek véleménye, hozzáállása a biodiverzitással kapcsolatos kérdésekhez nagymértékben befolyásolja a kommunikációs folyamat módját és sikerét (ESF 2003, Farrior 2005, Hesselink *et al.* 2007). Ez régióként, kultúráként és nemzeteként nagyon különböző lehet, ugyanakkor ritkán vannak róla hozzáférhető adatok (Fischer & Young 2007). Az Alter-net projekt keretében egy elemzést végeztek a biodiverzitás és annak kezelésével kapcsolatos közfelfogásról (Buijs *et al.* 2005). Elsősorban fókusz csoportokkal való eszmecsere, interjúk alapján a nemzetközi felmérés betekintést adott a nagyközönség biodiverzitással kapcsolatos elképzeléseibe. Érdemes a legfontosabb tanulságait összefoglalni, mert ezek segíthetik a sikeres kommunikáció megvalósítását.

1. Annak ellenére, hogy a válaszadók nem voltak járatosak a "biodiverzitás" kifejezés pontos jelentésében, illeszteni tudták a biológiai sokféleséggel kapcsolatos főbb fogalmakhoz, így az ökológiai rendszerekben játszott szerepéhez, a diverzitás esztétikai vonatkozásaihoz. Felfogásuk szerint a természet, táj és biodiverzitás szorosan összefüggnek.
2. A válaszadók egyetértettek abban, hogy globális szinten a biodiverzitás fontos, de úgy vélték, hogy lokális szinten lehetetlen segíteni fennmaradását. Ez összefügg azzal a megállapítással, hogy a természetvédelem állami feladat, az emberek maguk vonakodnak valamit tenni érte.
3. A kutatás feltárta, hogy a biodiverzitás kezelésével összefüggő esettörténetek fontosabbak a válaszadók számára, mint a biodiverzitásról való általános tájékoztatás.
4. Az EU új tagállamaira nézve megszívleendő a csoport azon véleménye, hogy változtatni kell a kommunista területhasználati gyakorlaton, melynek során a környezet nem volt prioritás. A válaszadók az emberi tevékenységek további korlátozását sürgették a környezeti értékek megőrzése érdekében.

A célok meghatározása

A hatékony kommunikációnak világos célt kell kitűznie arra nézve, hogy pontosan mit akarunk megváltoztatni a célközönség tudásában, hozzáállásában és viselkedésében (Hesselink *et al.* 2007). A biodiverzitás becslés, monitorozás és a kutatások során szerzett ismeretek főbb tanulságait a kommunikációs kampány során hasznosítani kell. Fontos továbbá, hogy hangsúlyozzuk ezek kapcsolatát különböző szintű döntésekkel, így a célcsoport számára világossá válhat az élővilággal összefüggő ügyek és a jogalkotás, a politika és a hosszú távú életminőségük szoros kapcsolata. A hallgatóságot csak a saját életével összefüggő üzenet tudja igazán megmozgatni (Hesselink *et al.* 2007, RCUK 2002). Ezzel összecseng Stern *et al.* (1993) kutatási eredménye, mely szerint erős ösztönzést (fizetési hajlandóságot) a saját felelősség tudata eredményez. A környezeti felelősség növelésének alapja a tudás, a folyamatok befolyásolásának képességébe vetett hit, a személyes felelősségérzet és a személyes egészség veszélyeztettségének érzése (Fransson & Gärling 1999).

Leggyakrabban az elsőrendű cél a figyelem felkeltése és a tudatosság növelése a biodiverzitás jelentőségének megismertetésével. A fő célnak azonban – a biodiverzitás csökkenés megállítása érdekében – a kommunikáció során a cselekvésre készítetésnek és a viselkedés megváltoztatásának kell lennie. Egyre több embernek kéne a probléma megoldásában részt venni. A biodiverzitás csökkenése egy komplex probléma, azonban mint fent láttuk, nem szükséges a célcsoportnak teljes mértékben megértenie, elegendő egyes elemeit, szintjeit, aspektusait felfogni. Így összpontosíthatunk a tájra, az élőlény-közösségekre, fajokra, populációkra vagy a genetikai szintre is, esetleg aktuális kutatási eredményekre. Kiemelhetünk egyes környezeti hatótényezőket és azok hatásait, mint például a klímaváltozást (Brooker *et al.* 2007).

A tudományos eredményeket mozgósító koncepciókká, üzenetökké kell lefordítanunk, amely tetszik a célközönségnek, illeszkedik az érzelmeikhez és személyes érdekeikhez, és amit napi tevékenységükben érvényesíthetnek (Hesselink *et al.* 2007). Az emberek a beérkező információkat a tudatukban lévő nézőpontok, elgondolások elvi keretei mentén értelmezik. Ezen gondolkodási mintázatokhoz illeszthetik üzenetünket („framing”), ami a befogadást alapvetően meghatározza (Lindenberg & Steg 2007). Ilyen keretek lehetnek pl. a társadalmi fejlődés gondolata, amihez illeszthetjük a biodiverzitás viszonylatában az emberi jogokat a környezeti minőséghez, vagy kapcsolódhat olyan üzenethez, mint pl. az ökoszisztémák károsodása veszélyezteti az emberiség túlélését. Az utóbbi megközelítés egyes hallgatókban azt az érzést keltheti, hogy a probléma meghaladja a képességeiket, lehetőségeiket, hiszen az emberiség „megmentése” nem az ő feladatuk. Ezért az ilyen negatív megközelítést kerülni kell (Hesselink *et al.* 2007).

A különböző kommunikációs stratégiák eltérő módon közelítik meg a konkrét cél meghatározását. A leggyakrabban megfogalmazott üzenetek: a biodiverzitás maga az élet; a biodiverzitás csökken; a biodiverzitás sebezhető; a biodiverzitás csökkenésének közvetlen hatása van az emberi életminőségre; felelősek vagyunk; mindenki

tehet valamit. Körültekintően kell kiválasztani azokat az adatokat, információkat, melyeket az üzenet alátámasztására használunk. Az üzenetek legyenek pozitívak, könnyen érthetők, emlékeztetsek, megbízhatók és reálisak (BBSRC 2000, LIFE Focus 2004).

A célcsoport meghatározása

Annak érdekében, hogy a biológiai sokféleség csökkenését lassíthassuk, olyan célcsoportot kellene keresnünk, amelynek alapvető szerepe van a nagy területekre vonatkozó döntésekben, vagy azokra valamilyen módon hatni tudnak. A média éri el a legnagyobb közönséget, a közvélemény befolyásolásával a döntéshozókra is nyomást gyakorolhat, ezért szerepe felbecsülhetetlen.

Az emberek az érdeklődési körük és a döntéshozásban játszott szerepük alapján csoportosíthatók (1. ábra), a kommunikációs ráfordítást ennek függvényében célszerű meghatározni (Hesselinck *et al.* 2007). Azoknak a csoportoknak, melyek nagy hatalommal bírnak, de alacsony érdeklődéssel fordulnak a biodiverzitás felé, elegendő olyan üzeneteket megfogalmazni, melyek elégedettséggel töltik el tagjait. Ez annyit jelent, hogy számukra érdekes információt kell megfogalmazni és ügyelni kell arra, hogy a kapcsolatfelvétel kellemes élményt nyújtson. A nagy hatalmú, intenzív érdeklődésűekkel szoros együttműködésre van szükség. A hatalommal nem rendelkező, alacsony érdeklődésűeket elegendő megfigyelni, míg a kíváncsiakat tájékoztatni szükséges.

hatalom	nagy	elégedetten tartani	szoros együttműködés
	kicsi	megfigyelés	tájékoztatás
		kicsi	nagy
érdeklődés			

1. ábra. A kommunikáció célja a különböző hatalmi pozíció és a biodiverzitás iránti érdeklődés mélysége szerint (Hesselinck *et al.* 2007 alapján).

A kommunikációs megközelítés eltérő a közönség hozzáállása szerint és annak értékrendjétől függ. Döntéshozók az érdeklődésük körébe tartozó, rövid, számokkal alátámasztott üzenetet fogadnak be. Más érdekeltek bővebb információt igényelnek, különösen, ha a saját lakóterületük érintett. Tudósoknak érdekes az az út, amely az adott információhoz, eredményhez elvezetett. A gazdasági szférát nehéz a biodiver-

zítás ügyek támogatására bírni, hacsak nem előnyös a piacra nézve (pl. biodiverzitás "márkajelzés" Kitchin 2004). A táj kezelői, a gazdálkodók a hallgatóság fontos elemei, mivel közvetlen hatásuk van a területhasználatra. A társadalmi marketing a fenntartható mezőgazdaság tekintetében hasznosnak bizonyult a kutatók és a gazdálkodók közti rés szűkítésére (Farrior 2005). Gyakori hiba a belső, intézményen belüli kommunikáció elhanyagolása, ami akár az intézmény hitelének romlását is eredményezheti (Hesselink *et al.* 2007).

A tanároknak fontos szerepe van az üzenetek fiatalabb generációk felé való közvetítésében, amihez támogatásra van szükségük a kutatók, a múzeumpedagógusok és a bemutatóhelyek munkatársai részéről a programszervezésekhez, jeles napok méltó és maradandó megünnepléséhez (Vásárhelyi & Victor 1998). A vidéki és a városi lakosság más megközelítést tesz szükségessé. A családok könnyebben elfogadják az üzenetet, ha minden tagjuknak érdekességekkel szolgálunk. A gyermekek életkorát is figyelembe kell venni. A legfontosabb szabály a kommunikációban az, hogy a célcsoport meglátásairól, hozzáállásáról a lehető legtöbbet előre meg kell tudni (Buijs *et al.* 2005, Hesselink *et al.* 2007).

Az ifjúság megszólításának jelentősége óriási. Ezt számos kutatás is bizonyítja, mint pl. Chipeniuk (1995) felmérése, mely szerint a gyermekkori, természetben való keresgélés, természetjárás alapvetően befolyásolja a felnőttkori kötődést a biológiai sokféleséghez, valamint a felnőttkori természetjárási szokásokat (Thompson *et al.* 2008).

Kommunikációs módszer

Két alapvető kommunikációs módszer létezik: az egy és a kétirányú, más néven interaktív kommunikáció (Hesselink *et al.* 2007). Az **egy irányú kommunikáció** egy irányú információáramlást jelent a kommunikátortól a hallgatóság felé. Ilyenek a nyomtatott anyagok, honlapok (ezek lehetnek interaktívak is), CD-k, poszterek, kiállítások, filmek, képregények és a média. Ebben az esetben keveset tudunk meg arról, milyen a hatása a kommunikációnak.

Az egy irányú kommunikáció előnyei: széles közönséghez juthat el; olyan problémákra hívhatja fel a figyelmet, melynek létezéséről az emberek nem tudnak; több érzékszervet használ, egyszerre szórakoztathat is (látás, hallás stb.); információs technológiát alkalmazhat. Hátránya, hogy naponta emészthetetlenül sok információ éri az embereket, amellyel versenyezni kell, így a hatások rövidéletűek, és az információ hamar elévülhet (Hesselink *et al.* 2007).

Az **interaktív módszerek** mindig hatásosabbak, de több munkát és időt igényelnek. A kétirányú kommunikáció történhet személyes találkozás keretében vagy írott anyagok segítségével. A személyes találkozók mindig hatékonyabbak, de kevesebb embert érnek el. Ilyen találkozók lehetnek intézeti nyílt napok, környezeti nevelési kampányok, terepi látogatások, képzési programok és különböző aktivitások, mint monitorozás, önkéntes munka, természetvédelmi táborok, látogatóközponti rendez-

vények. Nagyobb csoportokat a média segítségével vonhatunk be nemzetközi biodiverzitás vagy természeti napok alkalmával. Szakdolgozatok koordinálása biodiverzitás becslési vagy monitorozási témában szintén növelheti a környezettudatosságot. Kérdőívek, internet fórumok, interaktív számítógépes programok széles körben használatosak a nagyközönség bevonására, bár a részvétel esetenként meglepően alacsony lehet.

Interaktív módszereket felépíthetünk személyes kapcsolatteremtéssel és bizalommal, ezek hosszan tartó megoldások és jobban motiválják az embereket a részvételre és egyben lehetőséget adnak a barátkozásra. Ugyanakkor ezek a módszerek jóval több befektetést és kommunikációs hozzáértést igényelnek a hosszú távú hatás fenntartása érdekében. A hatékonyság becslését mindkét típusú módszer esetében a kommunikációval párhuzamosan kellene végezni.

Az interaktív módszerek leghatékonyabb, de legnagyobb befektetés-igényű módja a célközönség közvetlen bevonása a döntésekbe, esetleg kutatásba, vagy valamilyen akcióba (Blackstock *et al.* 2007, Ducrotoy 2003, Hesselink *et al.* 2007, Hughes *et al.* 2005, Niemelä *et al.* 2005). Ekkor a résztvevők magukénak érzik a problémát, a feladatot és a megoldást is („increasing ownership” Goldstein 2005). Legjobb, ha párhuzamosan a projekt kivitelezésével az értékelésbe is bevonjuk az érintettek egy vagy több csoportját (Blackstock *et al.* 2007).

A biodiverzitás–gazdaság létező vagy látszólagos érdekellentétéből származó konfliktusok kezelése is kétirányú kommunikációnak tekinthető. Mivel a természetes ökoszisztémák átalakítása sokszor közvetlen egyéni érdekeket szolgál (pl. beruházások, lakóterületek létesítése) (Turner *et al.* 2003), az ilyen konfliktusok kezelésére is alapvető fontosságú az érdekeltek és a közvélemény bevonása a probléma megoldásába (Kontogianni *et al.* 2005, McNeely 1995, Niemelä *et al.* 2005, O’Riordan 2002, Stoll-Kleemann & O’Riordan 2002). Ennek során a közfelfogás és a nézetek, percepciók megértése fontosabb lehet, mint egy ökológiai paradigma kommunikációja (Fischer & Young 2007). Biztos a kudarc, ha a felek értékrendszere nem közelít egymáshoz, ha a kommunikáció során a korlátok legalább bizonyos szintig nem oldhatók fel.

A kommunikáció kivitelezése

A kommunikációs megközelítés kiválasztása során célszerű figyelembe venni az innovációk, új gondolatok elterjedési mechanizmusáról ismert tudást. Az új gondolat először a legnagyobb képzelőerővel rendelkező, ún. „innovátorok” vagy „úttörők” fejében ver tanyát, akik aztán a korai alkalmazók, befogadók felé segítenek az információ eljuttatásában. Ebben az első fázisban az interaktív, együttműködésen alapuló kommunikációs módszerek használata szükséges. Az innováció társadalmi befogadásáról akkor beszélhetünk, ha a populáció 17%-a elfogadta, lsd. az innováció terjedéséről alkotott elméletet (Rogers 2003). Ekkor elegendő a kevésbé

intenzív módszerek alkalmazása ahhoz, hogy a többség is elfogadja az újítást. Az örökös kételkedők legfeljebb szabályozók mentén készíthetők új viselkedési típusok követésére (Hesselink *et al.* 2007).

A kommunikációs folyamat során két fontos feladatunk van: először a megfelelő közönség (pl. innovátorok) figyelmét kell felkelteni, majd egy érthető és hiteles üzenetet kell közvetíteni, amely a hallgatóság addigi véleményét, nézeteit megváltoztatja. A kivitelezést legjobb forgatókönyvben előre rögzíteni. Először a problémát kell vázolni, majd azt adatokkal alátámasztani (Farrior 2005). A való életből vett példák közelebb hozzák a hallgatósághoz a témát és segítenek a figyelem fenntartásában (BBSRC 2000, LIFE Focus 2004). A biodiverzitással összefüggő bonyolult témákat meg kell kísérelni a hétköznapi ember tapasztalati világához igazítani, ehhez idézeteket is segítségül hívhatunk. A megközelítés a téma bonyolultsága és a következmények becslési biztonsága szerint is különböző. Egyszerű, biztos kimenetelű összefüggést elegendő egyirányú módszerekkel kommunikálni, míg a komplex, nehezen prognosztizálható ügyeket intenzívebb együttműködés alapján kell megközelíteni (Hesselink *et al.* 2007).

Az ismert témát vagy tárgyat szokatlan szituációban bemutatva felkelthetjük az érdeklődést (BBSRC 2000). Segít, ha a természeti értékeket a kulturális értékekhez kötjük, hiszen ezek már az oktatási rendszerben rögzültek. A történet mesélés, a drámai példák említése (Farrior 2005), a vizuális eszközök és a meglepetés használata hatékony lehet a megfelelő célcsoport számára (Hesselink *et al.* 2007). A problémamegoldásban való közvetlen részvétel biztosítása, az emberek véleményének, javaslatainak meghallgatása hozzásegíti a hallgatóságot ahhoz, hogy a problémát magáénak érezze.

A negatív viselkedés büntetése helyett a pozitív megerősítése, dicsérete vezet sikerhez (Farrior 2005, Goldstein 2005, LIFE Focus 2004). A kölcsönös előnyöket mutató „win-win” szituációk kialakítására kell törekedni (Hesselink *et al.* 2007). Az üzenet átadásához egyszerűbb biodiverzitás indikátorok vagy azt helyettesítő változók használata javasolt (pl. living planet index, fajszám). Ugyanakkor soha nem szabad a tudományos igényességet feladni, de el kell kerülni a tudományos zsargont, egyszerű szavakat kell használni, nem szabad lekezelően viszonyulni a hallgatósághoz (Niemelä *et al.* 2005). Fontos a lelkesedés, a személyiség varázsa és a szavahihetőség a személyes kapcsolatfelvétel esetén. A részletek helyett a főbb eredményeket és összefüggéseket hangsúlyozzuk. A nyelvezetet a hallgatósághoz illesztjük (Goldstein 2005). Egyaránt kerüljük a kommunikáció túl- és alulértékelését, mindig figyeljünk a korlátokra (IUCN 2006), vagyis ne várjuk el, hogy az üzenet mindenkinek sikeresen eljut, de szerepét ne becsüljük le. Az új viselkedés, vélekedés elfogadásának gyakori akadálya, hogy az emberek nem tudják, hol, mivel kezdjék, milyen cselekvéseket hajtsanak végre, azt hogyan csinálják, és azt sem tudják, hogy akciójuk valójában számít-e (Farrior 2005). A kommunikációs folyamatnak meg kell céloznia ezeket a korlátokat.

Értékelés

A kommunikáció során két fajta értékelésre van szükség: egyrészt vizsgálni kell a kommunikációs folyamat minőségét, valamint becsülni kell az átvitt üzenet hatását. A folyamat vizsgálata abban segít, hogy a tanulságok alapján a következőkben jobban végezzük a feladatot (Blackstock *et al.* 2007). Az üzenet hatásának becsléséhez szükség van kiindulási adatokra, ezért az értékelést a kommunikációs aktivitással párhuzamosan meg kell tervezni és a program alatt folyamatosan, visszacsatolásokkal végrehajtani (Blackstock *et al.* 2007, Metcalfe & Perry 1991, Niemelä *et al.* 2005, RCUK 2002). Az ilyen értékelés nem lineáris folyamat, hanem a tárgyalásos tanulás ciklusos fejlődése jellemzi, így nem adható hozzá általános "recept" (Blackstock *et al.* 2007).

Sajnos többnyire nem a legkönnyebben gyűjthető indikátorok a legalkalmasab-
bak a kommunikációs hatékonyság becslésére (RCUK 2002). Az értékelést az üze-
nethez és a célcsoporthoz kell illeszteni. A legegyszerűbb módszer az "előtte és
utána kontroll csoporttal" megközelítés (Hesselink *et al.* 2007). A résztvevőket
megkérdezik az akció előtt és után, valamint egy kontroll csoportot is kikérdeznak,
amely nem vesz részt az akcióban, azonban őket is kétszer kérdezik ki. A legfeljebb
két oldalas kérdőív a legegyszerűbb módja a kikérdezésnek. A válaszadási hajlandó-
ságot nyereményekkel növelhetjük. Ha a téma érdekes, az emberek szeretik kifejezni
véleményüket, amit nyílt fórumokon és interjúk során megtehetnek. Megkérdez-
hetjük például kétszer – a foglalkozás előtt és után –, hogy ők mit tehetnek a biodi-
verzitás érdekében. Versenyeket is rendezhetünk tanárok segítségével. Akciónk
visszhangját internetes szavazással vagy betelefonálással is gyűjthetjük média pro-
gramok esetében. Nagy kampányok hatékonyságát akár a statisztikai adatok megvál-
tozásával is mérhetjük (pl. fogyasztási szokások, napi választások), esetleg a jog-
alkotásra vagy politikai döntésre is hatással lehetnek (pl. zöld szervezetek akciói
esetében, lásd lokátor telepítés). Minél inkább számszerűsíthető a kommunikációs
cél, annál könnyebb az eredmény becslése (Hesselink *et al.* 2007).

Egy példa: a Berkenyeház Vácrátóton

A Berkenyeház az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete (ÖBKI) Vácrátóti Botanikus Kertjének kiállítása, amely 2007. április 21-től fogadja a látogatókat. Megnyitása új fejezetet jelent a Botanikus Kert és a kutatóintézet életében. A látogatóközponttal megteremtődik a lehetősége a nemzeti parkokéhoz hasonló természetvédelmi ismeretterjesztés és a tudományos múzeumok céljai ötvözésének (2. ábra). A látogatók nem csak a biológiai sokféleség életünkben betöltött szerepéről és megőrzésének jelentőségéről szerezhetnek ismereteket, hanem megtudhatják, hogyan kapcsolódnak az ökológiai kutatások a globális környezeti krízis elemeihez és milyen tudományos eredmények születtek. A kiállítás bevezeti a látogatót a botanikus kertekben folyó munka rejtelseibe is. Kerti és múzeumpedagógiai

kiegészítő foglalkozások biztosítják a fiatalok széles rétegeinek oktatását, az általános iskolától az egyetemek doktori képzéséig. A Berkenyeház így idővel egy környezeti nevelési műhellyé fejlődik, és közvetlen kapcsolatot biztosít az ökológiai kutatás és ismeretterjesztés között.



2. ábra. A Berkenyeház kiállítás belső képe. (Vácrátót, ÖBKI)

Vizsgáljuk meg, hogy a Berkenyeház kiállítása hogyan hasznosította a biodiverzitással összefüggő témák, kutatási eredmények kommunikációjának módszereiről megismert tanácsokat. A kommunikációs stratégia három megközelítést keverten alkalmazza a kiállítás. Az érték alapú kommunikáció elvéből a látogatók értékrendszerére és közvetlen tapasztalataira alapoz, vagyis arra, hogy saját kedvtelésükre látogatják meg a Botanikus Kertet. A látogatók jelentős részének így feltételezhetően élményt nyújt a növényvilág sokféleségének látványa, a természetben való időtöltés. A kiállításnak több eleme utal a kertben gyűjthető tapasztalatokra. Így például a bejáratnál elhelyezett, kertből származó beásott fatörzs, illetve az ágyásszegélyek faanyaga a kertben található farönkhöz köthető, vagy a kerti séta kiadvány utal a kiállításon említett, bemutatott, a kertben, vagy az üvegházakban megtalálható növényekre.

A stratégiai keretanalízis megközelítéséhez kapcsolható a pozitív élmények, mint egy kedves figura (Berkenye bácsi), szép fényképek, vagy játék használata az üzenet eljuttatásához. Ezek segítségével oldottabb hangulatba kerülhetnek a látogatók és a pozitív élményhez pozitív cselekvést illeszthetnek. A környezet hatásának tulajdonítható meglepő tanulság, hogy a látogatók az Intézet naptárát a jegypénztárnál nem, a Berkenyeházban azonban megvásárolták.

Társadalmi marketingként értelmezhető a biodiverzitás és a szép táj értékévé váló feltüntetése – és ezzel szemben a rontott táj csúfságának, vagy például az özön-növények veszélyeinek bemutatása. Annak érdekében, hogy a jó és a rossz megértése után a látogatókat cselekvésre készítsük, a „Mit tehetünk mi?” panel ötleteket ad arra nézve, hogy mindennapi cselekvéseink során milyen döntéseket hozhatunk a környezeti terhelés csökkentésére (3. ábra). Példaképeket is találunk ismert és kevésbé ismert személyeket bemutatva, végül saját képmásunkat fedezhetjük fel a jövő természetvédője felirat alatt.



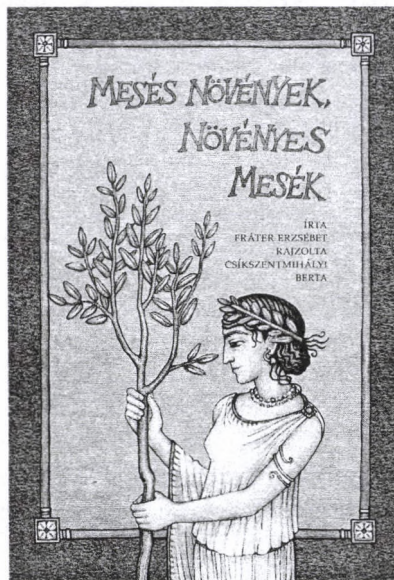
3. ábra. „Mit tehetünk mi” hajtogatós panel képe a Berkenyeházból. Ötleteket ad a környezeti terhelés csökkentésére a mindennapi életben.

Milyen üzeneteket fogalmaz meg a kiállítás? A kiállítás öt nagy egységből épül fel, amelyek külön üzenetet szándékoznak közvetíteni. A fogadó térben a látogató megtudja, hol jár (kutatóintézet és botanikus kert), tájékozódik a kiállítás céljáról. Kiderül, miért Berkenyeház a kiállítás neve. A gyerekek megismerkednek Berkenye bácsival. A második egység a növényvilág sokféleségét mutatja be. Üzenete, hogy a növények sokfélesége lenyűgöző. Színük, formáik, szimmetriájuk és egyéb tulajdonságaik alapján az ember csoportosítja a növényeket, ez a sokféleség beépült a kultúrába is. Az ökoszisztéma szolgáltatásokról szól a harmadik egység. Növények nélkül nem élhetne ember a földön. Élelmet, fűtő- és rostanyagot, és még sok egyebet közvetlenül felhasználunk. Ahhoz, hogy a növények biztosítani tudják számunkra a különböző ökoszisztéma szolgáltatásokat, az élővilág sokféleségére van szükség.

Az ökoszisztémák szabályozó szerepe is nélkülözhetetlen. Biodiverzitás krízis és kutatása témában a látogatók megtudják, hogy számos tényező veszélyezteti az emberi életminőséget és a biodiverzitást. A folyamatok és összefüggések kutatása – többek között az ÖBKI-ben – hozzájárulhat a krízis kezeléséhez. Mindenki tehet valamit. A záró egység témája a Botanikus Kert. Néhány adatot ismerhetünk meg a kert történetéről, tevékenységéről. Megtudjuk, hogy a botanikus kertek a fajok utolsó menedékei lehetnek, ezért a látogatóknak is óvni kell azokat.

A Berkenyeház egyirányú és interaktív módszereket egyaránt használ. Vannak leíró jellegű panelek, melyek bemutatják pl. a növényvilág rendszerezésének módjait, vagy meghatározzák az ökoszisztéma szolgáltatásokat. Ezeket is színes, érdekes adatokkal támasztottuk alá. Az interaktív lehetőségek közül a panel felemelés, ablak kinyitás, fiók kihúzás segíti hozzá az adathoz a látogatót. Máshol rajzolással, satírozással, bekukucsálásal szerezhet remélhetően maradandó élményt fiatal és idős egyaránt. A természeti és a kulturális örökség közötti párhuzamot is megtaláljuk: a táj élőhelyeinek eltűnését és esetleges restaurációját egy Corvina kódexlap állapotának romlásával, illetve restaurálásával hasonlíthatjuk össze.

Az ökológiai kutatások eredményeit ismert környezeti hatótényezőkhöz kapcsolva mutatjuk be. Mindenki hallott a klímaváltozásról, ennek a természetes növényzetre gyakorolt hatásait vizsgálják az MTA ÖBKI-ben. Másik ismert probléma az özönnövények előretörése, ezeket vadnyugati banditáknak feltüntetve mutatjuk be a legfontosabb fajokat és kártételeiket. Az emberek mesék iránti vonzódását a szépen illusztrált növényes mesekönyv elégíti ki (4. ábra).



4. ábra. A Berkenyeházban kiállított mesekönyv növényekhez kötött anekdotákat, népmeséket dolgoz fel gazdag illusztrációval.

A kiállítás segítségével végzett kommunikáció értékelését kérdőíves felméréssel kezdtük meg az Alter-net EU Keretprogram projekt keretében. Szociológus bevonásával előtte/utána típusú, azonos kérdéseket tartalmazó kérdőívet szerkesztettünk. A felmérés nem reprezentatív, de a 42 válaszadó ismeretei az ökológiai lábnyom és a biológiai invázió tekintetében mérhetően növekedtek. A vendégkönyv 2007. évi beírásai (439 db) 85%-ban pozitívak, 11% indifferens. Összesen 16 negatív bejegyzésből csak egy mutat rá a kiállítás hiányosságára. Az értékelést segítik majd a széles korcsoportnak tervezett további foglalkozásokra adott visszajelzések. Az értékelést a honlapon megtalálható üzenetküldő opció is támogatja.

Összegzés

A biodiverzitás megőrzése érdekében a széles körű ismeretterjesztés, a különböző csoportok irányába történő kommunikáció, a kutatási eredmények megismertetésének égető szükségessége nem vitatható. Ezek fejlesztését, kiterjesztését az ENSZ és az Európai Unió is szorgalmazza. A tudásbázis növelése és a tudás megosztása a nemzeti fenntarthatósági stratégiák kötelező részévé vált (Izd. Nemzeti Fenntartható Fejlődési Stratégia, NFÜ-KvVM, 2007). Arról azonban, hogy ezt hogyan kell és lehet elérni, kevés szó esik. Az ökológiai, természetvédelmi tudás, látásmód a kommunikációval foglalkozó társadalomtudományok képviselőinek általában nincs birtokában, ezért az ismeretek eljuttatását a kutatóknak, területkezelőknek kell kezdeményezni. Az utóbbiak azonban a kommunikáció elméleti és gyakorlati alapjairól keveset tudnak.

Ez a cikk összegyűjtötte az elérhető irodalom és az Alter-net projekt munkatársaival folytatott konzultációk főbb tanulságait, amelyekre alapozva kommunikációs útmutató készült ökológus kutatók és természetvédelmi szakemberek számára. A kommunikáció tervezésekor a folyamat következő főbb elemeire kell megoldásokat kidolgozni: a cél és üzenet meghatározása; célcsoport kiválasztása; a legalkalmasabb módszer meghatározása; a kivitelezés forgatókönyvének elkészítése; az eredményesség folyamatba illesztett értékelése (Bredemeier *et al.* 2007). A legújabb kommunikációs stratégiák szerint a célcsoport tulajdonságaira fókuszált megközelítés hatékonyabb lehet (Farrior 2005), és szorosabb együttműködés alapján elvezethet az egyéni, majd a társadalmi viselkedés megváltozásához. A kutatók, a természetvédelmi szakemberek már látják azokat az irányokat, amerre a társadalomnak mozdulnia kellene a környezeti problémák megoldása érdekében, de ezek megvalósítása még csak alig indult meg. Ezért a természettudományok irányából a viselkedés- és egyéb társadalomtudományok felé kell lépéseket tenni (Ehrlich 2002). Ezen tudományok eredményeinek alkalmazásával sikeresebb lehet a biodiverzitásról szóló üzenetek átvitel, ami motiválhatja az emberek érzelmvilágát és tudatát, és elvezethet a végső célhoz, a földi élet sokféleségének megőrzéséhez (Farrior 2005). Örvendetes, hogy a társadalomtudományok oldaláról is megfogalmazódott az igény

az együttműködésre és a kutatók olyan szub-diszciplínákban kezdenek tevékenykedni, mint pl. a konzerváció pszichológia (Csíkszentmihályi 2007, Saunders 2003, Saunders & Myer 2003, Saunders et al. 2006). Az ökológiai és társadalmi problémák komplex megértését, a holisztikus szemléletet egyre több intézményesített kezdeményezés próbája felvállani (pl. Schumacher College: www.schumachercollege.org.uk).

Egy esettanulmány kapcsán megvizsgáltam, hogy a kommunikációs útmutató főbb elemei hogyan valósultak meg egy ökológiai, természetvédelmi kiállítás tematikájában, alkalmazott módszereiben. Az MTA ÖBKI Berkenyeház nevű kiállítása 2007. áprilisától fogadja a Vácrátóti Botanikus Kertbe érkező látogatókat. A eddigi visszajelzések (vendégkönyv stb.) alapján a kiállítás képes a szándéka szerint megfogalmazott üzenetek legalább részleges átvitelére.

Köszönetnyilvánítás

A témát az Alter-net projektben (Task Group on biodiversity assessment communication) való részvételem motiválta, köszönet illeti a résztvevőket, és külön Anke Fischert, aki inspiráló előadásaival, konzultációkkal segített eligazodni a szociológiai megközelítések útvesztőiben. Hálásan köszönöm Halassy Melinda és Balog Ágnes áldozatos munkáját a Berkenyeház kiállítás létrehozásában. A kézirat bírálót is köszönet illeti értékes javaslataikért.

Irodalomjegyzék

- Balmford A, Bennun L, ten Brink B. *et al.* (2005): The Convention on Biological Diversity's 2010 target. – *Science* **307**: 212–213.
- Bator, R.J. & Cialdini, R.B. (2000): The Application of Persuasion Theory to the Development of Effective Proenvironmental Public Service Announcements. – *Journal of Social Issues* **56**: 527 – 541.
- BBSRC (2000): *Communicating with the public*. – Biotechnology and Biological Sciences Research Council.
- Blackstock, K. L., Kelly, G. J. & Horsey, B. L. (2007): Developing and applying a framework to evaluate participatory research for sustainability. – *Ecological Economics* **60**: 726–742.
- Bredemeier, M., Dennis P. Sauberer, N., Petriccione, B., Török, K., Cocciufa, C., Morabito, G. & Pugnetti, A. (2007): Biodiversity assessment and change – the challenge of appropriate methods. In: Hester, R. E. & Harrison, M. R. (eds) *Biodiversity under threat*. Issues in Environmental Science and Technology, Vol. 25. – Royal Society of Chemistry Publishing, Cambridge, pp. 217–251.
- Brooker, R., Young, J. C. & Watt, A. D. (2007): Climate change and biodiversity: Impacts and policy development challenges – a European case study. – *Int. J. Biodiversity Science and Management*. **3**: 12–30.
- Buijs, A., Fischer, A., Lisievoli, P., Marcelová, N., Rink, D., Sedláková, J., Tátrai I. and Young, J. (2005): Deliberative events: approaches to assess public attitudes to biodiversity and biodiversity management. – *Report of Work Package R5 Alter-net FP6 project*. pp. 63.
- Chipeniuk, R. (1995): Childhood Foraging as a Means of Acquiring Competent Human Cognition about Biodiversity. – *Environment and Behavior* **27**: 490–512
- COM (2006): Communication: Halting the loss of biodiversity by 2010 – and beyond. Sustaining Ecosystem Services for Human well-being. – *European Commission*, Brussels, (22.05.2006.) 216 http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/current_biodiversity_policy/biodiversity_com_2006/index_en.htm
- Csíkszentmihályi M. (2007): *A fejlődés útjai. A harmadik évezred pszichológiája*. – Nyitott Könyvműhely, Budapest. pp.413.
- Ducrot, J.-P. (2003): Education challenges in the North Sea area. – *Marine Pollution Bulletin*. **47**: 246–252.

- EC (2004): A guide to successful communications. – *European Commission, Directorate-General for Research*. pp. 48.
- Ehrlich, P. (2002): Human nature, nature conservation and Environmental ethics. – *BioScience* **52**: 31–43.
- ESF (2003): Science communication in Europe. – *European Science Foundation Policy Briefing*. <http://www.esf.org>
- Farrior, M. (2005): Breakthrough Strategies for Engaging the Public: Emerging Trends in Communications and Social Science. Biodiversity Project. <http://www.biodiversityproject.org/bpemergingtrendspaper.doc>
- Fischer, A. & Young, J. C. (2007): Understanding mental constructs of biodiversity: implications for biodiversity management and conservation. – *Biological Conservation* **136**: 271–282.
- Fransson, N. & Gärling, T. (1999): Environmental concern: conceptual definitions, measurement methods, and research findings. – *Journal of Environmental Psychology* **19**: 369–382.
- Goldstein, W. (2005): Some lessons on communicating biodiversity and follow up actions. IUCN http://www.iucn.org/themes/cec/biodiversity/Com_ed_for_bd_workshopJan2005.pdf
- Hesselink, F. J., Goldstein, W., van Kempen, P.P., Garnett, T. & Dela, J. (2007): Communication, education and public awareness. A toolkit for the Convention on Biological Diversity, Montreal, pp. 331.
- Hughes, T. P., Bellwood, D. R., Folke, C., Steneck, R. S. & Wilson, J. (2005): New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. – *Trends in Ecology & Evolution* **20**: 380–386.
- IUCN (2006): Commission on Education and Communication, URL: <http://www.iucn.org/themes/cec/principles/dos.htm>
- Juhász-Nagy, P. (1993): *Természet és ember. Kis változatok egy nagy témára*. – Gondolat, Budapest. pp. 245.
- Kitchin, T. (2004): Assuring biodiversity. A brand-building approach. The Glasshouse Partnership. London. <http://www.glasshousepartnership.com/branding.pdf#search=%22Biodiversity%20brand%22>
- Kontogianni, A., Tziritis, I. & Skourtos, M. (2005): Bottom-up environmental decision making taken seriously: integrating stakeholder perceptions into scenarios of environmental change. – *Human Ecology Review* **12**: 87–95.
- KvVM (2006): Magyarország csatlakozása a „Countdown 2010” akcióhoz. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, http://www.termeszetvedelem.hu/index.php?pg=news_99_352
- Lawton, J. (2006): European biodiversity conservation: science, policy and practice. 1st European Congress on Conservation Biology. *Book of Abstracts* p. 7.
- LIFE Focus (2004): LIFE Focus / LIFE-Nature: communicating with stakeholders and the general public – Best practice examples for Natura 2000. European Commission. http://europa.eu.int/comm/environment/life/infoproducts/naturecommunicating_lowres_en.pdf
- Lindenbergh S. & Steg, L. (2007): Normative, Gain and Hedonic Goal Frames Guiding Environmental Behavior. – *Journal of Social Issues* **63**: 117–137
- MacBeath, T. C. (2005): Knowledge sharing for sustainable development through biodiversity conservation in the Mesoamerican region. – *Journal of Science Communication*, **4**. <http://jcom.sissa.it/>
- McKenzie-Mohr, D. (2000): Promoting Sustainable Behavior: An Introduction to Community-Based Social Marketing. – *Journal of Social Issues* **56**: 543–554.
- McNeely, J. A. (1995): *Expanding partnership in conservation*. Island Press, Washington, DC. pp. 318.
- MEA 2005. *Millennium Ecosystem Assessment, Ecosystems and Human Well-Being. Our human planet – Summary for Decision-Makers*. Island Press, Washington D.C., pp. 109.
- Metcalfe J. & Perry, D. (2001): The evaluation of science-based organisations’ communication programs. Presentation to Australian Science Communicators conference, Sydney, http://www.econnect.com.au/news_papers.htm#eval
- NFÜ-KvV (2007): Nemzeti Fenntartható Fejlődési Stratégia. URL: http://www.nfu.hu/ormany_altal_elfogadott_nemzeti_fenntarthato_fejlodesi_strategia
- Niemelä, J., Young, J., Alard, D., Askasibar, M., Henle, K., Johnson, R., Kurttila, M., Larsson, T-B., Matouch, S., Nowicki, P., Paiva, R., Portoghesi, L., Smulders, R., Stevenson, A., Tartes, U. & Watt, A. (2005): Identifying, managing and monitoring conflicts between forest biodiversity conservation and other human interests in Europe. – *Forest Policy and Economics* **7**: 877–890.
- O’Riordan, T. (2002): Protecting beyond the protected. – In: O’Riordan, T. & Stoll-Kleemann, S. (eds.) *Biodiversity, sustainability and human communities: protecting beyond the protected*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, pp. 3–29

- RCUK (2002): Dialogue with the public: practical guidelines. – Research Councils UK, <http://www.rcuk.ac.uk/NR/exeres/AF99FF8C-1313-4CE4-ABC1-FA82D7989BD2.frameless.htm?NRMODE=Published>
- Rogers, E.M. (2003): *Diffusion of Innovations, Fifth Edition*. New York, Free Press.
- Saunders, C.D. (2003): Emerging Field of Conservation Psychology. – *Human Ecology Review* **10**: 137–149.
- Saunders, C.D. & Myers, O.E. (2003): Exploring the Potential of Conservation Psychology. – *Human Ecology Review* **10**: Introduction
- Saunders, C.D., Brook, A.T. & Myers, O.E. (2006): Using psychology to save biodiversity and human well-being. – *Conservation Biology* **20**:702–705.
- SIRC (2007): Guidelines for Scientists on communicating with the media. The Social Issues Research Centre. <http://www.sirc.org/messenger/index.html>
- Stern, P.C., Dietz, T & Kalof, L. (1993): Value orientations, gender, and environmental concern. – *Environment and Behavior* **25**: 322–348.
- Stoll-Kleemann, S. & O’Riordan, T. (2002): Enhancing biodiversity and humanity. – In: O’Riordan, T. & Stoll-Kleemann, S. (eds.) *Biodiversity, sustainability and human communities: protecting beyond the protected*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, pp. 295–310.
- Thompson, C.W., Aspinall, P. & Montarzino, A. (2008): The Childhood Factor. Adult Visits to Green Places and the Significance of Childhood Experience. – *Environment and Behavior* **40**: 111–143
- Török, K. & Fodor, L. (szerk.) (2006): *A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer eredményei I. Élőhelyek, mohák és gombák*. – Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium. Budapest, pp. 197.
- Turner, R. K., Paavola, J., Cooper, P., Farber, S., Jessamy, V. & Georgiou, S. (2003): Valuing nature: lessons learned and future research directions. – *Ecological Economics* **46**: 493–510.
- UNECE (1998): Aarhus Convention – Convention on access to information, public participation in decision-making and access to justice in environmental matters. United Nations Economic Commission for Europe. (<http://www.unece.org/env/ppf/>)
- van Boven, G. & Frits, H. 2002. Mainstreaming Biological Diversity. The role of communication, education and public awareness. CBD, UNESCO, IUCN CEC brochure, pp. 8.
- van den Hove, S. (2004): *Review of FP5 Biodiversity Research Projects to Assess Current and Potential Policy Impact*. – Report to the European Commission Research Directorate General, Unit DI-4. (kézirat)
- Vásárhelyi T. & Victor A. (szerk.) (1998): Nemzeti Környezeti Nevelési Stratégia. <http://bocs.hu/kornev/strateg/strat.htm>
- Walther G-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., Fromentin, J-M., Hoegh-Guldberg, O. & Bairlein, F. (2002): Ecological responses to recent climate change. – *Nature* **416**: 389–395.

On the methodology of biodiversity science communication

Török, K.

Institute of Ecology and Botany of the Hungarian Academy of Sciences
H-2163 Vácraátót, Alkotmány u. 2–4., Tel: 28/360-122, E-mail: kati@botanika.hu

Abstract: The importance of science communication and awareness raising in order to preserve biodiversity is undisputable. This paper summarizes the main results of literature search and consultations with Alter-net (FP6) project partners and suggests guidelines for the use by ecologists and nature conservation managers to design communication actions. The use of the results and methodology of behavioral and other social sciences has the potential to help transfer messages that engage people’s emotions and minds to conserve biodiversity on Earth. The use of the suggested methods is tested in a case study: the „Berkenyeház” exhibition of the Institute of Ecology and Botany at the Vácraátót Botanical Garden, Hungary.

Key words: Berkenyeház, biodiversity loss, conflict resolution, ecosystem services, public perception, science communication

Contents

Kovács-Láng, E., Kröel-Dulay, G. & Czúcz, B.: The impact of climate change on natural ecosystems and the response options for nature conservation	5
Harnos, Z., Hufnagel, L.: Comments on the experts' opinion on the nature conservation part of the national Climate Change Strategy	41
Vörös, J.: Distribution of the two <i>Bombina</i> species (<i>Bombina bombina</i> and <i>B. variegata</i>) in Hungary	45
Lanszki, J.: Distribution and factors influencing occurrence of otters on the catchment of Kapos River	61
Horváth, Gy., Kovács, Zs. E. Dudás, R.: Small mammal monitoring in two different plain regions: comparing indirect abundance details on landscape scale	75
Riezing, N.: Changing of the seaweed vegetation in the last 70 years in the Átal-ér valley (Hungary)	91
P. Rácz, É. V.: Investigation of the success of invasive species' eradication using spatial models	105
Ónodi, G., Csatádi, K., Németh, I., Váczi, O., Botta-Dukát, Z., Kertész, M. Altbäcker, V.: The effects of sheep and rabbit grazing on fire in sandy grassland	117
Mátics, R.: New record of the Root Vole (<i>Microtus oeconomus</i> , Pallas 1776), and possible history of area fragmentation in Hungary	131
Török, K.: On the methodology of biodiversity science communication	135

