

TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK

19. ÉVFOLYAM

A Magyar Biológiai Társaság
Környezet- és Természetvédelmi
Szakosztályának közleményei



Budapest, 2013

A kötet megjelenését támogatta:



A folyóirat szerkesztő bizottságának tagjai:

Báldi András (elnök)

Bereczki Krisztina (szerkesztő)

Horváth Ferenc

Horváth Győző

Kiss István

Liker András

Margóczy Katalin

Szerkesztőség címe:

Bereczki Krisztina

Magyar Tudományos Akadémia Ökológiai Kutatóközpont

2163 Vácrátót, Alkotmány út 2–4.

E-mail: termeszetvedelmi.kozlemenyek@gmail.com

ISSN 1216-4585

© Magyar Biológiai Társaság
1088 Budapest, Bródy Sándor utca 16.

Tartalomjegyzék

Endresz Gábor és Kalapos Tibor: A talaj arbuszkuláris mikorrhiza gomba közösségének szerepe a növényi invázióban	1–14
Németh Attila, Molnár Attila, Szél László, Horváth Tibor, Demeter László és Csorba Gábor: Hogyan telepítsünk át földikutyát? Módszertani megfontolások szélsőségesen talajlakó rágcsálók megmentéséhez	15–33
Drozd Attila és Farkas Tünde: A pannongyík (<i>Ablepharus kitaibelii fitzingeri</i> Mertens, 1952) élőhelyeinek vizsgálata az Aggteleki-karszt területén	34–47
Szirák Ádám, Kovács-Hostyánszki Anikó, Földesi Rita, Mózses Edina és Báldi András: Tájszintű és növényzeti változók hatása szántók és gyepek pollinátor közösségeire	48–61
Sulyok Katalin: A tudományos bizonytalanság forrásai és szerepe a természet- és környezetvédelmi döntések ökológiai megalapozhatóságában	62–73
Sulyok Katalin: A tudományos bizonytalanság kezelési módszerei a környezeti döntéshozatalban – avagy hogyan lehet tudományosan megalapozott egyszersmind befolyással bíró ökológiai tanácsot adni?	74–88
Barina Zoltán: Védett növényfajok megnevezésének hatásai a hazai populációk védettségére	89–105
Vona-Túri Diána, Szmátóna-Túri Tünde és Kiss Balázs: Szárazföldi ászkarák együttesek (<i>Crustacea: Isopoda: Oniscidea</i>) a magyarországi autópályák szegélyzónájában	106–116

Contents

Gábor Endresz and Tibor Kalapos: The role of soil arbuscular mycorrhizal fungal community in plant invasions.....	1–14
Attila Németh, Attila Molnár, László Szél, Tibor Horváth, László Demeter and Gábor Csorba: Relocating mole-rats – recommendations on the methodology to save exclusively subterranean rodents	15–33
Attila Drozd and Tünde Farkas: Habitat selection of the <i>Ablepharus kitaibelii fitzingeri</i> Mertens, 1952 in the Aggtelek-Karst Area	34–47
Ádám Szirák, Anikó Kovács-Hostyánszki, Rita Földesi, Edina Mózes and András Báldi: Landscape and agricultural management effects on pollinator communities of pastures and arable fields.....	48–61
Katalin Sulyok: Scientific uncertainty – its sources and role in providing influential ecological advice in environmental decision making	62–73
Katalin Sulyok: Methods to cope with scientific uncertainty in environmental decision-making – how to give sound and influential ecological advice?	74–88
Zoltán Barina: Plant nomenclature in legislation and the protection of Hungarian vascular plant species.....	89–105
Diána Vona-Túri, Tünde Szmátóna-Túri and Balázs Kiss: Terrestrial isopods (<i>Crustacea: Isopoda: Oniscidea</i>) on Hungarian highway margins	106–116

A talaj arbuszkuláris mikorrhiza gomba közösségének szerepe a növényi invázióban

Endresz Gábor^{1*} és Kalapos Tibor¹

¹*ELTE TTK, Biológiai Intézet,
Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai Tanszék,
1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1/C.*

**Jelenlegi cím: Szent László Gimnázium,
1102 Budapest, Kőrösi-Csoma Sándor út 28-34.
e-mail: endreszgabor@gmail.com*

Összefoglaló: A szárazföldi növények mintegy 90%-a mikorrhiza kapcsolatban él valamilyen gombával. Leggyakoribb az arbuszkuláris mikorrhiza (AM), ami mindkét résztvevőre kevésbé fajspecifikus és a gombapartnerek között sok a kozmopolita. Ezért sokáig úgy tartották, hogy az AM nem játszik számottevő szerepet a növényi invázióban. Az utóbbi két évtized kutatásai megmutatták, hogy az AM elősegítheti vagy épp ellenkezőleg, gátolhatja a növényi inváziót. Az inváziós növények általában kevésbé mikorrhizára utaltak, mint az őshonos fajok, mivel vagy nem mikorrhizáltak, vagy ha azok, akkor széles elterjedésű, generalista AM gombafajokkal alakítanak ki kapcsolatot. Képesek a helyi AM közösséghez úgy kapcsolódni, hogy eredményeképp kompetíciós erélyük növekszik (pl. asszimilátumokat vonnak el más növényektől a közös gombafonal hálózaton keresztül). Többféle mechanizmus (pl. allelopátia, tápelem felhalmozás, eltérő növényi vagy AM gomba fenológia, gyors növekedés, magas egyedszám) útján átalakíthatják a talaj mikorrhiza közösségét úgy, hogy az jobban támogatja az inváziós fajt, mint a honos növényeket. Sok esetben az élőhely eredeti AM közössége fontos eleme a honos növényközösség invázióval szembeni ellenállásának. Ezért az inváziós fajok elleni védekezés, illetve az általuk előzönlött területek helyreállítása megkövetelheti a beavatkozást a talaj AM közösségébe is (pl. spóráltással, talajterítéssel). Ehhez az özöngyom AM kapcsolatának és a talaj mikrobiális közösségének alapos ismerete szükséges.

Kulcsszavak: allelopátia, endomikorrhiza, inváziós növények, közösségi ökológia, szemle

Bevezetés

Napjaink egyik legégetőbb természetvédelmi problémája az új élőhelyre behurcolt idegenhonos növények tömeges elszaporodása (inváziója), és ennek nyomán a helyi biológiai sokféleség csökkenése, ill. az ökoszisztéma működések és szolgáltatások módosulása (Mihály & Botta-Dukát 2004, Millennium Ecosystem Assessment 2005). Az özöngyomok elszaporodása ma már komoly gazdasági veszteségeket

és közegészségügyi problémákat is okoz (Török *et al.* 2003, Pimentel *et al.* 2005). Nem csoda, hogy a növényi inváziókkal foglalkozó kutatások és szakirodalom az utóbbi két évtizedben ugrásszerűen bővült (Botta-Dukát 2004). Számos, részben átfedő elmélet látott napvilágot annak magyarázatára, hogy milyen mechanizmusnak tulajdonítható az idegen faj sikeressége új élőhelyén (jó összefoglalását lásd pl. Hierro *et al.* 2005, Mitchell *et al.* 2006, Richardson & Pyšek 2006 munkáiban). Ilyenek az ellenségtől mentesülés (Keane & Crawley 2002), közösségre nézve új fegyverek birtoklása (Callaway & Ridenour 2004, Callaway *et al.* 2008), fokozott kompetíciós erély gyors evolúciója (Blossey & Nötzold 1995, Bossdorf *et al.* 2005), ingadozó forrás hozzáférhetőség az élőhelyen (Davis *et al.* 2000), üres ökológiai niche betöltése (Moles *et al.* 2008), vagy a helyi közösség invázió okozta összeomlásával csökkent ellenállás a behatolóval szemben (Simberloff & Von Holle 1999). Újabban a kutatók figyelme a talaj élővilágának, főleg a mikrobiótának, a növényi invázióban játszott lehetséges közvetítő szerepére irányul (Klironomos 2002, Fitter 2005, Reinhart & Callaway 2006). Az arbuskuláris mikorrhiza (AM) gombák ebben a tekintetben kiemelten fontosak lehetnek széles elterjedésük és az életközösségekben és ökoszisztémákban betöltött kulcsfontosságú szerepük miatt (Brundrett 1991, Rillig 2004).

Az AM gomba kapcsolat ősi és általánosan elterjedt a szárazföldi növények körében, csupán néhány rokonsági körben (pl. Brassicaceae, Caryophyllaceae, Cyperaceae) ritka (Wang & Qiu 2006). A szimbiózis révén javul a növény ásványi tápanyag- és vízellátása, ezáltal kompetíciós erélye és stressztűrő képessége, gyökere pedig védelmet élvez egyes kártevőkkel szemben (Newsham *et al.* 1995, Takács & Vörös 2003). Cserébe az AM partner a növény szénasszimilátumainak jelentős részét, akár 20%-át is elvonhatja (Smith & Read 2008). Mivel az obligát biotróf AM gombapartner esetében az eddig leírt kb. 230 faj (Schüßler & Walker 2010) képez szimbiota kapcsolatot a szárazföldi növények közel 90 %-ával, ez az együttélés szükségképpen nem fajspecifikus, bár az együttműködés hatékonysága eltérő lehet különböző AM gomba partnerekkel (van der Heijden *et al.* 1998). A növény részéről az AM kapcsolat lehet kizárólagos és fakultatív. A növényfajok mikorrhiza-függőségét általában úgy definiálják, hogy mekkora különbség mérhető mikorrhiza nélküli és mikorrhizas kezelések között a növények növekedésében (Klironomos 2003), bár Janos (2007) szerint ez inkább a növényi válaszkészséget mutatja meg, a függőséget pedig azzal a legalacsonyabb foszforkoncentrációval jellemzi, amelyen a növény még képes mikorrhiza nélkül is nőni. A különböző növényfajok mikorrhiza hatására bekövetkező növekedési válaszaiban nagy eltérések

lehetnek (Pringle *et al.* 2009), ezt ráadásul befolyásolhatja a talaj foszforellátása is. A növények általában foszforlimitált környezetben adnak pozitív növekedési választ mikorrhiza jelenlétére (Smith & Smith 2011). A növény- és gombataxonótól, illetve környezeti feltételektől függően mutualizmus helyett gazda-parazita kapcsolat is kialakulhat (Klironomos 2003). A növény előnyben részesítheti a vele leghatékonyabban együttműködő mikorrhiza fajt és ezzel nagyban befolyásolhatja a talaj AM gomba közösségének összetételét (Bever *et al.* 2008, Zhang *et al.* 2010).

Szemlénkben azoknak a kutatásoknak az eredményeit foglaljuk össze, amik a növényi inváziók és a talaj AM gomba közösségének kapcsolatát elemezték.

A hazánkban előforduló fajoknál Simon (2000) nevezéktanát használtuk. A szövegben említett növényfajok listáját – teljes nevezéktani információval – az 1. függelék az Online Függelékben [OF] tartalmazza.

Kevésbé mikorrhizára utaltak-e az inváziós növények?

Bár átfogó adatokkal még nem rendelkezünk az inváziós növényfajok AM kapcsolatáról, mégis valószínűsíthető, hogy sikeresebb a növény inváziója, ha nincs specifikus AM partnerre utalva (Pringle *et al.* 2009). Az új élőhelyre jutásnál feltehető, hogy a kizárólagos AM szimbionta a gazdanövénytől együtt utazzon. Ennek általában kicsi az esélye (pl. maggal terjedéskor), bár idegenhonos fajok cseréje (pl. kertészeti célból) történhet földlabdával, így akár a kizárólagos AM gomba asszociált fajok is özöngyomokká válhatnak (Richardson *et al.* 2000). Fakultatív szimbiózis esetén az új élőhely idegen AM fajkészletével nehezebb az új gombakapcsolat létesítése vagy az új gombapartnerrel kevésbé hatékony az együttműködés. Például a fehér akác (*Robinia pseudo-acacia*) AM gomba szimbiózisából adódó előny a növény eredeti élőhelyén magasabb volt, mint akár a honos amerikai kontinensen új élőhelyekre terjedő vagy az európai inváziós állományokban (Callaway *et al.* 2011). Az AM gombapartner költsége – a növénytől elvont asszimilátumok mennyisége – magas lehet (Douds *et al.* 1988), így egy nem-mikorrhizás idegen faj mentesülve ez alól asszimilátumainak nagyobb hányadát fordíthatja növekedésre és kompetíciós erélyének fokozására, ami előnyt jelenthet olyan környezetben, ahol az őshonos fajok többsége mikorrhizás. A vizsgálatok egy része megerősíti ezt az elképzelést: kisebb gyakorisággal észleltek AM kolonizációt egyes inváziós növényfajoknál, mint a nem inváziós őshonos növényeknél (Vogelsang *et al.* 2004, Pringle *et al.* 2009). Hazai pusztagyepekben az inváziós *Cynodon dactylon* és a tömegesen terjedő honos *Calamagrostis epigeios* kisebb mértékű AM kolonizá-

ciót mutatott, mint az ugyanott őshonos *Festuca vaginata* és *Stipa borysthena* fűfajok (Endresz & Kalapos 2006). Sőt, a közönséges orbáncfű (*Hypericum perforatum*) esetében kimutatták, hogy a faj észak-amerikai inváziós populációinál a növény AM függősége mérsékeltebb, mint az őshonos európai élőhelyeken. Ez a behurcolást követő gyors mikroevolúciós változásokkal magyarázható (Seifert *et al.* 2009). Olyan élőhelyeken, ahol a talaj AM gomba közössége eleve szegényes (pl. a szukcesszió korai szakaszában vagy szántókon a gyakori bolygatás nyomán) a sikeres inváziós növények sokszor a nem mikorrhizás rokonsági körökből (pl. Brassicaceae, Amaranthaceae) kerülnek ki (Reeves *et al.* 1979, Goodwin 1992, Richardson *et al.* 2000).

Ugyanakkor ellenkező eredmények is ismertek, amikor az inváziós növény jelentős, akár a helyben honos fajokét meghaladó mértékű AM kolonizáltságot mutatott új élőhelyén. Például, az észak-amerikai prérít előzőnlő európai *Centaurea maculosa* jóval nagyobb mértékben volt AM gomba kolonizált, mint a préri honos fajai (Marler *et al.* 1999). Greipsson & DiTommaso (2006) gazdagabb AM gomba közösséget figyelt meg a talajban három, fás szárú erdei inváziós faj által borított területen, mint az ezektől mentes szomszédos erdőben. Nagy-Britanniában a behurcolt növényfajok elsősorban az erősen mikorrhizált családokba tartoznak (Fitter 2005). A nálunk is veszélyes özöngyom ürömlévelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia*) intenzív AM kapcsolattal rendelkezik új élőhelyein (Fumanal *et al.* 2006). A himalájai Kasmíri-völgy 63 inváziós vagy idegenhonos növényfajának 93%-a rendelkezett AM gomba szimbiontával, és a mikorrhizáltság mértéke a legtöbbször magas volt (Shah *et al.* 2009). Hazai homokpusztagyepék növényei között egyes inváziós fajok (*Ailanthus altissima*, *Asclepias syriaca*, *Ambrosia artemisiifolia*, *Conyza canadensis*) jelentős fokú mikorrhizáltságot mutattak, míg más özöngyomok ugyanitt nem (*Cenchrus incertus*, *Senecio vernalis*) vagy csak kevésbé (*Tragus racemosus*) voltak mikorrhizáltak (Kovács & Szigetvári 2002). Alföldi vegyes lombú erdőben az inváziós *Robinia pseudo-acacia*-nál is jelentős AM gomba kapcsolatot mutattak ki (Kovács & Bagi 2001). A legújabb kutatások szerint az AM gombafajok egy része igen széles földrajzi elterjedéssel bír, és az idegenhonos behurcolt növények – közöttük inváziós fajok is – sokszor ezekkel a generalista mikorrhiza partnerekkel társulnak új hazájukban (Moora *et al.* 2011). Egy üvegházi monokultúras kísérletben generalista AM gombával beoltás fokozta a növény növekedését az inváziós *Sapium sebiferum*-nál, míg nem volt hatása vagy lassította a növekedést öt őshonos fafajnál Észak-Amerika délkeleti részén (Nijjer *et al.* 2004).

Mindezek tükrében megállapítható, hogy az inváziós növények kevésbé ráutaltak az AM szimbiózisra, de nem feltétlenül kevésbé mikorrhizáltak, mint a nem inváziós fajok. Ennek oka, hogy AM szimbiózisuk fakultatív és/vagy nem specifikus, széles elterjedésű, generalista AM gomba partnerekkel valósul meg. Kovács (2008) a magyarországi növényfajok mikorrhizáltságának áttekintésekor arra a következtetésre jutott, hogy az inváziós fajok amennyiben mikorrhiza képzők, úgy leginkább kevésbé specifikus AM gombákkal kapcsolatosak. Éppen ez az opportunistáknak jellemző vonás jelenthet előnyt az invázióban: attól függően, hogy a konkrét kolonizált életközösségben milyenek a feltételek, az özöngyom hasznosítja vagy nem él az AM gomba kapcsolattal.

Fokozhatják-e a mikorrhiza gombák az inváziós faj kompetíciós erélyét?

Egyes inváziós fajok a talaj közös, számos növényt összekapcsoló AM gomba hálózatához csatlakozhatnak gyökerükkel és ezen keresztül szénasszimilátumokat vonhatnak el más fajoktól. Észak-Amerikában Carey *et al.* (2004) szénvegyület transzlokációt mutatott ki az őshonos *Festuca idahoensis* egyedeitől az özöngyom *Centaurea maculosa* gyökerébe a közös AM gomba hálózaton keresztül. Érdekes módon ugyanennek az özöngyomnak az inváziójában nem játszott szerepet a talaj AM gomba közössége az észak-amerikai Nagy Tavak vidékén korai szukcessziós homokdűnéken (Emery & Rudgers 2012). Ugyancsak a talaj közös AM gomba hálózatát használhatják egyes növények allelopatikus anyagaik terjesztésére. Egy kísérletes vizsgálatban a *Tagetes tenuifolia* gyökerei termelte allelopatikumok nagyobb távolságra és magasabb koncentrációban jutottak el a talaj közös AM gomba hálózatán keresztül, mint pusztán diffúzióval a talajban (Barto *et al.* 2011). Callaway *et al.* (2003) növényházas kísérleteiben azt találta, hogy az Észak-Amerikában inváziós *Centaurea melitensis* kompetíciós képességét erősen mérsékelte az őshonos *Nassella pulchra*-val szemben, ha fungiciddel kezelték a talajt, ami jelentősen lecsökkentette a gyökerek mikorrhizáltságát. Ez alátámasztotta azt a feltételezést, hogy az AM az idegenhonos faj kompetíciós erélyét fokozta és ezzel terjedését segítette. Ellenkezőjére is van példa, amikor az AM a honos faj kompetíciós erélyét emelte az inváziós fajéval szemben. Az USA délkeleti részén honos *Prunus caroliniana* gyengébb növekedést és magasabb mortalitást mutatott az inváziós *Ardisia crenata*-val kompetícióban amikor a talaj AM közösségét fungicid kezeléssel elpusztították, mint amikor az AM közösséget épen hagyták (Bray *et al.* 2003).

Hogyan befolyásolhatják az özönnövények a talaj arbuszkuláris mikorrhiza gomba közösségét?

A kutatások arra utalnak, hogy az idegenhonos növényfaj – közvetlen vagy közvetett úton – átalakíthatja az új élőhelyen a talaj eredeti mikrobiális közösségét, ebben az AM gombaközösséget is (Kourtev *et al.* 2002, Batten *et al.* 2006, Greippson & DiTommaso 2006). Többféle mechanizmusa lehet ennek. Az idegen faj által kiválasztott szerves vegyületek (allelopatikumok) közvetlenül gátolhatják a helyi AM gombaközösséget, ami így fokozatosan elszegényedik. Ezt találták az Európában honos hagymaszagú kányaszombor (*Alliaria petiolata*) észak-amerikai inváziós állományainál (Stinson *et al.* 2006, Hale *et al.* 2011). A Kínában is özöngyom kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis*) tarackjának vizes kivonatával öntözve három honos növényfajt gyökerük AM gomba kolonizáltságának jelentős csökkenését figyelték meg (Zhang *et al.* 2007). Egy másik mechanizmus, hogy az özönnövény a talaj fizikai vagy kémiai tulajdonságait módosítja úgy, hogy az az eredeti AM gomba közösség számára már kevésbé alkalmas környezetet teremt. Arizona folyó menti puhafaligeteiben a honos *Populus fremontii* dominálta erdőállományokat előzőnlő eurázsiai nem mikorrhizás tamariska (*Tamarix* sp.) jelentősen emelte a talaj sókoncentrációját, ami hátrányos az AM gombákra (Meinhardt & Gehring 2012). Számos özönnövény térhódításával a talaj szén- és felvehető növényi tápanyagkészlete – főleg nitrogén- és foszforkészlete – jelentősen emelkedik (Kourtev *et al.* 2002). Általánosan megfigyelt, hogy a növény AM gombával kialakított szimbióta kapcsolata mérséklődik tápanyagban gazdag talajon (Brundrett 1991). Afrikában a Száhel övezet *Amaranthus viridis* özöngyommal fertőzött területein kétszeresére nőtt a talaj szén-, nitrogén- és foszforkészlete, és ezzel párhuzamosan markánsan elszegényedett az AM gomba közösség és jelentősen visszaesett a honos *Acacia* fajok mikorrhizáltsága is (Sanon *et al.* 2012).

Közvetett módon az özönfaj pusztán tömegességénél fogva alakíthatja át a talaj AM gomba közösségét: nem-mikorrhizás lévén vagy más AM gombákkal kapcsolatot fenntartva az eredeti AM gomba közösség fokozatosan visszaszorul (Hawkes *et al.* 2006, Niu *et al.* 2007, van der Putten *et al.* 2007, Vogelsang & Bever 2009, Zhang *et al.* 2010). Például, az észak-amerikai özöngyom *Centaurea maculosa* által előzőnlött területeken a talaj AM közösség diverzitása jelentősen csökkent (Mummey & Rillig 2006), jóval gyakoribbá váltak a *C. maculosa*-val kapcsolt AM gombák, mint a honos fajokkal asszociáltak, és a honos fajok gyökerét is azok kolonizálták (Mummey *et al.* 2005). Az eurázsiai inváziós fű *Bothriochloa bladhii*

hatására csökkent a gyökér AM gomba kolonizáltsága és a növény fitomassza termelése az *Andropogon gerardii* és *Schizachyrium scoparium* préri füveknél (Wilson *et al.* 2012). Kiskunsági homokpusztán az őshonos magyar csenkesz (*Festuca vaginata*) és homoki árvalányhaj (*Stipa borysthena*) gyökerének AM gomba kolonizáltsága jelentősen mérsékeltebb volt az özöngyom csillagpázsittal (*Cynodon dactylon*) vagy siskanádtippannal (*Calamagrostis epigeios*) fertőzött állományban, mint a honos fajokból álló természetközeli gyepeben (Endresz *et al.* 2013). A különböző AM gomba fajok gyökér kolonizációs évszakos ritmusa (fenológija) is eltérhet (Merryweather & Fitter 1998, Sánchez-Castro *et al.* 2012). Így ha az inváziós növény az eredeti AM gomba közösségtől különböző fenológiájú mikorrhizával asszociált, a honos AM gomba közösség diverzitása csökkenhet. Hasonlóan, magának az inváziós növényfajnak a honosakétól eltérő fenológiája is előidézhethet változásokat a talaj mikrobiális közösségében. Például, Észak-Amerika egyik legsúlyosabb károkat okozó özönnövénye, a fedél rozsnok (*Bromus tectorum*) ősszel csírázva és magoncként áttelelve gyökérnövekedésével és így saját AM gomba kapcsolatának kiépítésével hónapokkal megelőzi a tavasszal csírázó honos fajokat. Így egyfajta területfoglalásos előnyre tesz szert az AM mikorrhiza gomba közösség tekintetében is (Hawkes *et al.* 2006, Busby *et al.* 2012b). Ugyanennek a mechanizmusnak a szerepét látja Wilson *et al.* (2012) az előbb említett inváziós *Bothriochloa bladhii* sikerében.

Az AM gomba és a növény közötti szimbiózisról régóta ismert, hogy minél intenzívebb a gazdanövény anyagcseréje és növekedése, annál fokozottabb a gombapartner növekedése is, hiszen jelentősebb mennyiségű szénhidráthoz juthat az a növénytől (Brundrett 1991). Az inváziós növényekre általában gyors növekedés és élénk anyagcsere jellemző (Pyšek & Richardson 2007), így ennél a sajátságuknál fogva is nagyobb mértékű saját AM gombaközösséget tarthatnak fenn, mint a helyben élő honos fajok. Számos vizsgálat azt mutatta ki, hogy a talaj eredeti AM gomba közösségének jelentős a szerepe az idegenhonos növényfaj inváziójával szembeni ellenállásban (Vogelsang *et al.* 2004, Vogelsang & Bever 2009). Mikrokozmosz kísérletben a néhány fajból álló kis mesterséges közösségek ellenállása a *Bidens pilosa* özöngyommal szemben a talaj AM gombaközösségének fajösszetételétől függött (Stampe & Daehler 2003). Ugyancsak kísérletes vizsgálatban az európai származású özöngyom hagymaszagú kányaszombor (*Alliaria petiolata*) allelopátiás gátló hatása a honos *Impatiens pallida*-ra mérsékeltebb volt, amikor a honos fajt AM gomba partnerével együtt nevelték, mint amikor anélkül (Barto *et al.* 2010).

Természetvédelmi vonatkozások

Látható, hogy a növényi invázió során a talaj AM gomba közösségében beálló változások nagyon sokfélék lehetnek. Mint a biológiai invázió sok más vonatkozásában, itt sincs egyetlen általános mechanizmus, hanem a folyamatban résztvevő növény- és gombaközösség, az élőhely sajátossága és további tényezők határozzák meg egy-egy konkrét esetben az interakció jellegét és hatását a közösség szerkezetére és az ökoszisztéma működésére. Az viszont megállapítható, hogy az özönnövény térhódításával megváltozik a talaj AM gomba közössége is, sokszor az inváziós faj előnyére az eredeti közösséggel szemben. Ezek a módosulások a talaj mikrobiótájában maradandók: az özönnövény esetleges sikeres eltávolítását követően egyfajta emlékképként megőrződnek és nehezítik az eredeti növénytakaró regenerációját. A kutatások szerint egy életközösség invázióval szembeni ellenállását támogatja, ha talajának saját AM közössége jól fejlett és működése zavartalan. Az inváziós növények viszont megbontják, átalakítják ezt a mikrobiális közösséget, jelentősen nehezítve így az eredeti életközösség fennmaradását vagy regenerációját. Ezért minden olyan természetvédelmi beavatkozás, ami a honos AM gomba közösséget támogatja, egyben az életközösség inváziós fajokkal szembeni védelmét is segíti. Nagy-Britanniában rövidre nyírt sportgyepekben a domináns évelő *Agrostis stolonifera* fűfajt kiszorító egyéves *Poa annua* invázióját eredményesen mérsékeltek a gyepek eredeti AM gomba közösségének megerősítésével (Gange *et al.* 1999). A talaj AM gomba közösségének átalakulása az inváziós növény térhódításával lassan, fokozatosan megy végbe. Ezért annál nagyobb sikerrel menthető meg az eredeti mikrobióta, minél hamarabb történik a megőrzésére irányuló beavatkozás (Busby *et al.* 2012a). Az életközösség helyreállításához az özönnövény eltávolításán túl a mikrobiális közösség is restaurálandó. Ez történhet AM gomba szaporító képletekkel beoltással (inokuláció, pl. Gange *et al.* 1999), a helyreállítani kívánt közösségből származó feltalaj szétterítésével (Reeves *et al.* 1979, Vogelsang *et al.* 2004, Greipsson & DiTommaso 2006) vagy a talaj fizikai és kémiai tulajdonságainak az AM közösséget támogató módosításával. A növénytakarót és a talajt érő bolygatások rendszerint az AM gomba közösség elszegényedését is eredményezik (pl. Reeves *et al.* 1979). Ezért nemcsak a növényi invázió, hanem más eredetű leromlás esetén is eredményesen alkalmazható a talaj mikrobióta mesterséges megerősítése az életközösségek restaurációjában.

Irodalomjegyzék

- Barto, K., Friese, C. & Cipollini, D. (2010): Arbuscular mycorrhizal fungi protect a native plant from allelopathic effects of an invader. – *Journal of Chemical Ecology* **36**: 351–360.
- Barto, E. K., Hilker, M., Müller, F., Mohney, B. K., Weidenhamer, J. D. & Rillig, M. (2011): The fungal fast lane: common mycorrhizal networks extend bioactive zones of allelochemicals in soils. – *PLoS ONE* **6**e27195.
- Batten, K. M., Scow, K. M., Davies, K. F. & Harrison, S. P. (2006): Two invasive plants alter soil microbial community composition in serpentine grasslands. – *Biological Invasions* **8**: 217–230.
- Bever, J. D., Richardson, S. C., Lawrence, B. M., Holmes, J. & Watson, M. (2008): Preferential allocation to beneficial symbiont with spatial structure maintains mycorrhizal mutualism. – *Ecology Letters* **12**: 13–21.
- Blossey, B. & Nötzold, R. (1995): Evolution of increased competitive ability in invasive nonindigenous plants: a hypothesis. – *Journal of Ecology* **83**: 887–889.
- Bossdorf, O., Auge, H., Lafuma, L., Rogers, W. E., Siemann, E. & Prati, D. (2005): Phenotypic and genetic differentiation between native and introduced plant populations. – *Oecologia* **144**: 1–11.
- Botta-Dukát, Z. 2004: A növényi invázióval kapcsolatos hazai és nemzetközi aktivitás. – In: Mihály B. & Botta-Dukát Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények*. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 9. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest. pp. 17–33.
- Bray, S. R., Kitajima, K. & Sylvia, D. M. (2003): Mycorrhizae differentially alter growth, physiology, and competitive ability of an invasive shrub. – *Ecological Applications* **13**: 565–574.
- Brundrett, M. (1991): Mycorrhizas in natural ecosystems. – *Advances in Ecological Research* **21**: 171–313.
- Busby, R. R., Paschke, M. W., Stromberger, M. E. & Gebhart, G. L. (2012a): Seasonal variation in arbuscular mycorrhizal fungi root colonization of cheatgrass (*Bromus tectorum*), an invasive winter annual. – *Journal of Ecosystem and Ecography* **S8**: 001.
- Busby, R. R., Stromberger, M. E., Rodriguez, G., Gebhart, D. L. & Paschke, M. W. (2012b): Arbuscular mycorrhizal fungal community differs between a coexisting native shrub and introduced annual grass. – *Mycorrhiza* **23**: 129–141.
- Callaway, R. M., Bedmar, E. J., Reinhart, K. O., Silvan, C. G. & Klironomos, J. N. (2011): Effects of soil biota from different ranges on Robinia invasion: acquiring mutualists and escaping pathogens. – *Ecology* **92**: 1027–1035.
- Callaway, R. M., Cippolini, D., Barto, K., Thelen, G. C., Hallett, S. G., Prati, D., Stinson, K. & Klironomos, J. N. (2008): Novel weapons: invasive plant suppresses fungal mutualists in America but not in its native Europe. – *Ecology* **89**: 1043–1055.
- Callaway, R. M., Mahall, B. E., Wicks, C., Pankey, J. & Zabinski, C. (2003): Soil fungi and the effects of an invasive forb on grasses: neighbor identity matters. – *Ecology* **84**: 129–135.
- Callaway, R. M. & Ridenour, W. (2004): Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. – *Frontiers in Ecology and Environment* **2**: 436–443.
- Carey, J. R., Marler, M. J. & Callaway, R. M. (2004): Mycorrhizae transfer carbon from a native grass to an invasive weed: evidence from stable isotopes and physiology. – *Plant Ecology* **172**: 133–141.

- Davis, M. A., Grime, J. P. & Thompson, K. (2000): Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. – *Journal of Ecology* **88**: 528–534.
- Douds Jr, D. D., Johnson, C. R. & Koch, K. E. (1988): Carbon cost of the fungal symbiont relative to net leaf P accumulation in a split-root VA mycorrhizal symbiosis. – *Plant Physiology* **86**: 491–496.
- Emery, S. M. & Rudgers, J. A. (2012): Impact of competition and mycorrhizal fungi on growth of *Centaurea stoebe*, an invasive plant of sand dunes. – *American Midland Naturalist* **167**: 213–222.
- Endresz G. & Kalapos T. (2006): Inváziós és nem inváziós füvek mikorrhizáltsága. – In: Mihalik E. (szerk): *XII. Magyar Növényanatómiai Szimpózium Sárkány Sándor emlékére*. 2006. június 22-23. JATEPress, Szeged. pp. 184–188.
- Endresz, G., Somodi, I. & Kalapos, T. (2013): Arbuscular mycorrhizal colonisation of roots of grass species differing in invasiveness. *Community Ecology* **14**: 67–76.
- Fitter, A. H. (2005): Darkness visible: reflections on underground ecology. – *Journal of Ecology* **93**: 231–243.
- Fumanal, B., Plenchette, C., Chauvel, B. & Bretagnolle, F. (2006): Which role can arbuscular mycorrhizal fungi play in the facilitation of *Ambrosia artemisiifolia* L. Invasion in France? – *Mycorrhiza* **17**: 25–35.
- Gange, A. C., Lindsay, D. E. & Ellis, L. S. (1999): Can arbuscular mycorrhizal fungi be used to control the undesirable grass *Poa annua* on golf courses? – *Journal of Applied Ecology* **36**: 909–919.
- Goodwin, J. (1992): The role of mycorrhizal fungi in competitive interactions among native bunchgrasses and alien weeds: A review and synthesis. – *Northwest Science* **66**: 251–260.
- Greipsson, S. & DiTomaso, A. (2006): Invasive non-native plants alter the occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi and benefit from this association. – *Ecological Restoration* **24**: 236–241.
- Hale, A., Tonsor, S. J. & Kalisz, S. (2011): Testing the mutualism disruption hypothesis: physiological mechanisms for invasion of intact perennial plant communities. – *Ecosphere* **2**: 110.
- Hawkes, C. W., Belnap, J., D'Antonio, C. & Firestone, M. K. (2006): Arbuscular mycorrhizal assemblages in native plant roots change in the presence of invasive exotic grasses. – *Plant and Soil* **281**: 369–380.
- Hierro, J. L., Maron, J. L. & Callaway, R. M. (2005): A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. – *Journal of Ecology* **93**: 5–15.
- Janos, D. P. (2007): Plant responsiveness to mycorrhizas differs from dependence upon mycorrhizas. *Mycorrhiza* **17**: 75–91.
- Keane, R. M. & Crawley, M. J. (2002): Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. – *Trends in Ecology and Evolution* **17**: 164–170.
- Klironomos, J. N. (2002): Feedback with soil biota contributes to plant rarity and invasiveness in communities. – *Nature* **417**: 67–70.
- Klironomos, J. N. (2003): Variation in plant response to native and exotic arbuscular mycorrhizal fungi. – *Ecology* **84**: 2292–2301.
- Kourtev, P. S., Ehrenfeld, J. G. & Häggblom, M. (2002): Exotic plant species alter the microbial community structure and function in the soil. – *Ecology* **83**: 3152–3166.
- Kovács, M. G. (2008): Magyarországi növények mikorrhizáltsági vizsgálatának összefoglalása. Mit mondhatnak ezek az adatok? – *Kitaibelia* **13**: 62–73.

- Kovács, M. G. & Bagi, I. (2001): Mycorrhizal status of plants in a mixed deciduous forest from the Great Hungarian Plain with special emphasis on the potential mycorrhizal partners of *Terfezia terfezioides* (Matt.) Trappe (Pezizales). – *Phyton*: 161–168.
- Kovács, M. G. & Szigetvári, Cs. (2002): Mycorrhizae and other root-associated fungal structures of the plants of a sandy grassland on the Great Hungarian Plain. – *Phyton* **42**: 211–223.
- Marler, M. J., Zabinski, C. A. & Callaway, R. M. (1999): Mycorrhizae indirectly enhance competitive effects of an invasive forb on a native bunchgrass. – *Ecology* **80**: 1180–1186.
- Meinhardt, K. A. & Gehring, C. A. (2012): Disrupting mycorrhizal mutualisms: a potential mechanism by which exotic tamarisk outcompetes native cottonwoods. – *Ecological Applications* **22**: 532–549.
- Merryweather, J. & Fitter, A. H. (1998): The arbuscular mycorrhizal fungi of *Hyacinthoides non-scripta* II. Seasonal and spatial patterns of fungal populations. – *New Phytologist* **138**: 131–142.
- Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (2004): *Biológiai Inváziók Magyarországon. Özönnövények*. KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 9. 426 p.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Mitchell, C., Agrawal, A. A., Bever, J. D., Gilbert, G. S., Hufbauer, R. A., Klironomos, J. N., Maron, J. L., Morris, W. F., Parker, I. M., Power, A. G., Seabloom, E. W., Torchin, M. E. & Vázquez, D. P. (2006): Biotic interactions and plant invasions. – *Ecology Letters* **9**: 726–740.
- Moles, A., Gruber, M. & Bonser, S. (2008): A new framework for predicting invasive plant species. – *Journal of Ecology* **96**: 13–17.
- Moora, M., Berger, S., Davison, J., Öpik, M., Bommarco, R., Bruelheide, H., Kühn, I., Kunin, W. E., Metsis, M., Rortais, A., Vanatoa, A., Vanatoa, E., Stout, J. C., Truusa, M., Westphal, C., Zobel, M. & Walther, G. R. (2011): Alien plants associate with widespread generalist arbuscular mycorrhizal fungal taxa: evidence from a continental-scale study using massively parallel 454 sequencing. – *Journal of Biogeography* **38**: 1305–1317.
- Mummey, D. L. & Rillig (2006): The invasive plant species *Centaurea maculosa* alters arbuscular mycorrhizal fungal communities in the field. – *Plant and Soil* **288**: 81–90.
- Mummey, D. L., Rillig, M. C. & Holben, W. E. (2005): Neighboring plant influences on arbuscular mycorrhizal fungal community composition as assessed by T-RFLP analysis. – *Plant and Soil* **271**: 83–90.
- Newsham, K. K., Fitter, A. H. & Watkinson, A. R. (1995): Multi-functionality and biodiversity in arbuscular mycorrhizas. – *Trends in Ecology and Evolution* **10**: 407–411.
- Nijjer, S., William, E. R. & Siemann, E. (2004): The effect of mycorrhizal inoculum on the growth of five native tree species and the invasive Chinese Tallow tree (*Sapium sebiferum*). – *Texas Journal of Science* **56**: 357–368.
- Niu, H. B., Liu, W. X., Wan, F. H. & Liu, B. (2007): An invasive aster (*Ageratina adenophora*) invades and dominates forest understories in China: altered soil microbial communities facilitate the invader and inhibit natives. – *Plant and Soil* **294**: 73–85.
- Pimentel, D., Zuniga, R. & Morrison, D. (2005): Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. – *Ecological Economics* **52**: 273–288.

- Pringle, A., Bever, J. D., Gardes, M., Parrent, J. L., Rillig, M. C. & Klironomos, J. N. (2009): Mycorrhizal symbioses and plant invasions. – *Annual Review of Ecology and Systematics* **40**: 699–715.
- Pyšek, P. & Richardson, D. M. (2007): Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand? – In: Nentwig, W. (ed.): *Biological Invasions*. Springer Verlag, Heidelberg. pp. 97–125.
- Reeves, F. B., Wagner, D., Moorman, T. & Kiel, J. (1979): The role of endomycorrhizae in revegetation practices in the semi-arid west. I. A comparison of incidence of mycorrhizae in severely disturbed vs. natural environments. – *American Journal of Botany* **66**: 6–13.
- Reinhart, K. O. & Callaway, R. M. (2006): Soil biota and invasive plants. – *New Phytologist* **170**: 445–457.
- Richardson, D. M., Allsopp, N., D'Antonio, C. M., Milton, S. J. & Rejmánek, M. (2000): Plant invasions - the role of mutualism. – *Biological Review* **75**: 65–93.
- Richardson, D. M. & Pyšek, P. (2006): Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. – *Progress in Physical Geography* **30**: 409–431.
- Rillig, M. C. (2004): Arbuscular mycorrhizae and terrestrial ecosystem processes. – *Ecology Letters* **7**: 740–754.
- Sanon, A., Beguiristain, T., Cébron, A., Berthelin, J., Sylla, S. N. & Duponnois, R. (2012): Differences in nutrient availability and mycorrhizal infectivity in soils invaded by an exotic plant negatively influence the development of indigenous *Acacia* species. – *Journal of Environmental Management* **95**: S275–S279.
- Sánchez-Castro, I., Ferrol, N., Cornejo, P. & Barea, J. M. (2012): Temporal dynamics of arbuscular mycorrhizal fungi colonizing roots of representative shrub species in a semi-arid Mediterranean ecosystem. – *Mycorrhiza* **22**: 449–460.
- Schüßler A. & Walker C. (2010): The Glomeromycota: a species list with new families and genera. – In: Edinburgh & Kew, UK: *The Royal Botanic Garden*; Munich, Germany: Botanische Staatssammlung Munich; Oregon, USA: Oregon State University. URL: <http://www.amf-phylogeny.com>. ISBN-13: 978-1466388048
- Seifert, E. K., Bever, J. D. & Maron, J. L. (2009): Evidence for the evolution of reduced mycorrhizal dependence during plant invasion. – *Ecology* **90**: 1055–1062.
- Shah, M. A., Reshi, Z. A. & Khasa, D. (2009): Arbuscular mycorrhizal status of some Kashmir Himalayan alien invasive plants. – *Mycorrhiza* **20**: 67–72.
- Simberloff, D. & Von Holle, B. (1999): Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? – *Biological Invasions* **1**: 21–32.
- Simon, T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Smith, S. & Read, D. (2008): *Mycorrhizal Symbiosis – Third Edition*. Academic Press, London.
- Smith, S. E., & Smith, F. A. (2011): Roles of arbuscular mycorrhizas in plant nutrition and growth: new paradigms from cellular to ecosystem scales. – *Annual Review of Plant Biology* **62**: 227–50.
- Stampe, E. D. & Daehler, C. (2003): Mycorrhizal species identity affects plant community structure and invasion: a microcosm study. – *Oikos* **100**: 362–372.
- Stinson, K. A., Campbell, S. A., Powell, J. R., Wolfe, B. E., Callaway, R. M., Thelen, G. C., Hallett, S. G., Prati, D. & Klironomos, J. N. (2006): Invasive plant suppresses the growth of native tree seedlings by disrupting belowground mutualisms. – *PLoS Biology* **4**: e140.

- Takács, T. & Vörös, I. (2003): Az arbuszkuláris mikorrhiza gombák szerepe gazdanövényük víz- és tápanyagellátásában. – *Növénytermelés* **52**: 583–593.
- 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. – *Biological Invasions* **5**: 349–356.
- van der Heijden, M. G. A., Klironomos, J. N., Ursic, M., Moutoglis, P. M., Streitwolf-Engel, R., Boller, T., Wiemken, A. & Sanders, I. R. (1998): Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. – *Nature* **396**: 69–72.
- van der Putten, W. H., Kowalchuk, G. A., Brinkman, E. P., Doodeman, G. T. A., van der Kaaij, R. M., Kamp, A. F. D., Menting, F. B. J. & Veenendaal, E. M. (2007): Soil feedback of exotic savanna grass relates to pathogen absence and mycorrhizal selectivity. – *Ecology* **88**: 978–988.
- Vogelsang, K. M. & Bever, J. D. (2009): Mycorrhizal densities decline in association with nonnative plants and contribute to plant invasion. – *Ecology* **90**: 399–407.
- Vogelsang, K. M., Bever, J. D., Griswold M. S. P. & Schultz P. A. (2004): *The use of mycorrhizal fungi in erosion control applications*. Sacramento, CA, USA: California Department of Transportation. 150 p.
- Wang, B. & Qiu, Y. L. (2006): Phylogenetic distribution and evolution of mycorrhizas in land plants. – *Mycorrhiza* **16**: 299–363.
- Wilson, G. W. T., Hickman, K. R. & Williamson, M. M. (2012): Invasive warm-season grasses reduce mycorrhizal root colonization and biomass production of native prairie grasses. – *Mycorrhiza* **22**: 327–336.
- Zhang, Q., Yao, L. J., Yang, L. Y., Tang, J. J. & Chen, X. (2007): Potential allelopathic effects of an invasive species *Solidago canadensis* on the mycorrhizae of native plant species. – *Allelopathy Journal* **20**: 71–78.
- Zhang, Q., Yang, R., Tang, J., Yang, H., Hu, S. & Chen, X. (2010): Positive feedback between mycorrhizal fungi and plants influences plant invasion success and resistance to invasion. – *PLoS ONE* **5**: e12380.

Függelék

A cikkhez tartozó Online Függelék a folyóirat honlapján található.

Függelék 1: A szemlében említett növényfajok listája

The role of soil arbuscular mycorrhizal fungal community in plant invasions

Gábor Endresz^{1*} and Tibor Kalapos¹

¹*Department of Plant Systematics, Ecology and Theoretical Biology,
Institute of Biology, Eötvös Loránd University
H-1117 Budapest, Pázmány Péter stny. 1/C, Hungary*

**Current address: Szent László Secondary School,
H-1102 Budapest, Kőrösi Csoma S. út 28-34, Hungary
e-mail: endreszgabor@gmail.com*

Some 90% of terrestrial plant species form mycorrhizal associations with fungi of which arbuscular mycorrhizas (AM) are the most common type. In this symbiosis, host specificity is low and many AM fungi are cosmopolitan. Based on these traits, it was long assumed that AM does not play an important role in plant invasions. In the last two decades a host of studies showed that AM fungi can indeed influence plant invasions by either facilitating or hindering the success of the invader. Invasive species may be less dependent on AM than native species as they are either non-mycorrhizal or facultative mycorrhizal forming associations with cosmopolitan, generalist fungi. Exotic plants may take advantage of the local AM community to enhance their competitive ability (e.g. by drawing assimilates from resident species through common mycorrhizal network). Through various mechanisms (e.g. allelopathy, mineral nutrient enrichment, fungal or host plant phenology, rapid growth, high abundance) invasive species can alter the composition of the AM community in the invaded habitat for their own benefit and that can have a negative influence on resident plants if dependent on native AM fungi. Often, the resident AM community is an important component in the defence of plant communities against plant invasion. Therefore, protection against invasive plants or restoration of invaded habitats may require direct manipulation of the soil AM community (through e.g. spore inoculation or topsoil replacement). For this, a thorough knowledge of both the AM association of the invasive plant and the resident AM community is required.

Keywords: allelopathy, endomycorrhiza, invasive plants, community ecology, review

Hogyan telepítsünk át földikutyát? Módszertani megfontolások szélsőségesen talajlakó rágcsálók megmentéséhez

Németh Attila¹, Molnár Attila², Szél László², Horváth Tibor²,
Demeter László² és Csorba Gábor³

¹MTA-MTM-ELTE Paleontológiai Kutatócsoport
1083 Budapest, Ludovika tér 2.

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

³Magyar Természettudományi Múzeum, Állattár
1088 Budapest, Baross u. 13.
e-mail: csorba@nhmus.hu

Összefoglaló: Veszélyeztetett emlősfajok tárgyalásakor a legritkább esetben kerülnek szóba a rágcsálók, holott az elmúlt 500 év során kihalt emlősfajok több mint a fele rágcsáló volt, és a napjainkban kihalás által fenyegetett emlősfajok zöme is ebbe a rendbe tartozik. Közöttük is különleges csoport a talajlakó fajoké, melyek életmódjuk miatt a természetvédelem számára különösen nagy kihívást jelentenek. E csoportot hazánkban a földikutyák képviselik, 3 fajjal. Bár rendkívül veszélyeztetettek, a védelmük érdekében szükséges aktív természetvédelmi beavatkozásokat sok esetben a szükséges ismeretek hiánya akadályozza meg. Tanulmányunkban összefoglaljuk a jelenlegi tudásunk szerint legfontosabb szempontokat egy nagy egyedszámú, stabil populációból származó egyedekkel, potenciálisan alkalmas élőhelyen létrehozandó új állomány kialakításához.

Kulcsszavak: *Nannospalax* (superspecies *leucodon*), élőhelyigény, egyedsűrűség, ivararány, szaporodási időszak, monitoring

Bevezetés

Ha nagymértékű kihalások, biodiverzitás-vesztés vagy veszélyeztetett fajok kerülnek szóba, akkor mind az átlagember, mind a szakemberek nagyobb része elsősorban a magas biodiverzitású trópusokra és a fejlődő országokra gondol. Ugyanakkor a mérsékeltövi területekhez elsősorban lokális kihalásokat és csupán regionálisan veszélyeztetett, széles elterjedésű fajokat társítunk. Mindemellett a kistestű emlősfajok ritkábban, közöttük a rágcsálók pedig csak elvétve kerülnek szóba, ha veszélyeztetett fajokról van szó. Ezzel szemben a

kihalt emlősfajok többsége kis testméretű, és az elmúlt 500 év során kihalt emlősfajok több mint a fele rágcsláló volt (Amori & Gippoliti 2003). A rágcslálókon belül számos csoport kevés, vagy csupán egyetlen fajt tartalmaz, ugyanakkor teljesen elkülönült leszármazási ágat képvisel, melyek kihalásával egész evolúciós leszármazási vonalak vesznek el örökre, drasztikusan csökkentve a földi biodiverzitást. Ráadásul sok rágcslálótaxonról nagyon kevés információ áll rendelkezésre (Amori & Gippoliti 2003). Kiválóan példázzák az előbbi problémákat a Nyugat-Palearktiszban honos földikutyák (Spalacinae alcsalád), melyek rendszertana, elterjedése, élettana és ökológiája máig nem tisztázott. Az egyes kutatók igen eltérően ítélik meg a földikutyafajok számát, mely a különböző szerzők műveiben 3 és 70 között változik (összefoglalását lásd Németh 2011). Az ismeretek hiánya pedig nemcsak a veszélyeztetett fajok hatékony védelmét, de ezen fajok veszélyeztetettségének felismerését is akadályozza. A 2005 óta tartó magyarországi földikutyá-kutatások alapjaiban változtatták meg mindazt, amit a kárpát-medencei földikutyákról korábban gondoltunk. Az elvégzett genetikai vizsgálatok bebizonyították, hogy a Kárpát-medencében genetikailag egymástól nagymértékben különböző, a Kárpátok ívén kívül sehol másutt elő nem forduló földikutyafajok honosak (Németh 2011). Ezek a mezőségi földikutyá (*Spalax antiquus* Méhely, 1909), és a korábban nyugati földikutyá (*Nannospalax leucodon* Nordmann, 1840) néven összevont erdélyi földikutyá (*Nannospalax (leucodon) transsylvanicus* Méhely, 1909), magyar földikutyá (*Nannospalax (leucodon) hungaricus* Nehring, 1897), délvidéki földikutyá (*Nannospalax (leucodon) montanosyrmiensis* Savić & Soldatović, 1974) és szerémségi földikutyá (*Nannospalax (leucodon) syrmensis* Méhely, 1909). Világossá vált, hogy nem a széles elterjedésű nyugati földikutyá perifériás helyzetű, lokálisan veszélyeztetett állományaival van dolgunk, hanem kis elterjedési területű, globálisan veszélyeztetett önálló fajokkal. A Magyarországon jelenlegi tudomásunk szerint előforduló három faj közül az erdélyi földikutyá *Sérülékeny*, a magyar földikutyá *Veszélyeztetett*, a délvidéki földikutyá pedig *Kritikusan Veszélyeztetett* az IUCN kategóriái szerint (Németh 2011, Németh *et al.* 2009). Veszélyeztetettségük ellenére a hazai földikutyá-populációk körülbelül harmada semmilyen védelemben nem részesül, azonban közvetlen veszélyeztető tényezők (erdőtelepítés, ipari beruházások, szántóföldi művelésbe vonás) fenyegetik fennmaradásukat (Csorba *et al.* 2009, Németh 2011, Németh *et al.* 2010), melyek következtében igen rövid időn belül megsemmisülhetnek. E különösen veszélyeztetett állományok kapcsán többször felmerült azok teljes áttelepítésének kérdése (Németh *et al.* 2010), de egy

ilyen akció sikeres kivitelezését nagymértékben nehezíti a szükséges ismeretek hiánya. Bár az Antarktiszt kivéve minden kontinensen (11 emlőscsaládba sorolva) találunk talajlakó emlősöket (Nevo 1999, Begall *et al.* 2007, Vidacs *et al.* in press), melyek között több faj veszélyeztetett, ezek megőrzésére élőhelyeik területalapú védelmén illetve kezelésén túl aktív védelmi beavatkozások sehol sem történtek. Legjobb tudomásunk szerint soha senki nem telepített át talajlakó kisemlősöket (itt fontos megkülönböztetnünk az üreglakó rágsálókat, ahol jól ismertek áttelepítési programok, mint például az ürge esetében). Az ismeretek ilyen mértékű hiánya mellett komoly aggodalomra adhat okot, hogy egy sikertelen áttelepítési akció nem a veszélyeztetett földikutya-populáció megmentését, hanem esetleg teljes megsemmisítését eredményezi. E dilemma feloldása lehet a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság kezdeményezése, miszerint célszerű első lépésként – teljes populáció áttelepítése helyett – nagy egyedszámú stabil populációból származó egyedekkel, potenciálisan alkalmasnak tűnő élőhelyen, új földikutya populációt létrehozni. Egy ilyen akció révén, amellet, hogy növelni lehetne az országban a földikutya-populációk számát (amivel az egyes fajok sérülékenysége csökkenne), lehetőség nyílik olyan ismeretek megszerzésére, ami a napi szinten veszélyeztetett populációk esetleges teljes áttelepítéséhez elengedhetetlen fontosságú. Jelen tanulmányunkban összefoglaljuk mindazokat a jelenleg rendelkezésre álló információkat és ismereteket, amik egyrészt tudományosan megalapozzák, másrészt hasznos gyakorlati segítséget is nyújthatnak egy új földikutya-populáció létrehozására irányuló áttelepítési programhoz.

Áttelepítési helyszín kiválasztása

Az áttelepítési helyszín kiválasztása során alapvető elvárás olyan hely kijelölése, amely ökológiai értelemben alkalmas a földikutya számára, és hosszú távon is biztosítani tudja fennmaradásuk feltételeit. Ennek érdekében a következő vizsgálatok elvégzése, illetve az alábbi szempontok figyelembe vétele javasolt.

Tájtörténeti vizsgálat

A tájtörténeti vizsgálatoknak két kérdéskörre kell kiterjedniük. Az első, hogy van-e tudomásunk földikutyák korábbi előfordulásáról a potenciális áttelepítési helyszínen? Ha igen, ismert-e az ok, ami miatt eltűnt a faj, és ez az ok fenn áll-e még? Ha fennáll, jelenlegi ismereteink szerint megszüntethető-e? Mindezek kapcsán meg kell jegyezni, hogy a nyugati földikutya fajcsoport hazai képviselői

20. század közepén bekövetkezett drasztikus állománycsökkenésének pontos okai csak részben ismertek (Csorba 1998). Eltűnésükben jelenleg ismeretlen okok és folyamatok is szerepet játszhattak, így ezek a kérdések nem mindig válaszolhatók meg egyértelműen.

A második fontos kérdéskör, hogy képes-e az élőhely hosszú távon, szélsőséges időjárási körülmények között is biztosítani az új populáció fennmaradását? Nem elegendő például, ha a kiszemelt helyszín az áttelepítést megelőző években vagy akár évtizedben alkalmasnak látszott a betelepítésre, ha például 50 vagy 100 évente olyan árvíz vagy belvíz érinti, ami elpusztítja a földikutya állományt, vagy az ehhez köthető talajvízmozgás veszélyezteti a földikutyákat. Fontos tehát felmérni, hogy szélsőségesen csapadékos időszakban van-e olyan magaslat, ahová az állomány felhúzódhat a víz elől, illetve van-e olyan mély fekvésű, nedves rész, ahová extrém szárazság esetén lehúzódhat a populáció?

Méret és mozaikosság

Az áttelepítési helyszínnek domborzatilag változatosnak kell lennie, hogy pl. szélsőséges időjárási körülmények esetén lakható részei is elegendően nagy kiterjedésűek legyenek, és nem ideális körülmények között is elegendően nagy egyedszámú populáció számára legyen képes túlélést biztosítani. A hazánkban ismert földikutya élőhelyek kiterjedése és jellemzői alapján (Németh 2011) úgy tűnik, hogy a kiszemelt áttelepítési helyszín esetleges extrém körülmények között is lakható részeinek minimum 20–30 ha kiterjedésűnek kell lenniük. Hazai kutatások eredményeként tudjuk, hogy a domborzat (valószínűleg a talajnedvesség-viszonyok változásán keresztül) befolyásolja a földikutyák térbeli elhelyezkedését egy élőhelyen belül (Rózsás 2007, Rózsás *et al.* 2008), ezért fontos, hogy a térszintbeli különbségekben valamint a lejtésszögökben ne legyen markáns különbség a befogási és az áttelepítési helyszín között.

Talajtani vizsgálatok

A földikutyák teljes életüket a talajban töltik, ezért fontos, hogy a talaj típusa, fizikai és kémiai jellemzői megfeleljenek a földikutyáknak. Ugyanakkor nem kevésbé fontosak a talaj szerkezeti jellemzői: milyen mélyen van a talajvíz és milyen annak dinamikája, a földikutya számára elég mély-e a talaj a biztonságos átteleléshez, vagyis akadálytalanul le tud-e az állat húzódnia a fagyhatár alá?

Bár ilyen típusú hazai vizsgálatok egyelőre nem történtek, külföldi kutatási eredményekből tudjuk, hogy ugyanazon fajhoz tartozó egyes populációk lokális

adaptációk révén, genetikailag és élettanilag is alkalmazkodnak élőhelyük talajtani jellemzőihez (Hadid *et al.* 2012a). Így fontos az is, hogy a befogási és az áttelepítési helyszín talajtaniilag is minél jobban hasonlítson egymáshoz.

Növényzeti felmérés

A kiszemelt helyszín növényzetének alkalmasnak kell lennie a létrehozandó állomány eltartására, ezért növényzeti felmérésre illetve vegetációtérkép készítésére is szükség van. A földikutyák illetve más, hasonlóan szélsőségesen talajlakó életmódot folytató rágcsálók táplálékválasztás szempontjából generalisták (Heth *et al.* 1989, Nevo 1999, Vleck 1979, Zhang 2000), amit a kárpát-medencei tapasztalatok is megerősítenek, hiszen nemcsak természetközeli állapotú löszgyepeken és homoki gyepeken, de leromlott parlagokon is találunk földikutya populációkat (Németh 2011, Németh *et al.* 2010).

A földikutyák ökológiai igényeivel kapcsolatos ismereteink azonban igen korlátozottak, ezért fontos lehet, hogy a befogási és az áttelepítési helyszín növényzete minél hasonlóbb legyen. Ez minden bizonnyal sokat segíthet abban, hogy az áttelepített állatok közül mind több túléljen az új élőhelyen, hiszen ily módon megszokott tápláléknövényeikkel találkozhatnak.

Ragadozók jelenléte

Kevés információnk van arról, hogy a földikutyák mely ragadozófajoknak és milyen mértékben szerepelnek az étlapján, ugyanakkor egy helyszín kiválasztásakor szempontként merülhet fel az is, hogy a létrehozni kívánt új populációra a lehető legkisebb predációs nyomás nehezedjék az első kritikus időszakban. Ismeretes, hogy a ragadozók akkor koncentrálódnak egy élőhelyen, ha ott potenciális zsákmányállataik (pl. pockok, egerek, hörcsög) nagy egyedszámmal fordulnak elő (Svobodová *et al.* 2011). Ennek értelmében szempont lehet, hogy olyan területet válasszunk az áttelepítésre, ahol e potenciális zsákmányállatok kis egyedsűrűséggel fordulnak elő. Bár a földikutyák csak ritkán jönnek a felszínre, nem zárható ki, hogy a járataikat mégis elhagyó példányokat a ragadozók zsákmányul ejtik. Az emlős ragadozók között ismert a házi kutya ilyen típusú kártétele, szóba jöhet házi macska, róka, aranyakál, borz, görényfajok, de a vaddisznó is. A madarak közül szintén számos faj lehet potenciális predátora a felszínre került földikutyának (ölyvek, héja, sasok, sólymok, baglyok, de akár szürke gém, nagy kócsag, fehér gólya is). Mindezek a veszélyek az áttelepítés helyének gondos kiválasztásával csökkenthetők.

Ugyanakkor a fentiek ismeretében és a tárgyaltaakat szem előtt tartva fontos leszögezni, hogy minden más szempontból áttelepítésre alkalmas, potenciális élőhely esetében, az esetleges predációs veszély magas szintje önmagában nem lehet akadálya új populáció létrehozásának. Ezekben az esetekben a predációs nyomás csökkentésére irányuló átmeneti intézkedésekre (pl. kiengedési helyszín őrzése, vadriasztás) lehet szükség a projekt során.

Élőhely védelme

Bár nyilvánvalóan a legfontosabb szempont egy áttelepítés során, hogy ott a földikutyák meg tudjanak telepedni és új populációt hozzanak létre, ennek az új populációnak a hosszú távú védelmét is biztosítani kell. Fontos, hogy a kiválasztott áttelepítési helyszín védett természeti terület legyen, de mindenképpen állami tulajdonban álljon és a természetvédelmi kezelést nemzeti park igazgatóság vagy természetvédelmi célok megvalósítása érdekében létrehozott, a természetvédelmi kezelési feladatok megvalósítására alkalmas, szakmailag felkészült szervezet végezze.

Monitorozhatóság

Az áttelepítés sikeressége csak akkor értékelhető és válik a jövőben is felhasználhatóvá, ha az olyan helyre történik, ahol jelenleg nem élnek földikutyák. Természetesen a jövőben, ha már rendelkezünk gyakorlati ismeretekkel és tapasztalatokkal talajlakó emlősállatok biztonságos és rutinszerű áttelepítésére, felmerülhet kis egyedszámú, veszélyeztetett populációk betelepítés révén történő megerősítése vagy genetikai frissítése is; addig azonban a beavatkozások értékelhetősége érdekében ez kifejezetten kerüendő.

Befogások helyszínének kiválasztása

Nagy körültekintést igényel annak a helyszínnek, illetve populációnak a kiválasztása, ahonnan az áttelepítésre szánt állatok befogásra kerülnek. A hazánk területén honos földikutyafajok külső morfológiájuk tekintetében ugyan nem különíthetők el, genetikailag azonban jelentős különbségek vannak közöttük (Németh *et al.* 2009, Németh 2011). A vizsgálati eredmények azt is valószínűsítik, hogy ezek a fajok az elmúlt évmilliók klímaváltozásainak hatására alakultak ki és eltérő klimatikus adottságú területekhez alkalmazkodtak (Németh 2011, Hadid *et al.* 2012b). A fajok különböző állományai pedig feltételezhetően finom – genetikailag rögzült

– adaptációt mutatnak élőhelyük talajviszonyaihoz (Hadid *et al.* 2012a). Ezért a kívánt áttelepítési helyszínre csak az abban a régióban természetesen előforduló faj állományából szabad telepíteni.

Az új populáció létrehozása céljából befogott állatok kiemelésének semmiképpen sem szabad veszélyeztetniük a helyszín földikutya-populációjának fennmaradását. Ezért a befogási helyszínt úgy kell megválasztani, hogy ott kellően nagy egyedszámú, erős populáció legyen.

Befogások kivitelezése

Áttelepítendő egyedek száma

Az egyszerre befogásra kerülő egyedek száma csökkenthető, ha nem egy lépésben, hanem elhúzva, két-három év alatt hozzuk létre a kívánt méretű alapító állományt, oly módon, hogy az első évben áthelyezett állatok által létrehozott kis közösséget a következő években újabb betelepített egyedekkel gyarapítjuk. Már az első szakaszban is megfelelő számú példány áttelepítése szükséges, hogy becsülhessük a túlélési rátát. Ha viszont túl sok egyedot fogunk be, azzal veszélyeztethetjük a befogási terület populációjának fennmaradását.

Megoldás lehet az is, ha nem egyetlen populációból fogjuk be az összes áttelepítendő egyedet, de ebben az esetben nagyon kell figyelni arra, hogy valamennyi áttelepítendő egyed ugyanahhoz a fajhoz (és ugyanazon talajtípushoz adaptálódott állományhoz) tartozzon. Ha különböző populációkból származnak az áttelepítendő egyedek, akkor elkerülhető az „alapító hatás” és biztosítható, hogy a létrehozni kívánt új populáció genetikailag is változatos legyen, ami a hosszú távú túlélés szempontjából is fontos.

Mivel semmilyen információnk nincs arról, hogy mennyi egyed szükséges a legkisebb életképes populációhoz, ezért egyértelmű válasz nincs a birtokunkban az áttelepítendő egyedek ideális számáról. Ugyanakkor ismert néhány nagyon kis egyedszámú hazai állomány mely alapján lehet elképzelésünk arról, hogy mekkora egyedszámú töredékpulációk képesek akár sok éven keresztül is fennmaradni. A legkisebb ismert hazai populáció, a kunmadarasi, biztosan kevesebb, mint 20 egyedből áll, de közelebb járunk a valósághoz, ha inkább 10 egyed körülire becsüljük az állomány valódi méretét. A másik nagykunsági populáció, a mezőtúri 30–40 egyedből áll; hasonló méretű, mintegy 50 példányt számláló populációt találunk Battonyán is, ahogy a Józsa közelében lévő állomány is nagyjából ennyi egyedből állhat (Németh 2011). Mivel ezek az állomá-

nyok nagyobb méretű populációk lassú zsugorodásának eredményei lehetnek, feltételezhetjük, hogy egy új, földikutyák által eddig nem lakott élőhelyen egy stabil populáció megalapításához ezeknél nagyobb számú egyed betelepítése szükséges. Másrészt azt is világosan kell látni, hogy a fenti egyedszámok olyan állománybecslési eljárásokból származnak, melyek megbízhatósága kérdéses (Zuri & Terkel 1996), és amely módszerek inkább alkalmasak populációs trendek követésére, mint egzakt egyedszámok megállapítására.

Mindezek alapján azt mondhatjuk, hogy feltételezhetően minimálisan 30, ideálisan talán 40–50 egyed lehet az a közösség, ami már képes lehet hosszú távon is életképes populációt megalapítani. Ha ezt nem egy lépésben, hanem 2–3 év alatt kívánjuk létrehozni, akkor az első lépésben áttelepítendő egyedek száma ideálisan 10–15 egyed körül kell, hogy legyen.

Áttelepítendő egyedek ivararánya

A szakirodalom szerint a földikutyák monogám állatok, így az 1–1 ivararány lenne az ideális (Topachevskii 1969). Ugyanakkor izraeli (Pavliček, személyes közlés.) és kárpát-medencei saját fogási tapasztalatok azt mutatják, hogy a vizsgálati célból megfogott egyedek között az ivararány 2:1 a nőtények javára. Ennek két lehetséges magyarázata van. Egyrészt elképzelhető, hogy valóban nem ugyanannyi nőtény és hím egyed él a populációkban, vagyis nem 1:1 a valódi ivararány, de az is lehetséges, hogy a nőtény egyedeket valamiért könnyebb megfogni az általánosan használt módszerrel (Németh *et al.* 2007), mint a hímeiket.

Mindezek ismeretében az új populáció létrehozása során javasolt arány a valamivel több nőtény, mint hím.

Egyedek befogásának időszaka

Az időzítésnél alapvető probléma, hogy nem ismert pontosan, hány szaporodási időszaka van a hazai földikutyáknak az év során, illetve, hogy az egyáltalán köthető-e konkrét időszakhoz. Mindenképp el kell kerülni, hogy a még szoptató korú kölykök a fészekben maradván éhen pusztuljanak, miközben anyjukat áttelepítés céljából befogják. A szakirodalom szerint a párzási időszak, melyből csak egy van, január és március között zajlik, a fiatalok pedig tavasz végén, nyár elején hagyják el az anyát (Reshetnik 1941, Averin *et al.* 1962, Yangolenko 1965, Topachevskii 1969).

A hazai kutatások terepi tapasztalatai szerint áprilisban (egy esztendőben április első felében, máskor a hónap második felében) lehet szoptató nőtényeket fogni,

de a debrecen-józsai élőhelyről ismert egy júniusban megtalált elpusztult egyed, amelyről a boncolás során derült ki, hogy ellés előtt álló nőtény volt, a méhében 2 magzattal (Magyar Természettudományi Múzeum, Emlősgyűjtemény). Mindez felveti egy esetleges második párzási időszak lehetőségét. Egy Hajdúbagason szeptember elején, a felszínen talált nagyon fiatal egyed tovább erősíti a gyanút, miszerint nyár végén van egy második utódgondozási időszak, és a fiatalok ősz elején kezdenek önálló életet. Ugyanakkor nem zárható ki egy elhúzódó folyamatos szaporodási időszak sem, ami tavasztól őszig tarthat.

Némi támpontot adhatnak a közel-keleten élő levantei földikutyáról (*Nannospalax ehrenbergi* Nehring 1989) rendelkezésre álló ismeretek, ugyanis a fajcsoport tagjait évtizedek óta tanulmányozzák. A befogott levantei földikutya egyedek esetében azt tapasztalták, hogy a vemhes nőtények esetében a befogás okozta stressz számos esetben vetélést okozott (Pavliček, személyes közlés); feltételezhető, hogy a nyugati földikutya esetében is hasonló hatást válthat ki a befogás és áttelepítés. Kézenfekvőnek tűnik a befogásokat akkora időzíteni, amikor a fiatalok már elhagyják az anyát, és önálló életet kezdenek. A kölykök számára maga az elválás időszaka feltételezhetően fokozott stresszel jár, ezért ennek csökkentésére/elkerülésére a fentiek alapján a legkedvezőbb időszak az ősz lehet. A téli táplálék-raktárak kialakítását ez esetben az előkészített járatokba történő táplálék-növények behelyezésével kell segíteni (lásd később).

Az összes áttelepíteni kívánt egyed befogását viszonylag rövid időintervallum alatt, ideálisan egy héten belül kell megtenni.

Egyedek befogásának módja

A befogási módszer arra épül, hogy a földikutyák járatrendszere zárt, mely nem áll állandó összeköttetésben a felszínnel. Ha valamilyen okból a járatok megsérülnek, és nyitottá válnak a felszín felé, más állatok, például ragadozók hatolhatnak be a járatrendszerbe. Ezt elkerülendő, a földikutya a sérült szakaszt igyekszik mielőbb földdel eltömni. Erre építve kétféle élve fogási módszer alkalmazható, csapdával illetve kapával történő befogás. Bár ismert olyan csapda, mely alkalmas földikutya megfogására, a módszer olyannyira rossz hatásfokú, hogy a gyakorlatban rutinszerűen nem alkalmazható. Így az áttelepítés céljából történő földikutya befogásra a kapával történő fogási módszer javasolt (Németh *et al.* 2007). A módszer a befogni kívánt állat biztonsága érdekében rendkívüli körültekintést és óvatosságot igényel, ezért a befogást olyan személynek kell végeznie, akinek e téren már van kellő gyakorlata.

Ideiglenes tartás

Mivel az új populáció megalapításához szükséges egyedek befogása több napig is eltarthat, szükség lehet a már befogott egyedek ideiglenes tartására, mely egymástól elkülönítve, műanyag ládákbán, talajban vagy faforgácsban történhet. A ládákbán lévő egyedeket mind a nagy melegtől, mind a tartós hidegtől óvni kell, számukra 20°C körüli hőmérsékletet kell biztosítani. A szakirodalomból származó ismeretek alapján nem szerencsés folyamatosan sötétben tartani a befogott egyedeket (David-Gray *et al.* 1999, Nevo *et al.* 1982, Němec *et al.* 2007), inkább a külső nappali-éjszakai fényviszonyoknak megfelelően a világos és sötét időszakok váltakozó biztosítása szükséges. A példányok takarmányozása friss zöldségekkel (burgonya, sárgarépa, petrezselyemgyökér, karalábé, zeller, saláta, retek, vöröshagyma, alma), valamint a befogási helyszínről származó tápláléknövények (vadmurom, mezei iringó, ökörfarkkóró) gyökereivel valósítható meg (Németh 2006). Bár a természetes tápnövényeket valószínűleg könnyebben elfogadja, és minden bizonnyal előnyben részesíti a befogott egyed, a zöldségekkel való táplálás is fontos lehet abban az esetben, ha az elengedéskor használandó mesterséges járatrendszerben ezeket helyezzük el biztonsági tartalékként az állatok számára. Így előnyös, ha a földikutyá még a szabadon engedés előtt ezekkel is megismerkedik.

Szabadon bocsátás

A szabadon engedés módja

A legfontosabb probléma, hogyan engedjük el az állatokat, úgy, hogy azok a területen megtelepedve folytassák életüket, anélkül, hogy tovább vándorolnának? Minthogy a földikutyá teljes életét a talajban tölti (Topachevskii 1969, Horváth *et al.* 2007), ezért egyértelmű, hogy az állatokat nem lehet csak úgy, a felszínen elengedni, hiszen felszíni vándorlása során nagyon könnyen valamilyen ragadozó prédájává válhat. Arra is lehetőséget kell biztosítani, hogy az állat az adott élőhelyen belül kiválaszthassa a neki kedvező területet. A földikutyák habitat, mikrohabitat preferenciájára vonatkozó ismereteink azonban rendkívül hiányosak, így elég nagy esélye van annak, hogy bizonyos egyedeket nem a számukra legalkalmasabb feltételben fogunk szabadon bocsátani.

A legésszerűbb megoldásnak az tűnik, ha az állatok számára valamiféle mesterséges járatrendszert készítünk a talajban, mely az elengedést követő első kritikus periódusban átmeneti otthonul szolgálhat számukra. Később ebből kiindulva

tetszőleges járatrendszert építhetnek ki maguknak. Egy ilyen járatrendszerrel kapcsolatban az egyik fontos elvárás, hogy az állat behelyezését követően ne tudjon könnyen a felszínre jönni és ott elvándorolni, vagyis a beengedést követően annyi időt legyen kénytelen eltölteni benne, amennyi idő alatt azt felfedezheti, megismerheti és ideális esetben átmeneti otthonául elfogadhatja. Ugyanakkor a felszín alatti bővítés vagy a felszín alatti elvándorlás lehetőségét is biztosítani kell. A másik fontos kritérium, hogy a mesterséges járatrendszernek rendelkeznie kell minden olyan jellemzővel, amire a földikutyának feltétlenül szüksége van, tehát kamrát vagy kamrákat is tartalmaznia kell a járatszakaszok mellett.

Sajnos a hazai földikutyák járatrendszerére vonatkozó ismereteink is hiányosak. Vásárhelyi (1926) adatai alapján három kamra és az ezeket összekötő járatok mindenképp szükséges részei annak a járatrendszernek, amit az elengedések előtt minden egyed számára el kell helyezni a talajban. Az egyik kamrát száraz puha szénával szükséges megtölteni (fészekkamra vagy hálókamra), egy másikat üresen hagyni az állat számára (potenciális ürülékgödör) egy harmadikat pedig nagy mennyiségű táplálékkal megtölteni (táplálékraktár). A táplálékraktárba a lehetőségekhez mérten vagy a befogási helyszínen gyűjtött tápnövények földalatti részeit vagy zöldségfélét (burgonya, hagyma, répa, zeller, petrezselyem szár és gyökér, karalábé, alma, retek, cékla) kell elhelyezni mintegy 1,5–2 kg mennyiségben (Bodnár 1928). A beengedésre szolgáló hosszú járatnak olyan módon kell lezárhatónak lennie, hogy azt az állat ne tudja kinyitni, és ne tudjon a felszínre jönni. Szükséges még továbbá egy olyan járat mely a felszín alatt a talajban nyitottan végződik, amin keresztül az állat bővíteni képes a járatrendszerét.

A rövidebb-hosszabb ideig fogságban tartott hazai állatokkal kapcsolatos tapasztalatok szerint szükséges, hogy az állat a talajhoz hozzáférhessen, és „földdugókkal” eltömhesse járatrendszere bizonyos szakaszait. Mindez nagyban növeli a földikutyák komfort- és biztonság érzetét, ezért szerepe lehet abban, hogy elfogadja a mesterséges járatrendszert. A járatrendszer létrehozására egyrészt a rákosi vipera védelmi programja során mesterséges telelőüregeknek használtakhoz hasonló terrakotta csövek (Halpern *et al.* 2007) vagy papírtekercsek kartoncsövei és kartondobozok lehetnek alkalmasnak.

A talajba leásott mesterséges járatrendszerbe történő elengedés mellett, a járatrendszerek köré fél méteres mélységig a talajba ásott, afelett további fél méter magas kerítést helyezünk el, hogy az elengedett egyedek ne a felszínen vándoroljanak az áttelepítés helyszínén. Feltételezhető ugyanis, hogy ha a földikutyának fél méteres mélységig le kell ásnia a talajba, akkor azután már

a számára biztonságos környezetben fog tovább haladni és nem fog újból a veszélyes felszínre jönni.

A szabadon engedés időszaka

Mint az előző részben szó volt róla az egyik legfőbb cél annak elkerülése, hogy a befogott földikutyá egyedek a felszínen vándorolva keressenek maguknak élőhelyet, hiszen ekkor fennáll a veszélye, hogy a ragadozók valamennyi példányt zsákmányul ejthetik. Célszerű tehát magát a szabadon bocsátást a reggeli órákban elvégezni, így az egyedek elengedését követően a lehető leghosszabb ideig jó látási körülmények között lehet nyomon követni a történéseket.

Szomszédos egyedek távolsága és térbeli helyzete

Mivel a földikutyákról ismert, hogy fajtársaikkal szemben rendkívül agresszívan lépnek fel (Nevo 1999, Nevo *et al.* 1992), a túl nagy egyedsűrűség akár a teljes áttelepítési projekt sikerét is veszélyeztetheti. Ugyanakkor, ha túl alacsony egyedsűrűséget hozunk létre, félő, hogy az egyedek nem találnak egymásra, és nem fognak tudni szaporodni az új élőhelyükön. A Kárpát-medence viszonylatában az élőhelyeken tapasztalt legnagyobb egyedsűrűség 8–10 egyed/ha volt, ugyanakkor a nagy kiterjedésű, természetes vagy természetközeli élőhelyeken jóval alacsonyabb, 1–2 egyed/ha egyedsűrűsége is van példa. A különbségek pontos oka egyelőre nem ismert, ezért a befogási helyszín(ek)en jellemző egyedsűrűség figyelembe vétele fontos az új populáció kezdeti egyedsűrűségének kialakításakor.

Az elengedés során úgy célszerű elhelyezni a mesterséges járatrendszereket, hogy azok valamilyen szabályos alakzatba rendeződjenek. Ez nagyban megkönnyítheti a későbbi monitorozást, hiszen ha az egyedek megkezdik mozgásukat a területen, akkor biztosan meg fogják bontani ezt a kezdeti szabályos elrendeződést.

Egy hosszan elnyúló domb vagy bucka oldalában például célszerű középmagaságban vagy valamivel az alatt egy vonal mentén sorban elhelyezni a mesterséges járatokat. Ily módon az egyedek szabadon tudnak a magasabb vagy az alacsonyabb térszínnek irányába mozogni, anélkül, hogy összeütközésbe kellene keveredniük egymással. Egy kerek domb vagy bucka, illetve egy vízállásos mélyedés körül, az előzőhöz hasonlóan, de kör alakzatban helyezhetőek el a mesterséges járatok, így ebben az esetben is adott a lehetőség az egyedek számára, hogy magasabb vagy mélyebb térszínnek felé mozduljanak el anélkül, hogy a fajtársaikkal összeütközésbe kerülnének.

Ellenőrzés és monitoring

Az áttelepítési akciót követő első napokban ellenőrizni kell, hogy nem található-e a felszínen kóborló egyed. A legelső kritikus időszakban (első 48 óra) éjszakai megfigyelésre is szükség van. Ezt követően is a következő néhány nap során rendszeresen, akár naponta többször is ellenőrizni kell az áttelepítés helyszínét, és fontos figyelemmel kísérni az elengedés területén a ragadozók (kutya, macska, róka, borz, görény, nyest, szárnyas ragadozók) mozgását. Ha lehetőség van rá, mindezt a legalaposabban kameracsapdák kihelyezésével lehet megvalósítani. Az intenzív ellenőrzést az első túrások megjelenéséig (akár a napi többszöri bejárást is fenntartva) folytatni kell.

Az áttelepítés megvalósítását követő monitoring fontosságát nem lehet nélkülözni hangsúlyozni. Mivel ilyen próbálkozás nemcsak Magyarországon, de sehol a világon sem történt korábban, ezért az események pontos dokumentálása nagyon fontos információt jelent mind tudományos, mind természetvédelmi szempontból. Az áttelepített állomány nyomon követése fontos információkat szolgáltat a jövőbeli hasonló akciók megtervezéséhez és kivitelezéséhez, az esetleges hibák kiküszöböléséhez, az előre nem látott nehézségek kivédéséhez. Ha bármi probléma vagy előre nem látható nehézség lépne fel, akkor is csak monitorozás révén fogunk erről tudomást szerezni és szükség esetén beavatkozni. Egy több lépcsőben kivitelezett áttelepítés esetén (amikor is a kívánt induló populációméretet 2–3 év alatt kívánjuk létrehozni) szintén óriási jelentősége van a már áttelepített egyedek monitorozásának a következő évek telepítési tervének kidolgozásához, és csak így tudjuk majd megállapítani a projekt sikerét vagy kudarcát is. Az áttelepítést követő monitoring adatai lehetővé teszik az új állományban zajló populációs trendek és folyamatok meghatározását, felmérését és értékelését.

Az első túrások megjelenésétől kezdve szub-méteres pontosságú GPS készülékkel rögzítve, naponta-kétnaponta fel kell mérni az új túrások pozícióit, mintegy 3–4 héten keresztül. A túrások helyzetét értékelve nyomon követhető lesz az állatok aktivitása, elmozdulása, vándorlása a területen. Ezek az információk fontos segítséget jelenthetnek a földikutyák élőhelyi igényeinek megismeréséhez, mikro-habitat preferenciájuk megértéséhez valamint a későbbi áttelepítések még alaposabb megtervezéséhez és kivitelezéséhez.

Ha sikerül az áttelepítést követő tavaszon földikutyatúrásokat azonosítani az elengedési helyszínen, akkor biztosak lehetünk benne, hogy az elengedett álla-

tok egy részének sikerült túlélnie az első évet az új élőhelyen. Mindez fontos jel a további egyedek áttelepítésének megkezdéséhez, mely végül egy új, életerős populáció létrejöttéhez vezethet. A zöld jelzés ugyanis csak akkor adható meg a következő évi, a már áttelepített állomány megerősítésére irányuló, áttelepítési akcióhoz, ha egyértelműen bizonyítást nyert, hogy van mit megerősíteni, vagyis vannak túlélő földikutyák az új élőhelyen.

A monitorozást az első néhány évben mindvégig fenn kell tartani. A kívánt populációméret (ideálisan kb 40–50 egyed) elérése után még 1–2 évig minimum havi rendszerességű monitoring szükséges.

Egyedi jelölés

Az áttelepítés során minden megfogott földikutyát egyedileg jelölni kell, hogy a felszínre került állatok vagy a megtalált tetemek később azonosíthatók legyenek, illetve sikeres program esetén az évek múlva befogott egyedekről megállapítható legyen, hogy áttelepített vagy már az új populációban született földikutyáról van-e szó. A javasolt jelölés a bőr alá ültetett micro-chip.

Genetikai háttér vizsgálata, változások nyomon követése

A monitorozás másik fontos része a populáció genetikai változásainak nyomon követése. Mindenképp fontos az áttelepítési akció során az alapító hatás elkerülése, hogy ne egy szűk, egymáshoz genetikailag közel álló közösség alapítsa meg az állományt és ne a kiinduló állományoknál genetikailag jelentősen szegényebb populációt kapjunk.

A genetikai háttér nyomon követhetősége érdekében fontos, hogy minden áttelepítendő egyedből a szabadon engedést megelőzően genetikai mintát vegyünk a Sós és munkatársai (2009) által kidolgozott eljárást követve. Ismereteink szerint az ily módon elvégzett genetikai mintavétel az egyedek későbbi túlélését nem veszélyezteti.

Sikeres áttelepítési program esetén a program kezdetétől számított 3. vagy 4. évtől kezdve szükséges a már az új populációban született szaporulat genetikai vizsgálata. Ennek során évente néhány egyedre kell genetikai vizsgálat céljából befogni, majd (egyedi jelölés után) természetesen saját járatukba visszaengedni. Az így gyűjtött minták vizsgálatával összevethető a létrehozott új állomány genetikai változatossága azokkal a populációkkal, ahonnan az alapító egyedek befogása történt. Megállapítható az is, hogy az áttelepített egyedek milyen mértékben vettek részt az új populáció gyarapodásában, illetve, hogy voltak-e az alapító egyedekben

még meglévő, de később elveszett allélok. Ezek alapján az eredmények alapján lehet dönteni esetleges későbbi, a genetikai változatosság növelésére irányuló betelepítésekről is.

Értékelés

Egy nagy egyedszámú, stabil földikutya populációkból befogás és áttelepítés révén új populáció létrehozása kockázatokat hordozó, de ugyanakkor nagy előrelépést jelentő akció. Egy ilyen projekt csökkentheti a kiszemelt földikutyafaj sérülékenységet, növeli a populációk számát, és jelentősen növeli ismereteink körét, ami jövőbeli, merészebb vagy kényszerű beavatkozások sikeres végrehajtását alapozhatja meg. Jelenlegi ismereteink alapján sajnos úgy látszik, nem mindegyik hazai földikutyafaj problémájára jelent megoldást új populációk létrehozása a már meglévőkből történő befogás révén, hanem teljes állományok áttelepítésére is szükség lehet (Németh *et al.* 2010). A rendelkezésre álló információk alapján úgy tűnik egy földikutyafajt már így is elvesztettünk a Kárpát-medence bennszülött földikutyái közül, és a szerémségi földikutya példányaival már csak múzeumokban találkozhatunk (Németh *et al.* 2011). A földikutyák kipusztulása a biodiverzitás csökkenésének nem alábecsülendő problémáján túl, további konzervációbiológiai kérdéseket is felvet. Ugyan a földikutyák esetében kevés adat ismert arról, hogy ezek a rágcsálók milyen ökológiai szerepet töltenek be élőhelyeik működésében, de más kontinensek hasonló életmódú fajait részletesen tanulmányozták ebből szempontból. Innen tudjuk, hogy a talajlakó rágcsálók fontos szerepet játszanak a nyílt, füves térségek ökoszisztémáiban, élettevékenységük révén hozzájárulnak a füves élőhelyek természetes ökológiai folyamatainak és fajgazdagságának fenntartásához. A természetes növényzeti dinamikára gyakorolt szabályozó szerepüknek is köszönhető nagyszámú növényfaj stabil és hosszú távú koegzisztenciája (Huntly & Inouye 1988, Hobbs & Mooney 1991, Grant *et al.* 1980, Martinsen *et al.* 1990, Canals *et al.* 2003). Ezért a talajlakó rágcsálófajok – mint amilyenek a földikutyák is – kihalása a nyílt, füves ökoszisztémák egészét is érzékenyen érinti.

Amennyiben sikerül a természetvédelmi gyakorlatban rutinszerűen alkalmazható áttelepítési módszert kidolgozni a hazai földikutyákra, az később a világ más tájain élő egyéb talajlakó kisemlősökön is segíthet. Mindez veszélyeztetett fajok tucatjai számára jelenthet megoldást, jelentősen hozzájárulva bolygónk biológiai sokféleségének megőrzéséhez.

Köszönetnyilvánítás – Köszönjük a HNP Igazgatóságának, hogy támogatta a koncepció kidolgozását, és biztosította a feltételeket az előzetes vizsgálatokhoz. Külön köszönjük a Földikutya-védelmi Szakértői Csoport (elsősorban Kalotás Zsolt és Farkas János) szakmai segítségét és a bírálók javaslatait.

Irodalomjegyzék

- Amori, G & Gippoliti, S. (2003): A higher-taxon approach to rodent conservation priorities for the 21st century. – *Animal Biodiversity and Conservation* **26**: 1–18.
- Averin, Yu. V., Lozan, M. N. & Rozinskii, Sh. A. (1962): *Vrednye gryzuny Moldavii i mery bor'by s nimi [Harmful rodents of Moldavia and measures for fighting them]*. – Izd. AN Moldav. SSR, Kishinev, 67 p.
- Begall, S., Burda H. & Schleich C. E. (2007): Subterranean Rodents: News from Underground. – In: Begall, S., Burda H., Schleich C. E. (eds.) *Subterranean rodents: news from underground*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg pp. 3–9.
- Bodnár, B. (1928): Adatok a magyar földikutya (*Spalax hungaricus hungaricus* Nhrig.) anatómiájának és életmódjának ismeretéhez. – *Állattani Közlemények* **4**: 1–55.
- Canals, R. M., Herman, D. J. & Firestone M. K. (2003): How disturbance by fossorial mammals alters N cycling in a California annual grassland. – *Ecology* **84**:875–881.
- Csorba, G. (1998): A földikutya múltja és jelene Magyarországon. - In: Palotás, G. (ed): *II. Kelet-magyarországi erdő-, vad- és halgazdálkodási, természetvédelmi konferencia. Előadások és poszterek összefoglalója*. Agrártudományi Egyetem, Debrecen, pp. 288–292.
- Csorba G., Németh A., Krnács Gy., Czabán, D. & Farkas, J. (2009): Unique rodent taxon under pressure – status and distribution of Vojvodina mole rat (*Nannospalax (leucodon) montanosyrmienensis*) (Mammalia: Rodentia). – *2nd European Congress of Conservation Biology "Conservation biology and beyond: from science to practice"*. *Book of Abstracts*. Prague. 127 p.
- David-Gray, Z. K., Cooper, H. M., Janssen, J. W. H., Nevo, E. & Foster, R. G. (1999): Spectral tuning of a circadian photopigment in a subterranean 'blind' mammal (*Spalax ehrenbergi*). – *FEBS Letters* **461**: 343–347.
- Grant, W. E., French, N. R. & L. J. Folse Jr. (1980): Effects of pocket gopher mounds on plant production in shortgrass prairie ecosystems. – *The Southwestern Naturalist* **25**: 215–224.
- Hadid, Y., Tzur, S., Pavlíček, T., Sumbera, R., Sklíba, J., Lövy, M., Fragman-Sapir, O., Beiles, A., Arieli, R., Raz, S. & Nevo E. (2012a): Possible incipient sympatric ecological speciation – in blind mole rats (*Spalax*). – *PNAS* doi:10.10703/pnas.1222588110
- Hadid, Y. & Németh, A., Snir, S., Pavlíček, T., Csorba, G., Kázmér, M., Major, Á., Mezhzherin, S., Rusin, M., Coşkun, Y. & Nevo, E. (2012b): Is evolution of blind mole rats determined by climate oscillations? – *PLoS One*, **7**(1): e30043. doi:10.1371/journal.pone.0030043
- Halpern, B., Schrettné Major, Á. & Péchy, T. (2007): A Rákosi vipera-védelmi Központ működése és első eredményei. – In: Halpern B. (ed): *A rákosi vipera védelme – Conservation of the Hungarian Meadow Viper – Rosalia Vol. 3 – A Duna-Ipoly Nemzeti Park tanulmánykötetei*, Duna Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 39–63.

- Heth, G., Golenberg, E.M. & Nevo, E. (1989): Foraging strategy in a subterranean rodent, *Spalax ehrenbergi*: a test case for optimal foraging theory. – *Oecologia*, **79**: 496–505.
- Hobbs, R. J. & Mooney H. A. (1991): Effects of rainfall variability and gopher disturbance on Serpentine annual grassland dynamics. – *Ecology* **72**: 59–68.
- Horváth R., Bihari Z., Németh A. & Csorba G. (2007): Nyugati földikutya. – In: Bihari, Z., Csorba, G. & Heltai, M. (szerk.): *Magyarország emlőseinek atlasza*. Kossuth Kiadó, Budapest, pp: 157–159.
- Huntly N. & Inouye R. (1988): Pocket gophers in Ecosystems: Patterns and Mechanisms. – *BioScience* **38**: 786–793
- Martinsen, D. M., Cushman, J. H. & Whitham, T. G. (1990): Impact of pocket gopher disturbance on plant species diversity in a shortgrass prairie community. – *Oecologia* **83**: 132–138.
- Némec, P., Cveková, P., Burda, H., Benada, O. & Peichl, L. (2007): Visual Systems and the Role of Vision in Subterranean Rodents: Diversity of Retinal Properties and Visual System Designs. – In: Begall, S., Burda H. & Schleich C. E. (eds.) *Subterranean rodents: news from underground*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg pp. 128–160.
- Németh A. (2006): *A nyugati földikutya (Spalax leucodon) ökofaunisztikai és genetikai vizsgálata*. – MSc Szakdolgozat, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest, 53 p.
- Németh, A. (2011): *A kárpát-medencei földikutyák (Rodentia: Spalacinae) rendszertana, elterjedése és természetvédelmi helyzete*. – Doktori értekezés, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest, 136 p.
- Németh, A., Czabán, D., Csorba, G. & Farkas, J. (2007): Egy fokozottan védett emlős, a nyugati földikutya (*Spalax leucodon*) csapdázásának lehetőségei. – *Természetvédelmi Közlemények* **13**: 417–421.
- Németh, A., Révay, T., Hegyeli, Zs., Farkas, J., Czabán, D., Rózsás, A. & Csorba, G. (2009): Chromosomal forms and risk assessment of *Nannospalax* (superspecies *leucodon*) (Mammalia: Rodentia) in the Carpathian Basin. – *Folia Zoologica* **58**: 349–361.
- Németh A., Farkas J., Krnács Gy. & Csorba G. (2010): KvVM Fajmegőrzési tervek: Nyugati földikutya (*Nannospalax leucodon*). – *KvVM Természetvédelmi Szakállamtitkárság, Budapest*, 31 p.
- Németh, A., Csorba, G., Krnács, Gy., Hegyeli, Zs., Sugár, Sz., Vajda, Z., Stojnic, N., Delic, J. L. & Kryštufek, B. (2011): Recent extinction of two European mammals? – The probable extinction of two mole-rat taxa. – In: *Abstract volume, 6th European Congress of Mammalogy*, Paris, France, 102 p.
- Nevo, E. (1999): *Mosaic evolution of subterranean mammals: regression, progression, and global convergence*. – Oxford University Press, Oxford.
- Nevo, E., Guttman, R., Haber, M. & Erez, E. (1982): Activity patterns of evolving mole rats. *Journal of Mammalogy* **63**: 453–463.
- Nevo, E., Simson, S., Heth, G. & Beiles, A. (1992): Adaptive pacifistic behaviour in subterranean mole-rats in the Sahara desert, contrasting to and originating from polymorphic aggression in Israeli species. – *Behaviour* **123**: 70–76.
- Reshetnik, E. G. (1941): Materiali do vivchennja sistematiki geografichnovo poshirenija ta ekologiji slipakiv (Spalacidae) v URSS. [Material on geographic distribution and ecology of mole-rats (Spalacidae) in Ukraine SSR] – *Zbirn. prac. Zool. muz. AN URSS* **24**: 23–95.
- Rózsás A. (2007): *Első adatok a fokozottan védett, veszélyeztetett, nyugati földikutya (Spalax leucodon) hazai állományainak élőhelyi igényeiről*. – MSc Szakdolgozat, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest, 88 p.

- Rózsás A., Németh A., Zsebők S., Czabán D., Tóth Z., Farkas, J. & Csorba, G. (2008): Első adatok a fokozottan védett, veszélyeztetett nyugati földikutya (*Spalax leucodon*) hazai állományainak élőhelyi igényeiről – In: „Molekuláktól a globális folyamatokig” V. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia Program és absztraktkötet, Nyíregyháza, 141 p.
- Sós, E., Molnár, V., Révay, T., Németh, A., Farkas, J., Hidas, A. & Csorba, G. (2009): Veterinarian participation at the critically endangered lesser blind mole rat (*Nannospalax* (superspecies *leucodon*)) research in Hungary. – In: Wibbelt, G., Kretzschmar, P., Hofer, H. & Seet, S (eds): *Proceedings of the International Conference on Diseases of Zoo and Wild Animals*. Beekse Bergen, The Netherlands, pp. 118–121.
- Svobodová, J., Kreisinger, J., Šálek, M., Koubová, M. & Albrecht, T. (2011): Testing mechanistic explanations for mammalian predator responses to habitat edges. – *European Journal of Wildlife Research* **57**: 467–474.
- Topachevskii, V.A. (1969): *Fauna of the USSR: Mammals. Mole rats, Spalacidae*. – Smithsonian Institution and the National Science Foundation, Washington.
- Vásárhelyi, I. (1926): Adatok a földikutya (*Spalax hungaricus hungaricus* Nhrig.) életmódjának ismeretéhez. – *Állattani Közlemények* **23**: 169–226.
- Vidacs, J. A., Farkas, J. & Németh, A. Konvergenciák, divergenciák és adaptáció a talajlakó életmódot folytató emlősöknél. – *Állattani Közlemények* (in press)
- Vleck, D. (1979): The energy cost of burrowing by the pocket gopher *Thomomys bottae*. – *Physiological Zoology* **52**: 122–136.
- Yangolenko, E. I. (1965): *Ekologiya slepyshei roda Spalax i ikh kozyaistvennoe znachenie na Bukovine*. Artoref diss. [Ecology of mole rats of genus *Spalax* and their economic importance in Bukovin. Author's abstract of dissertation] – L'vov, 19 p.
- Zhang, Y. (2000): *Studies on the pattern of animal-plant interaction: the effects of plateau zokor on the biogeochemical cycling of alpine meadow ecosystem and its response to the chemical defense of plants*. – PhD Dissertation, The Chinese Academy of Sciences, Beijing, China.
- Zuri I. & Terkel J. (1996): Locomotor patterns, territory and tunnel utilization in the mole-rat *Spalax ehrenbergi*. – *J. Zool. Lond.* **240**: 123–140.

Relocating mole-rats – recommendations on the methodology to save exclusively subterranean rodents

Attila Németh¹, Attila Molnár², László Szél², Tibor Horváth²,
László Demeter² and Gábor Csorba³

¹*MTA-MTM-ELTE Research Group for Paleontology
H-1083 Budapest, Ludovika tér 2, Hungary*

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

³*Hungarian Natural History Museum, Department of Zoology
H-1088 Budapest, Baross u. 13, Hungary
e-mail: csorba@nhmus.hu*

When discussing threatened mammal species, rodents only rarely seem to enter the dispute. This is all the more curious, bearing in mind that more than half of all mammalians gone extinct during the last 500 years were rodents and the majority of mammal species currently threatened by extinction are also rodents. A special group that presents conservationists with an even more difficult challenge is that of subterranean mammals. This group is represented in Hungary by three species of mole-rats. Even though they face serious threats, it is extremely hard to take effective measures for their protection, as so little is known about their ecological requirements. In our study, we summarize the current know-how on methodology and the most important aspects of creating a new population in a potential habitat by relocating individuals from a large and stable source population.

Keywords: *Nannospalax* (superspecies *leucodon*), habitat requirement, density, sex ratio, breeding period, monitoring

A pannongyík (*Ablepharus kitaibelii fitzingeri* Mertens, 1952) élőhelyeinek vizsgálata az Aggteleki-karszt területén

Drozd Attila¹ és Farkas Tünde¹

¹Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság
3758 Jósvalő Tengerszem oldal 1.
e-mail: attila.drozd@gmail.com

Összefoglaló: A pannongyík hazánk egyik legritkább és egyben legismeretlenebb gyíkfaja, ezért ökológiai igényei kevésbé ismertek, sőt, pontos hazai elterjedéséről, állomány nagyságáról is csupán részleges, illetve becslő adatok állnak rendelkezésre. Ugyanakkor a faj megőrzése szempontjából kiemelt jelentőségű az állat hazai elterjedésének és élőhelyeinek pontos megismerése. Kutatásunk során az Aggteleki-karsztra vonatkozóan új előfordulási helyeket kerestünk, eredményeinket figyelembe véve potenciális elterjedési térképet rajzoltunk és arra kerestük a választ, hogy az Aggteleki-karszton található-e összefüggést a pannongyík előfordulása és élőhelyének növényzete között. 2008–2009 folyamán, 20 mintaterületen évente 2 alkalommal végeztünk cönológiai felvételezéseket, és regisztráltuk a pannongyík jelenlét-hiányát. A cönológiai felvételek statisztikai módszerekkel történő elemzése során kiderült, hogy a pannongyík zömében azokon az élőhelyeken fordult elő, ahol a korábbi tájhasználat lehetővé tette a nyílt sziklagyep–zárt sziklagyep–lejtősztyep–bokorerdő szukcesszió megtorpanását. A faj élőhelyválasztásában ugyanakkor fontos szerepet játszanak a csomós növekedésű egyszikű fajok is, hiszen a recens előfordulási adatok olyan élőhelyekről származnak, ahol ezek a növények legalább 35%-os borítást érnek el.

Kulcsszavak: *Ablepharus kitaibelii fitzingeri*, élőhelyvizsgálat, potenciális elterjedési térkép csomós növekedésű füvek

Bevezetés

A pannongyík az *Ablepharus kitaibelii* (Bibron & Bory 1933) *fitzingeri* Mertens, 1952 nevű, Kárpát-medencében elterjedt alfaja. A szkinkfélék, más néven vakondgyík-félék (*Scincidae*) családjának siklószemű gyíkok (*Ablepharus*) génuszába tartozik. Az alfaj a Berni Egyezmény II. függelékében szerepel, Magyarországon fokozottan védett, természetvédelmi értéke: 250 000 Ft.

A faj, illetve az alfajok taxonómiai helyzete sokáig vitatott volt (Harmos & Herczeg 2003), és még 1996-ban is új alfajt (*A. kitaibelii budaki*) írtak le Ciprusról (Gocmen *et al.* 1996).

Mára – a molekuláris biológia eszköztárával, filogenetikai módszerekkel – sikerült tisztázni az alfajok helyzetét, valamint a faj szétterjedését a Peloponnészoszi-félsziget, a Közel-Kelet és az Égei-tengeri szigetvilág vonatkozásában. (Poulakakis *et al.* 2005).

A nálunk élő alfajról rendelkezésünkre álló információk igen korlátozottak, melynek csupán egyik oka a relatív ritkaság. A pannongyík apró mérete, rejtőzködő életmódja és időben is rendkívül korlátozott megfigyelhetősége szintén nagyban hozzájárul az állatról rendelkezésre álló tudásunk szegényességéhez.

Az *A. kitaibelii fitzingeri* alfajról főleg faunisztikai jellegű adatok lelhetőek fel (Harmos & Herczeg 2003, Herczeg *et al.* 2004, Korsós *et al.* 2004), de az utóbbi évtizedekben néhány, az alfaj ökológiai igényeit, ökológiai kapcsolatrendszerét vizsgáló kutatás is folyt. Pl. a Sas-hegyen a pannongyík élőhely-használatát, szezonális aktivitását és táplálkozását vizsgálták a zöld gyíkkal és a fali gyíkkal összevetve (Herczeg *et al.* 2007a).

Kimutatták, hogy a három faj más-más élőhely-preferenciával rendelkezik. A pannongyík azokat a gyepterületeket kedveli, ahol a bokrok és fák borítása alacsony, ugyanakkor bizonyos mértékben igényli a csupasz felszíneket.

Mivel a pannongyík hazai egyedszáma pontosan sajnos nem ismert, ezért a populációs változások iránya és mértéke is csupán abból a tényből becsülhető, hogy számos korábbi élőhelyéről az utóbbi években nem volt kimutatható. Fentiekből arra következtethetünk, hogy visszaszorulóban lévő, csökkenő egyedszámú alfajról van szó (Herczeg *et al.* 2004).

A kompetíciós viszonyokat, illetve a menekülési stratégia sikerességét vizsgáló kutatás szerint, a visszaszorulásáért elsősorban az antropogén hatások felelősek (Herczeg & Korsós 2003).

Az *Ablepharus kitaibelii* Közép-Európában foltszerűen fordul elő. A nálunk is honos fitzingeri alfaj hazánkban, Szerbiában, Horvátországban és Szlovákiában él (Herczeg *et al.* 2004, Korsós *et al.* 2008, Szövényi & Jelič 2011).

Magyarországon is szigetszerű az areája. Ismertek populációi a Pilis–Visegrádi-hegységben, a Budai-hegyekben, a Börzsönyben, a Cserhátban, a Mátrában, a Bükkben, a Heves–Borsodi-dombságban, az Aggteleki-karszton és a Gödöllői-dombságban. A Dunántúli-középhegységből három nagyon régi, bizonytalan adata van. A Kecskeméthez közeli Nyárlőrinci-erdőből nem sikerült igazolni (Kovács 2011).

Az eddigi ismeretek alapján a déli, esetleg nyugatias kitettségű, meredek, száraz, füves hegy- és domboldalakon él. A nyílt, sziklás kopárokat azonban elkerüli. A növényzet tekintetében leginkább a molyhos tölgyes bokorerdőket, a melegkedvelő

tölgyesek ligetes állományait, illetve a dús fűvű, a téli hó által letaposott, vastag avarréteggel rendelkező lejtősztyepeket, záródó sziklagyepeket kedveli (Harmos & Herczeg 2003).

Kutatásunk során az Aggteleki-karsztra vonatkozóan szerettük volna az állat előfordulási helyeit pontosítani, kiegészíteni, valamint arra kerestük a választ, hogy a Karszton találni-e összefüggést a pannongyík előfordulása és élőhelyének növényzeti összetétele között. Kísérletet tettünk növényzet összetételének ismeretében – a Karsztra vonatkozóan – egyfajta potenciális elterjedési térkép elkészítésére.

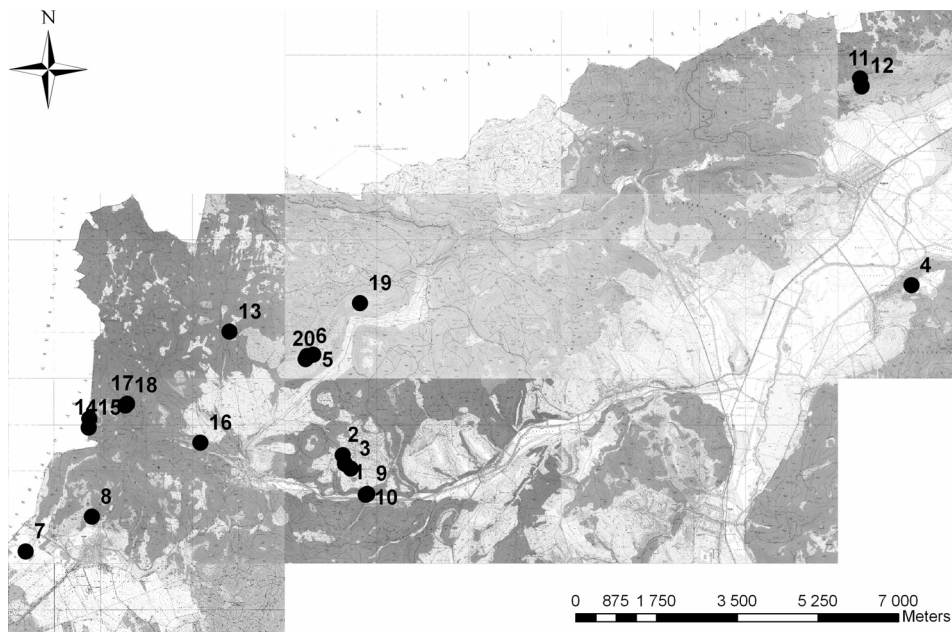
Módszerek

A pannongyík-állományok felkutatását az Aggteleki-karszton 2008-ban és 2009-ben – a faj aktivitását figyelembe véve – tavasszal (március vége–május vége) és ősszel (szeptember–október) végeztük. Az alfaj kimutatását célzó terepi kutatás során a kiválasztott területek szisztematikus bejárásával, az egyedek vizuális megfigyelésével bizonyítottuk a jelenlétet. A területek kiválasztása során kiindulási alapként az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság Biotikai Adatbázisában – amely 1980 óta tartalmaz florisztikai és zoológiai adatokat – fellelhető adatokat tekintettük. Célunk részben az archív adatok igazolása, részben a pannongyík Aggteleki-karsztra vonatkozó elterjedési térképének pontosítása volt, ezért olyan élőhelyeket is felkerestünk, amelyek – az eddig ismert élőhelyi igények figyelembevételével (Pasuljevic 1976, Harmos & Herczeg 2003) – látszólag alkalmasak lehetnek az állat számára. Az ilyen típusú vizsgálati területeket a terepi tapasztalatok és az Aggteleki Nemzeti Park vegetációtérképe (Vojtkó 2001) alapján választottuk ki.

A pannongyík előfordulási lokalitásait MAGELLAN Mobil Mapper CE típusú GPS készülékkel, EOVI koordinátákat használva mértük be.

A cönológiai mintanegyzetek kiválasztása egyrészt az így felmért előfordulási lokalitás alapján történt (6 db mintanegyzet), másrészt a korábbi rendelkezésre álló adatok alapján, de az utóbbi években nem igazolt helyszíneken is kijelöltünk mintanegyzeteket (4 db mintanegyzet). További 10 mintanegyzetet olyan helyszíneken vettünk fel, amelyek az élőhelyek fiziognómiai, társulástani és geomorfológiai (Pasuljevic 1976, Harmos & Herczeg 2003) tulajdonságait figyelembe véve ugyan alkalmasnak látszottak a pannongyík számára, ám eddig sem recens, sem archív adat az állat előfordulásáról nem állt rendelkezésre. Olyan déli, délnyugati kitétséggű, meredek lejtőket kerestünk, ahol csupasz talaj és/vagy sziklafelszínnek is megfigyelhetők.

Így a cönológiai felvételezés során 20 db, 4 × 4 méteres mintanégyszettel dolgoztunk (1. ábra).



1. ábra. A cönológiai felvételek helyszínei.

(1–3. Jósvafő: Szőlő-hegy, *Pulsatillo–Festucetum rupicolae*. 4. Bódvarákó: Esztramos, *Campanulo divergentiformis–Festucetum pallentis*. 5–6. Jósvafő: Nagy-oldal, *Pulsatillo–Festucetum rupicolae*. 7. Aggtelek: Baradla-eleje, *Pulsatillo–Festucetum rupicolae*. 8. Aggtelek: Baradla-tető: *Pulsatillo–Festucetum rupicolae*. 9–10. Jósvafő: Pánc-oldal, *Campanulo divergentiformis–Festucetum pallentis*. 11–12. Komjáti: Alsó-hegy, *Campanulo divergentiformis–Festucetum pallentis*. 13. Jósvafő: Kerek-Gárdony-tető, *Pulsatillo–Festucetum rupicolae*. 14–15. Aggtelek: Vadalmás, *Pulsatillo–Festucetum rupicolae*. 16. Jósvafő: Babot-kúti-oldal, *Pulsatillo–Festucetum rupicolae*. 17–18. Aggtelek: Holt-kút-tető, *Pulsatillo–Festucetum rupicolae*. 19. Jósvafő: Szelcei-oldal, *Ceraso–Quercetum*. 20. Jósvafő: Nagy-oldal, *Ceraso–Quercetum*.)

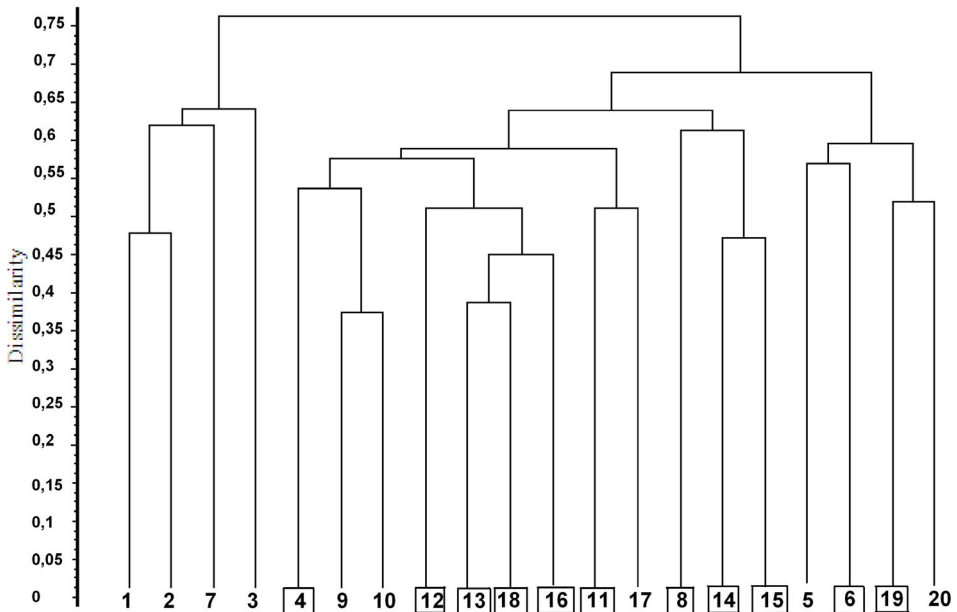
A növényfajokat az Új magyar fűvészkönyv (Király 2009) alapján határoztuk meg, valamint a nevezéktanban is e határozó rendszerét és elnevezéseit követtük. A felvételezés során az egyes növényfajok borítási értékeit százalékban adtuk meg. A növénytársulásokat Borhidi (2003) munkája alapján azonosítottuk. Az egyes csoportokban lévő élőhelyek növényzetének fajonkénti cönoszisztematikai besorolását a Flóra adatbázis használatával (Horváth *et al.* 1995), a cönológiai felvételezés során gyűjtött adatok statisztikai vizsgálatát pedig a SYN-TAX III.

(Podani 1988) programcsomaggal végeztük. A vizsgálatok során a gyepszint százalékos borítási értékekből a fajok arányára érzékeny Bray-Curtis-féle indexet (UPGMA algoritmus), a bináris adatokból Sorensen-féle hasonlósági indexet (UPGMA algoritmus) számoltunk (Podani 1997).

A klaszteranalízis által kapott csoportokat a csoportokban lévő növényfajok cönológiai preferenciája – az egyes cönológiai csoportban lévő fajok számának, illetve borítási értékeinek aránya – alapján hasonlítottuk össze.

Eredmények

A pannongyík intenzív kutatása során egy archív adatot sikerült igazolni a jósvafői Nagy-oldalon. A korábbi előfordulási helyek közül az Alsó-hegyről, az aggteleki Baradla-tetőről, a bódvarákói Esztramosról és az aggteleki Magas-hegyről az állat nem került elő. Ugyanakkor 4 új előfordulást regisztráltunk (Jósvafő községhatárban a Babot-kúti-oldalon, a Holt-kút-tetőn, a Vadalmáson és az Aggtelek községhatárba eső Kerek-Gárdony-tetőn). Ezzel a pannongyíkról rendelkezésre álló adatok számát az Aggteleki-karszt területén sikerült megduplázni.



2. ábra. A Sorensen index alapján elkülönülő csoportok. A pannongyík előfordulási helyei bekeretezve.

A jelenlét-hiány adatokat figyelembe vevő Sorensen-index alapján elkülönített mintaterületek első csoportjában sem recens, sem archív adat nincs, második csoportjában a pannongyík előfordulások 80%-a az utolsó csoportban 20%-a szerepel (2. ábra).

Az első csoportba került mintanégyzetek (1, 2, 7, 3) növényzetében a szubkontinentális száraz gyepek (*Festucetalia valesiaca*) fajai 55%-os arányban vannak jelen. Nagy hangsúlyt kapnak a (24%) szubmediterrán és szubkontinentális xerotherm erdők (*Quercetalia pubescentis*) fajai, valamint jelentős (11%) a magasfüvű rétek és kaszálók (*Molinio-Arrhenatheretea*) fajainak részesedése és mindez igen alacsony (5%) sziklagyepfaj (*Stipo-Festucetalia*) aránnyal párosul. Ide került az összes jósvafői szőlő-hegyi felvétel és a Baradla-elején lévő mintaterület.

A második csoportban a legfeltűnőbb a szubkontinentális száraz gyepek elemeinek rendkívül magas részesedése (76%). A sziklagyepi fajok aránya 7%, ugyanakkor a xerotherm erdei fajok borítása az előző klaszterben tapasztalható borítás harmada (9%). A mezofil rétek növényei alig, csupán 2%-os részesedéssel jelennek meg.

A jelentős pannongyík előfordulási arány miatt ezt a klasztert részletesen vizsgáltuk.

Az első alcsoportban az esztramosi illetve a két Pánc-oldali *Campanulo divergentiformis-Festucetum pallentis* társulás felvételei szerepelnek (4, 9, 10). A gyíknak az Esztramosról csak irodalmi adata ismert. Mindhárom helyszínen magas a sziklagyepi fajok, illetve a nyílt felszínek aránya. Fajkészetüket tekintve igen is hasonlóak, ám a két Pánc-oldali és az esztramosi felvétel között két lényeges különbség adódik. Míg az Esztramoson jelentős borítást ér el (30%) a csomós növekedésű (*Carex montana*), addig ez a faj a másik két helyszínen nem található meg. A Pánc-oldalon egyáltalán nem találni sem *Festuca*, sem *Carex* vagy *Stipa* fajok alkotta kiterjedt csomókat, ezen egyszikűek összes borítása egyik helyszínen sem éri el a 10%-ot (9: 1%; 10: 9%). Ugyanakkor a Pánc-oldalt korábban legették, amiről a szintén csomós növekedésű *Bothriochloa ischaemum* árulkodik.

A következő alcsoport mind a négy tagjában előfordult a pannongyík, a három recens (13, 18, 16) mellett egy archív adattal (12). A csomós növekedésű, kiterjedt párnákat alkotó egyszikű fajok jelentős borítással, 30–40%-os értékkel vannak jelen és mind a négy felvételben előfordul korábbi legettetést jelző *Bothriochloa ischaemum*.

A 11-es számú alsó-hegyi felvételtől a csomós növekedésű füvek közül, csak a *Bothriochloa ischaemum* fordul elő 5%-nyi borítással, innen a gyíkfajnak csak irodalmi adata van. A Holt-kút-tetőn (17) a *Festuca rupicola* és a *Bothriochloa*

ischaemum együttes borítása 50%. Erről a lokalitásról egy másik mintanégyzetből elő is került a pannongyík.

Az utolsó alcsoportban mind a Baradla-tetőn (8), mind a Vadalmáson (14, 15) igen jelentős, 50% körüli a *Carex*, *Festuca*, és *Stipa* fajok, valamint a *Bothriochloa ischaemum* együttes borítása. Mindhárom mintaterületen irodalmi, vagy recens adattal megjelenik a pannongyík is.

A klaszteranalízis harmadik nagy csoportjában lévő négy mintanégyzetből kettőben regisztráltuk a gyík előfordulást.

A három Nagy-oldali felvételtől kettő gyeppen egy pedig bokorerdőben készült, hiszen maga a vizsgált élőhely is mozaikos megjelenésű. Az 5. számú mintaterületet a *Sesleria heufleriana* magas aránya különíti el a többi felvételtől. A csomós növekedésű egyszikűek aránya az 5. számú felvételen a növényzet egynegyede, míg a 6. számú mintanégyzetben 67%-os borítást ér el. A pannongyík is ez utóbiban fordul elő.

A *Ceraso mahaleb–Quercetum pubescentis* társulásban készült a Szelce-oldali 19-es, illetve a nagy-oldali 20-as minta. A gyepszint összehasonlításakor kitűnik, hogy a záródás igen magas, összetételét tekintve pedig – különösen a Szelce-oldalon – a csomós egyszikűek uralkodnak (75%, 44%). Ezt a magas arányt mindkét esetben a *Festuca rupicola*, valamint a Szelce-oldalon a *Carex humilis*, míg a Nagy-oldalon a *Carex montana* adja. A 19-es mintában találtunk is pannongyíkot.

A csoport növényzetének borítási értékei némileg hasonlítanak az első csoport értékeire, azzal a különbséggel, hogy itt lényegesen magasabb a sziklagyepi fajok aránya (9%).

Az egyes nagy csoportokban a négy legjelentősebb cönoszisztematikai csoport aránya a bináris értéket figyelembe véve (*Festucetalia valesiaca*: *Quercetum pubescentis*: *Molinio–Arrhenatheretea*: *Stipo–Festucetalia*) az alábbi: 1. klaszter: 11:5:2:1; 2. klaszter: 15:2:0,5:1,5; 3. klaszter: 11:4,5:1:2. (1. táblázat).

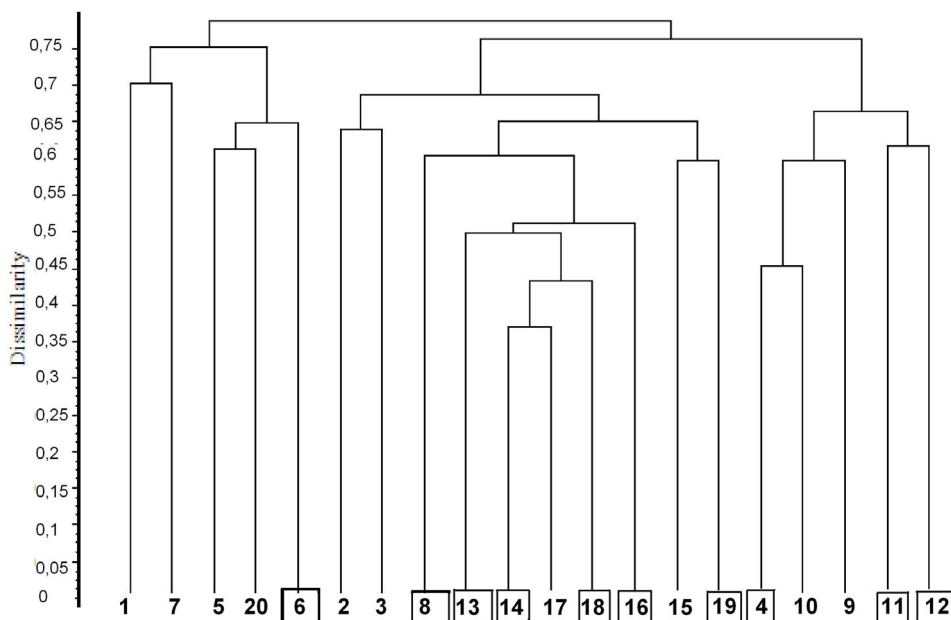
1. táblázat. A három klaszter összevetése a négy legnagyobb borítási értéket elért cönoszisztematikai csoport alapján.

Cönológiai fajcsoport	Csoportrészesedés %-ban		
	Cluster 1	Cluster 2	Cluster 3
<i>Festucetalia valesiaca</i>	55	76	54
<i>Quercetum pubescentis</i>	24	9	23
<i>Molinio–Arrhenatheretea</i>	11	2	5
<i>Stipo–Festucetalia</i>	5	7	9

A középső klaszterben tehát a legmagasabb a *Festucetalia valesiaca* cönoszisztematikai csoportba tartozó növények aránya, míg a *Quercetea pubescentis* és a *Molinio–Arrhenatheretea* csoportba tartozó növények aránya a legalacsonyabb.

Ugyancsak jól érzékelhető az első és az utolsó klaszter közötti különbség, amely a sziklagyepi fajok és a mezofil kaszálóréti fajok arányában mutatkozik meg.

A cönológiai felvételeken a borítási adatokra érzékeny Bray-Curtis féle indexszámítást is elvégeztük, annak megállapítására, hogy csak a fajösszetétel vagy az egyes fajok borítása is befolyásolja-e a pannongyík előfordulását. (3. ábra).



3. ábra. A Bray-Curtis indexek alapján elkülönülő csoportok. A pannongyík előfordulási helyei bekeretezve.

Az eredmények alapján készített klaszteranalízis során a mintavételi területek 3 nagy csoportra oszthatók.

Ha az így kapott adatokat összevetjük a pannongyík előfordulási adatokkal, láthatjuk, hogy az első csoportba sorolt négyzetek közül csak egyben (6), a középső csoportba került helyszínek közül ötben (13, 14, 16, 18 és 19) előfordul, egyben pedig előfordult (8) a pannongyík. A harmadik csoportban háromban irodalmi, de általunk meg nem erősített adata van (4, 11, 12).

A klaszteranalízis által elkülönített első nagy csoport (1, 7, 5, 20, 6) is két részre tagolható (1, 7 és 5, 20, 6).

Az első csoport egy jósvafői szőlő-hegyi felvételt, valamint az aggteleki Baradla-eleje dűlőben készült felvételt tartalmaz. Jellemzőjük, hogy a mezofil rétek fajainak magas aránya mellett (11 %), igen nagy számban szerepelnek az erdőszyep-fajok (12 %), a sziklagyepi elemek pedig teljesen hiányoznak.

Az első csoport második részében (5, 20, 6) főleg az erdösszyep fajok nagy száma feltűnő (*Buglossoides purpureocaerulea*, *Campanula bononiensis*, *Carex michelii*, *Geranium sanguineum*, *Vincetoxicum hirundinaria*, stb.), amely ugyanakkor – különösen a Nagy-oldalon (5) – a sziklagyepi fajok (*Sesleria heufleriana*, *Onosma visiani*, *Chamaecytisus ciliatus*, *Melica ciliata*) jelentős arányával párosul. Mindhárom mintanegyzetben jelentős a csomós egyszikűek borítása, de a legmagasabb értékkel (70 %) a 6. számú felvétel (Nagy-oldal) rendelkezik, ahol a pannongyík jelenléte is bizonyítottá vált.

A középső csoportban találtuk a legtöbb recens gyíkelőfordulást (13, 14, 18, 16, 19).

A jósvafői Szőlő-hegyen készült felvételekben (2, 3) a mezofil rétek (*Dactylis glomerata*, *Genista tinctoria*, *Knautia arvensis*) fajainak jelenléte mellett, igen nagy számban szerepelnek az erdőszyep-fajok (*Brachypodium pinnatum*, *Carex michelii*, *Peucedanum cervaria*, *Peucedanum alsaticum*, stb.), a sziklagyepi elemek pedig teljesen hiányoznak. Itt olyan, másodlagosan létrejött, évenkénti kaszálással fenntartott élőhelyről van szó, amelyben a magas kétszikű borítási arány mellett hangsúlyos szerepet kapnak a magas termetű, széles levelű szálfűvek is és csak kis részarányban jellemzőek az alacsony termetű, csomós növekedésű egyszikűek.

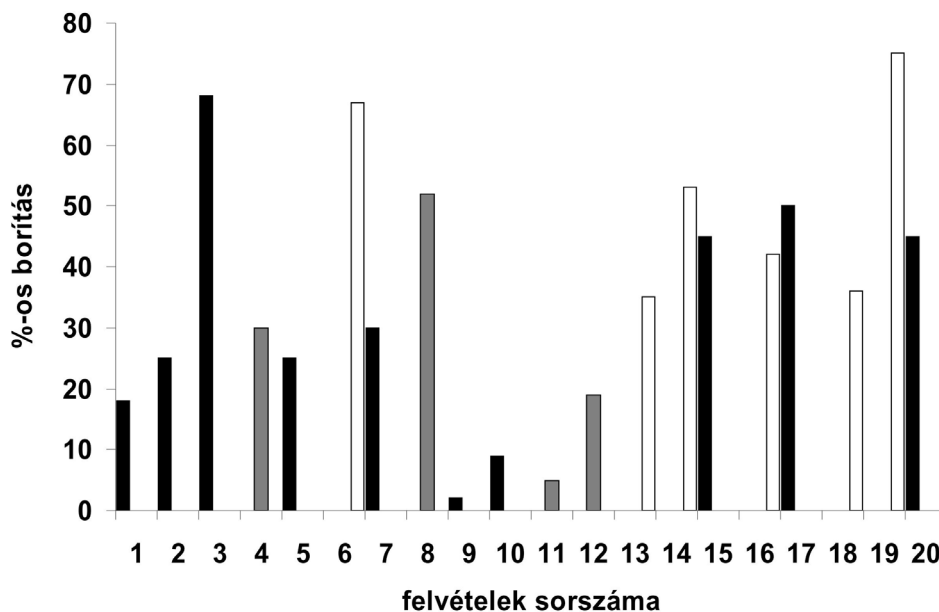
A klaszteranalízis szerinti középső csoport második – legnagyobb – egységében (8, 13, 14, 17, 18, 16) található a pannongyík előfordulások fele, a recens előfordulási adatok kétharmada. Itt a csoport többi tagjától eltérően, néhol jelentős, akár 20 %-ot is meghaladó borításban van jelen a *Bothriochloa ischaemum*. E faj jelenléte korábbi bolygatást, elsősorban legeltetést jelez (Illyés & Bölöni 2007). A másik jelentős különbség a sziklagyepi fajok (*Chamaecytisus ciliatus*, *Festuca pallens*, *Jovibarba globifera subsp. hirta*, *Melica ciliata*, *Poa badensis*, stb.) arányának megnövekedése (10%).

A klaszteranalízis szerinti középső csoport, harmadik blokkjában (15, 19) egy recens pannongyík előfordulás van (19). Gyepszintjében – különösen a Szelce-oldalon (19) – kitűnik az erdőszyep fajok magas aránya, melyek ugyanakkor

alacsony borítási értékkel jelennek meg. Mindkét mintaterületen magas borítási értékekkel szerepel a *Carex humilis* és a *Festuca rupicola*. Ennek a két fajnak az összaránya a Szelce-oldalon eléri a 80%-ot. A sziklagyepi fajok részesedése viszont nem jelentős (1,5%).

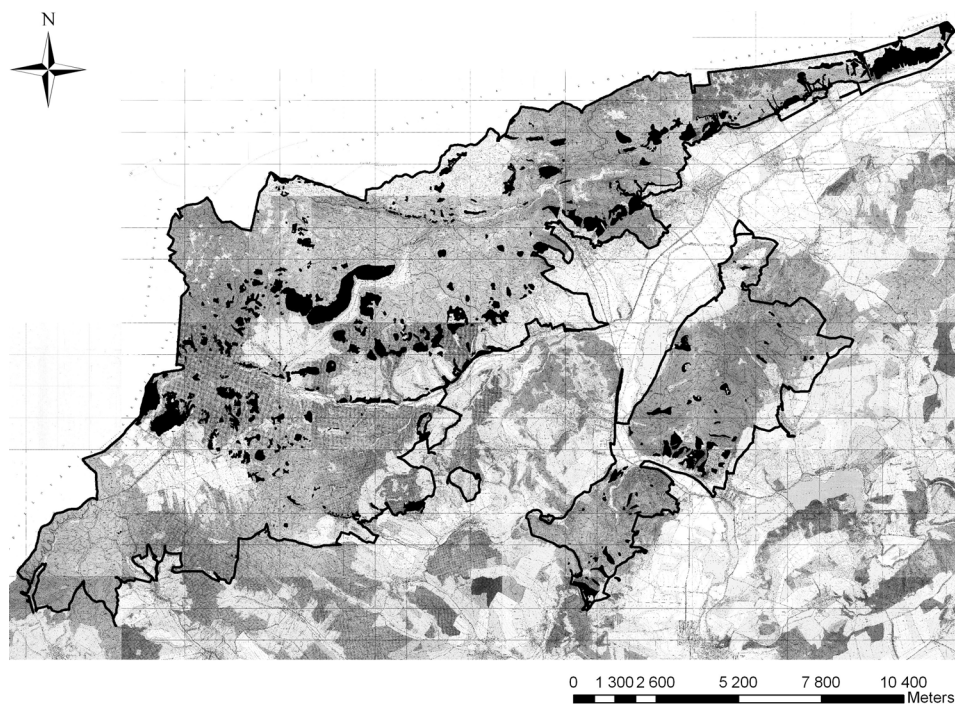
Az utolsó csoport tagjai (4, 10, 9, 11, 12), amelyek határozottan elválnak a klaszter-analízis alapján, egységesen a kárpáti mészkősziklagyep társulásba tartoznak. Az 5 helyszínből 3 helyszínen korábban előfordult a pannongyík, de ezeken a helyszíneken az állatot nem sikerült megfigyelni és az adatokat megerősíteni.

Összehasonlítottuk a csomós növekedésű fűfajok összborítását az egyes négyzetekben a pannongyík előfordulással (4. ábra) és azt tapasztaltuk, hogy az általunk vizsgált területen a pannongyík minden recens előfordulási adata olyan élőhelyekről származik, ahol ezek a növények legalább 35%-os borítást érnek el, míg az irodalmi adatoknál ez az arány közel 50%. A növényfajokat is figyelembe véve kiderült, hogy maga a növényfaj a gyík számára közömbös, csupán a növekedési típus számít.



4. ábra. Csomós növekedésű egyszikűek borítása a mintanégyzetekben a pannongyík előfordulásokkal. (Jelkulcs: ■ = nincs adat, ▒ = archiv adat, □ = recens adat.)

A növényzeti preferencia eredményeinek ismeretében az Aggteleki Nemzeti Park területére elkészítettük a pannongyík potenciális elterjedési térképét. (5. ábra).



5. ábra. A pannongyík potenciális elterjedési területe az Aggteleki Nemzeti Parkban.

Értékelés

Az Aggteleki-karszton a pannongyík olyan déli, délnyugati kitétségű, meredek lejtőkön létrejött lejtősztyeppéken vagy bokorerdő-lejtősztyeppréti élőhelykomplexumokban fordul elő, ahol a növényzetben jelentős túlsúllyal, 70–75%-os részesedéssel vannak jelen a szubkontinentális száraz gyepek (*Festucetalia valesiaca*) képviselői, ugyanakkor alacsony a mezofil magasfüvű réteg és kaszálók (*Molinio-Arrhenatheretea*) növényeinek aránya. A szubmediterrán és szubkontinentális xerotherm erdők (*Quercetalia pubescentis*) fajainak aránya nem éri el a 10%-ot, míg a sziklagyepek növényei (*Campanula sibirica subsp. divergentiformis*, *Iris pumila*, *Melica ciliata*, *Sempervivum marmoreum*) az élőhelyeken még viszonylag magas – 5–10%-os – arányban megtalálhatók. Olyan élőhelyek ezek tehát, amelyek a szukcessziós sorban átmenetet képeznek a sziklagyepek és a lejtősztyepprétek

között. Még sok sziklagyepi tulajdonsággal rendelkeznek, ám záródásuk már előrehaladott (60–70%).

Feltételeztük, hogy összefüggés lehet a növényzet összetétele és a pannongyík előfordulása között. Eredményeink szerint a pannongyík számára fontos a bűvőhelyül szolgáló csomós növekedésű egyszikűek (*Carex*, *Festuca*, *Bothriochloa ischaemum*, *Stipa* spp.) kiterjedt párnáinak jelenléte a vegetációban.

A területre vonatkozó tájtörténeti kutatások (Nagy 2008) és saját tapasztalataink szerint az élőhelyek fenntartásában, a mozaikosság kialakításában és a szukcesszió megakadályozásában nagy szerepe lehet a legeltetésnek is. Sok helyen a legeltetés emlékét őrzi a fenyérfű kiterjedt állománya is.

A vegetáció ismeretében, a cönológiai eredményeket felhasználva elkészített potenciális elterjedési térkép jó alapot szolgáltat a további kutatások, és a megőrzésre irányuló kezelések tervezéséhez.

A pannongyík megőrzése szempontjából elsőrendű feladat az élőhelyeinek fenntartása, valamint olyan típusú kezelés kidolgozása, amely lehetővé teszi a sziklagyep-sztyepprét-bokorerdő élőhelykomplexek megőrzését. A pannongyík számára alkalmas élőhelyek megóvása abban az esetben is rendkívül fontos, ha az állat az adott élőhelyről nem került elő, hiszen ezek a gyepek a legtöbb esetben magas természeti értéket képviselnek. A meredek lejtőkön létrejött sziklagyep-sztyepprét-bokorerdő élőhelykomplexek hazánk legdiverzebb élőhelyei, amelyek a pannongyíkon kívül is számos védett, fokozottan védett vagy ritka élőlénynek adnak otthont és az itt található endemizmusok, reliktumok magas száma is indokolja oltalmukat.

Köszönetnyilvánítás – Köszönjük a lektoroknak a kézirat alapos átnézését és javaslatait, az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóságnak, hogy a kutatáshoz szükséges feltételeket biztosította, valamint Huber Attilának és B. Szűts Fanninak az angol összefoglaló lefordításáért.

Irodalomjegyzék

- Borhidi, A. (2003): *Magyarország növénytársulásai*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 610 p.
- Gocmen, B., Kumlutas, Y. & Tosunoglu, M. (1996): A New Subspecies, *Ablepharus kitaibeli* (Bibron & Borry, 1833) *budaki* n. ssp. (Sauria: Scincidae) From the Turkish Republic of Northern Cyprus. – *Turkish Journal of Zoology* **20**: 397–405.
- Harmos, K. & Herczeg, G. (2003): A pannongyík elterjedése és természetvédelmi helyzete a Központi-Cserhátban és környékén. – *Folio Historico Naturalia Musei Matraensis* **27**: 349–357.

- Herczeg, G. & Korsós, Z. (2003): Az interspecifikus kompetíció hatása a pannonyikra (*Ablepharus kitaibelii fitzingeri*) egy antropogén hatásoknak kitett élőhelyen. – *Állattani Közlemények* **88**: 73–84.
- Herczeg, G., Tóth, T., Kovács, T., Korsós, Z. & Török, J. (2004): Distribution of *Ablepharus kitaibelii fitzingeri* Mertens, 1952 (Squamata: Scincidae) in Hungary – *Russian Journal of Herpetology* **11**: 99–105.
- Herczeg, G., Kovács, T., Korsós, Z. & Török, J. (2007a): Microhabitat use, seasonal activity and diet of the snake-eyed skink (*Ablepharus kitaibelii fitzingeri*) in comparison with sympatric lacertids in Hungary – *Biologia*. **62**:482–487.
- Herczeg, G., Török, J. & Korsós Z. (2007b): Size-dependent heating rates determine the spatial and temporal distribution of small-bodied lizards. – *Amphibia–Reptilia* **28**. 347–356.
- Horváth, F., Dobolyi, Z. K., Morschhauser, T., Lökös, L., Karas, L. & Szerdahelyi, T. (1995): *Flóra adatbázis 1.2.* – MTA ÖBKI, Vácrátót, 267 p.
- Illyés, E. & Bölöni, J. (2007): *Lejtősztyepek, löszgyepek és erdőssztyepprétek Magyarországon.* – MTA ÖBKI, Vácrátót-Budapest 236 p.
- Király, G. (szerk) (2009): *Új magyar fűvészkönyv.* – Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalfő, 616 p.
- Korsós, Z. (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer VIII, Kétlélűek és Hüllők.* – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. 44 p.
- Korsós, Z., Csekés, Z. & Takács, E. (2008): New locality records of *Ablepharus kitaibelii fitzingeri* Mertens 1952 from the area surrounding the river Ipel', in Slovakia and adjacent Hungary. – *North-Western Journal of Zoology* **4**: 125–128.
- Kovács, T. (2011): *Herpetológiai felmérés a Nyárlőrinci-erdőben.* – Kutatási jelentés, KNPI, 6 p.
- Mertens, R. (1952): Über den Glattechsen-Namen *Ablepharus pannonicus*. – *Zoologischer Anzeiger*, Leipzig 149: 48–50.
- Nagy, D. (2008): *A Gömör-Tornai-karszt történeti felszínborítása.* – ANP Füzetek 5. 107 p.
- Podani, J. (1997): *Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeldtárás rejtelmeibe.* – Scientia Kiadó, Budapest, 412 p.
- Podani, J. (1988): SYN-TAX III. User's Manual. – *Abstracta Botanica* **12**: 1–183.
- Poulakakis, N., Lymberakis, P., Tsigenopoulou, C.S., Magoulasc, A. & Mylonasa, M. (2005): Phylogenetic relationships and evolutionary history of snake-eyed skink *Ablepharus kitaibelii* (Sauria: Scincidae). – *Molecular Phylogenetics and Evolution* **34**: 245–256.
- Rakonczay, Z. (szerk.) (1989): *Vörös Könyv. A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajok.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 360 p.
- Szövényi, G. & Jelić, D. (2011): Distribution and conservation status of Snake eyed skink (*Ablepharus kitaibelii* Bibron & Bory, 1833) in Croatia. – *NW Journal of Zoology* **7**: 20–25
- Vojtkó, A. (2001): *Kutatási jelentés az ANP I : 10 000-es méretarányú vegetációtérképezése című kutatási témában.* – Kézirat, ANPI Jósvalfő.

Habitat selection of the *Ablepharus kitaibelii fitzingeri* Mertens, 1952 in the Aggtelek-Karst Area

Attila Drozd¹ and Tünde Farkas¹

¹*Aggtelek National Park Directory
H-3758 Jósvafő, Tengersizem oldal 1, Hungary
e-mail: attila.drozd@gmail.com*

The snake-eyed skink (*Ablepharus kitaibelii fitzingeri*) is one of the rarest and least known lizard species in Hungary, therefore few information is available on its ecological demands, moreover on its Hungarian spread, basing only on partial and estimated data. However, for the conservation of this species, it is of importance to get to know its exact Hungarian spread and habitats. We find new occurrences of this species in the Aggtelek-karst, drew a theoretical area map of the snake-eyed skink and focused on the question, if there is a correlation between the occurrence of the skink and the vegetation of its habitat. Coenological relevés were taken in 20 areas twice a year in 2008 and 2009, and also the presence-absence of snake-eyed skink were registered. According to the statistical analysis of the coenological relevés, the snake-eyed skink occurred mostly in habitats, where the former land use (e.g. grazing) stopped, or, by trampling of grazing animals, reversed the succession process going from the open rocky grassland to the closed rocky grassland, than to the slope steppe and shrub forest complex. On the other hand, the monocotyledonous plants growing in knots play also an important role in the habitat choice of the snake-eyed skink, since its recent occurrences come from habitats, where these plants reach at least 35% cover.

Keywords: *Ablepharus kitaibelii fitzingeri*, habitat search, theoretical area, the monocotyledonous plants growing in knots

Tájszintű és növényzeti változók hatása szántók és gyepek pollinátor közösségeire

Szirák Ádám¹, Kovács-Hostyánszki Anikó², Földesi Rita²,
Mózes Edina¹ és Báldi András²

¹ ELTE TTK, Biológiai Intézet,

1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C

² MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet,

„Lendület” Ökoszisztéma Szolgáltatás Kutatócsoport

2163 Vácrátót, Alkotmány út 2–4.

e-mail: szirakadam@gmail.com

Összefoglaló: Az ökoszisztéma kutatások egyik fontos területe az állatok általi növényi beporzás (pollináció) mint szabályozó szolgáltatás. A mezőgazdasági művelés miatt rohamosan elszegényedő pollinátor (elsősorban méh- és zengőlégy) közösségek vizsgálata ezért kiemelten fontos. Kutatásunkban különböző táji és növényzeti változók hatását vizsgáltuk szántók és gyepek pollinátor közösségeire erdélyi mintaterületeken, május-július hónapokban (2012). Az észlelt pollinátor csoportok egyedszámát a topográfiai komplexitás, területi heterogenitás és fás borítottság mint környezeti, és a virágos növények fajszáma, valamint a virágszám mint növényzeti változók függvényében, általános lineáris kevert modellekkel elemeztük. Gyepeken több vadméhet és lepkét, míg a szántókon több poszméhet és zengőlegyet figyeltünk meg. Nagyobb fás borítottságú területeken nagyobb lepkeabundanciát tapasztaltunk. Alacsonyabb topográfiai komplexitású területeken szignifikánsan magasabb volt az észlelt lepkék egyedszáma, míg a területi heterogenitás nem okozott szignifikáns eltérést. A parlagokon a legtöbb pollinátor csoport abundanciája magas volt, míg a tarlókön a többi kultúrához képest alacsony. Eredményeink rámutatnak a táji környezet és a területek virágos flórájának együttes fontosságára a pollinátorok élőhely használatában.

Kulcsszavak: lepke, ökoszisztéma szolgáltatás, pollináció, táji heterogenitás, topográfia, vadméh, zengőlégy

Bevezetés

Az elmúlt években egyre nagyobb hangsúlyt kapott az ökológiai kutatásokban az a szemlélet, mely szerint az ember által felhasznált természeti javakat, szolgáltatásokat mérhetővé, pénzben kifejezhetővé tegyük, így illesztve be a természetvédelem ügyét elanyagiasodott világunkba (Balvanera *et al.* 2006, Gallai *et al.* 2009, Báldi 2011). A természet számos ponton járul hozzá az emberi jólét biztosításához, mely közvetve vagy közvetlenül felhasznált javakat összefoglalóan ökoszisztéma

szolgáltatásoknak nevezzük (Norberg 1999, Millennium Ecosystem Assessment 2005). Az ökoszisztéma szolgáltatásokat újabban három nagy kategóriába sorolják: ellátó, szabályozó és fenntartó, illetve kulturális szolgáltatások (Haines-Young & Potschin 2013). Kutatásunkban az egyik legfontosabb szabályozó szolgáltatással, a növények állatok általi megporzásával, a pollinációval foglalkozunk.

A zárwatermő növények több, mint 87%-nak – köztük sok mezőgazdasági kultúrnövény szaporodásának – is szüksége van valamilyen szinten állatok közreműködésére (Ollerton *et al.* 2011). Eddig kevés olyan átfogó vizsgálat született, ami globálisan vizsgálta a pollináció gazdaságilag fontos növényeinkre gyakorolt hatásait. Klein és munkatársainak (2007) tanulmánya szerint a globálisan legalább évi 4 millió tonna produkciójú mezőgazdasági terményeink mintegy 70%-ának termésátlagát jelentősen befolyásolja a pollinátorok jelenléte. A FAO 2004-es adatai alapján (FAOSTAT 2005) legfontosabb termesztett élelmisznövényeink közül 13 számára elengedhetetlen, és további 30 számára kiemelkedően fontosak a beporzó szervezetek. Ennek fényében tehát könnyű belátni, hogy a beporzó állatok eltűnése, illetve számuk csökkenése és így az általuk végzett beporzó folyamatok sérülése komoly gazdasági károkat okozhat (Gallai *et al.* 2009).

Napjaink egyik legnagyobb gazdasági kihívása és a földi ökoszisztémákat fenyegető egyik fontos probléma a Föld növekvő népességének élelmiszer ellátása. A növekvő igény kielégítésére a mezőgazdaság is fokozódó termelési intenzitással igyekszik reagálni, ami táji és helyi léptékben is jelentős hatással van a természetes élőhelyekre (Tilman *et al.* 2002). Az újabb és újabb területek művelésbe vonása, a monokultúras gazdálkodás, valamint a fokozott vegyszer és műtrágya felhasználás következtében rohamosan csökken a növény és ezzel együtt a pollinátor diverzitás, ami a megporzás mint ökoszisztéma szolgáltatás jelentős károsodását eredményezi (Garibaldi *et al.* 2013).

Adott területen, egy közösség funkcionális diverzitásának a mértékét több tényező is befolyásolhatja. Táji léptékben a területek topográfiai komplexitása, így domborzati viszonyai, kiettsége, az élőhelyek változatossága, természetes és féltermészetes élőhelyek aránya, szűkebb térbeli léptékben az élőhelyek heterogenitása, mozaikossága, fás vegetációval való borítottsága, az egyes élőhelyek vegetációja, így a virágzó növényfajok diverzitása és borítása hatnak a pollinátor közösségekre (Steffan-Dewenter *et al.* 2002, Kleijn & van Langevelde 2006, Ebeling *et al.* 2008, Carre *et al.* 2009, Fründ *et al.* 2010). A közösségeket alkotó csoportok közül a mérsékelt övi éghajlaton kiemelkedő jelentőséggel bírnak a vadméhek (Apoidea), a zengőlegyek (Syrphidae), illetve a lepkék (Lepidoptera).

Kutatásunkban különböző táji, illetve lokális szintű környezeti változókat, valamint a növényzet faji összetételét és ugyanott a pollinátor közösségek szerkezetét vizsgáltuk. Hipotéziseink szerint (i) a magasabb topográfiai komplexitású, mezőgazdasági művelésbe kevésbé bevont élőhelyek fajokban és egyedekben gazdagabb növény- és pollinátor közösségekkel bírnak, mint a nyíltabb, szántóföldek által dominált régiók; továbbá a topográfiaileg komplexebb régiókban kisebb a különbség szántók és gyepek pollinátor egyedszámában, mint az intenzívebb, táji szinten kevesebb forrást nyújtó alacsonyabb topográfiájú régiókban; (ii) a féltermészetes gyepek, kaszálók több növényfajt tartalmaznak és több pollinátort tudnak eltartani, mint a szántóföldi monokultúrák, valamint a homogén tájban a virágzó növényfajokban gazdagabb élőhelyek attraktívabbak a beporzó rovarok számára, így ott magasabb egyedszámok várhatók; (iii) az egymást követő hónapokban a növényfajok és a pollinátorok számának változása várható.

Módszerek

Mintavételi területek

Vizsgálatunkat az Erdélyi medencében végeztük 2012-ben, Segesvár 50 kilométeres körzetében lévő falvak körül. Nyolc alacsony és 11 magas topográfiai komplexitású falut választottunk (1. függelék az Online Függelékben [OF]). Az osztályozásnál a domborzati magasság szórása, az erdő- és szántóterületek nagysága, aránya volt a fő szempont. A magas komplexitással rendelkező területek változatos domborzatúak, jellemzőek a kiterjedt erdőségek és a kevés művelés alá vont terület. Ezzel szemben az alacsony topográfiai komplexitású falvak sík területen fekszenek, kiterjedtebbek a szántóföldek, és kisebb az erdőborítás (Dorresteijn *et al.* 2013). Az egyes falvak körül 3–5 mintavételi területet jelöltünk ki, átlagosan két szántót és két gyepet falvanként (összesen 76 mintaterület, ebből 38 szántó és 38 gyep). A mintavételi területek művelési ág szerinti kategorizálását két lépésben értelmeztük. Durvább felbontásban szántókat és féltermészetes gyepeket különítettünk el, majd finomabb léptékű hatásvizsgálat céljából összesen nyolc mezőgazdasági kultúra típust különböztettünk meg: cserjés legelő (n = 7), legelő (marha- és birkalegelők, n = 24), kaszálórét (n = 10), parlag (ide sorolva az előző évről maradt, beszántatlan kukoricatarlókat is, n = 4), lucerna (n = 15), gabona (árpa és búza, n = 8), kukorica (n = 8) és a lekaszált/learatott területek (eredeti kultúrától függetlenül, n = 14). A mintavételi területek száma (76) és a mezőgazdasági kultúra szerinti bontás ($\Sigma n = 90$) közötti eltérés abból adódik, hogy a lekaszált/learatott területek eredeti

vegetációtól függően más kategóriákba is beletartoznak a különböző mintavételi időpontokban.

Minden területet két, háromértékű intervallum skálán értelmezett környezeti változóval jellemeztünk, melyek közül az első a terület heterogenitását mutatta meg. Egyes értéket kaptak az alsó (alacsony), kettőt a közepeső (köztes), hármast a felső kvantilisbe tartozó területek (magas heterogenitás, 2. függelék az Online Függelékben [OF]). Hasonlóképpen értelmezett a fás borítottság értéke is ugyanazon a területegységen nézve (Dorresteijn *et al.* 2013). A mintavételi területek határait a területet jelölő GPS koordinátától számított 100 m-es sugarú kör jelölte ki.

Mintavétel

Pollinátor mintavétel

A mintavételre három kéthetes periódusban került sor 2012 május második, június első és július második felében, lefedve ezzel a kétszikű növények virágzási időszakának jelentős részét. A viráglátogató rovarok vizsgálata transzekt menti egyeléses mintavétellel történt. A területeinken két, 100 m hosszú jobbra-balra 2 m széles transzektet jelöltünk ki úgy, hogy azok a lehető legjobban reprezentálják a terület adottságait, párhuzamosan futva, legalább 50 méter távolságban egymástól és legalább 20 méterre a szegélytől. A két transzekten a két mérőpáros a megfogott pollinátorok hálóból való kivételét és egyéni mintatartó fiolába való helyezésének kezelési idejét nem számítva párhuzamosan, egyénileg mérve nettó 20 percen keresztül, a transzekt mentén egy irányba haladva végezte a mintavételt, melynek során az észlelt vad- és házi méhek (*Apis mellifera* L. 1758), illetve zengőlegyek kerültek megfogásra. Feljegyeztük a területen észlelt nappali lepkéket is, de azokat nem fogtuk meg. A mintavételt kizárólag a pollinátor aktivitás számára megfelelő időjárási körülmények között végeztük (napsütés, gyenge szél, minimum 20 °C). A mintavételt úgy időzítettük az egyes peridusokban, hogy lehetőség szerint mindegyik területről legyen délelőtti és délutáni időszakban is adatunk, kontrolálva ezzel az egyes pollinátorok potenciális napszak preferenciáját.

A pollinátorokat funkcionális, és morfológiai alapon négy kategóriába soroltuk: poszméhek (*Bombus* spp.), egyéb vadméhek (innentől vadméhek), zengőlegyek, lepkék. A házi méhet külön kategóriába sorolva tárgyaltuk, de jelenlétének az embertől való erős függése miatt az elemzésben nem szerepelnek. A poszméhek általában nagyobb testméretűek, hosszú nyelvűek, így más virágokat preferálnak és terjedési képességük is nagyobb, ezáltal jelentősen különböznek

a többi, rendszerint magányosan fészkelő (szoliter) vadméh fajtól (Greenleaf *et al.* 2007). A vadméhek közé soroltunk a poszméheken kívül minden más méhet. A zengőlegyek és a lepkék különválasztását taxonómiai és morfológiai különbségük tette indokolttá.

Botanikai mintavétel

A pollinátor mintavétellel egyidejűleg minden egyes transzekten botanikai mintavételre is sor került. A transzekt mentén 10 méterenként egy 1 m²-es kvadrátban faji szinten rögzítettük a rovarok számára a pollen- és nektárforrásul szolgáló virágzó növényeket és nyíló virágaik számát. A növényzet átlagmagasságát és az átlagos növényzeti borítást az adott szántóra vagy gyepre vonatkoztatva becsültük.

A virágzó növények fajszáma és az átlagos virágszámra a mezőgazdasági művelési ág és a kultúra típusa szignifikáns hatással volt. Mindkettő minden esetben a szántókon volt alacsonyabb a gyepekhez képest. A három mintavételezési időszaknál a növények fajszáma és a virágszám között is szignifikáns eltérés mutatkozott. Mindkét esetben magasabb értékek jelentkeztek júniusban és júliusban, mint májusban. Ezen eredmények részletes kifejtését Mózes Edina OTDK dolgozata (2013) tartalmazza.

Statisztikai elemzés

Az egyes pollinátor funkcionális csoportok egyedszámának a környezeti változók függvényében való változását általános lineáris kevert modellekkel vizsgáltuk. Függő változónak tekintettük az egyes transzekteken észlelt pollinátor csoportok (poszméhek, egyéb vadméhek, zengőlegyek, lepkék) egyedszámát az egyes mintavételi periódusokban. Magyarázó változóink közül a topográfiai komp-

1. táblázat. Az elemzéshez használt általános lineáris kevert modellek építésénél, a pollinátor csoportok abundanciájának változásainak vizsgálatakor alkalmazott magyarázó változók és random faktorok.

	Magyarázó változók	Random faktorok
1. Modell	topográfia, művelési ág, területi heterogenitás, fás borítottság	periódus, falu, terület
2. Modell	mezőgazdasági kultúra	periódus, falu, terület
3. Modell	mintavételi periódus	falu, terület
4. Modell	növény fajsám	periódus, falu, terület
5. Modell	átlagos virágszám	periódus, falu, terület

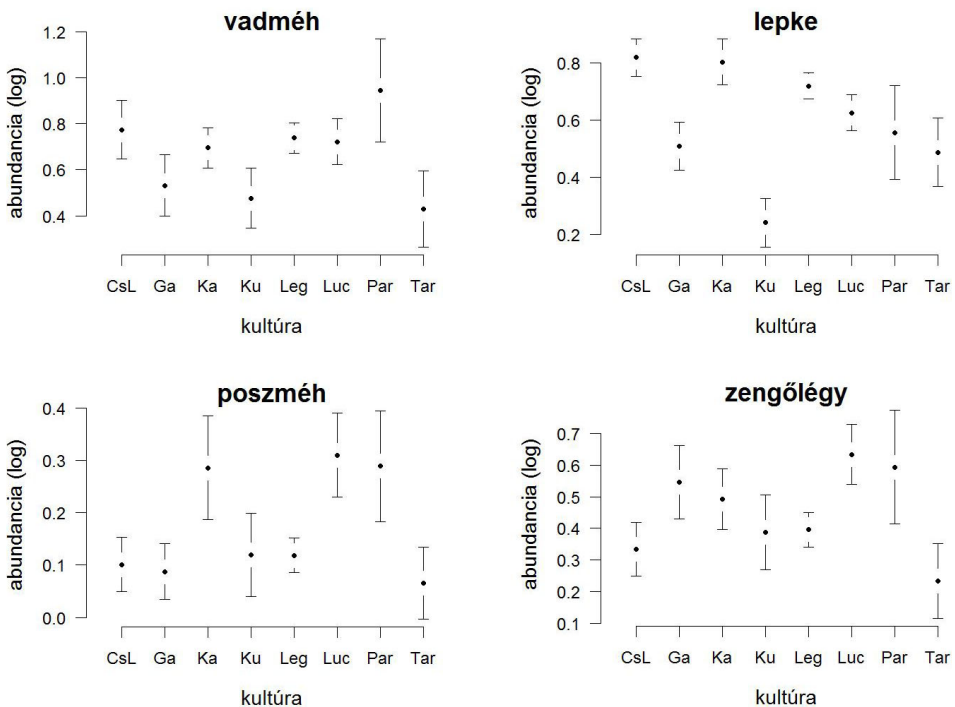
lexitás mint kétszintű faktoriális változó (alacsony és magas topográfiai régió), a táji heterogenitás és fás borítottság mint háromértékű folytonos magyarázó változók szerepeltek a modellekben. A mintavételi területek vegetáció szerinti kategorizálásának durvább felbontásában a művelési ágat mint kétszintű faktoriális változót vettük, illetve finomabb felbontásban a kultúrát egy nyolcszintű faktoriális változóként illesztettük bele a modellekbe. Vizsgáltuk az egyes transzekteken megfigyelt virágzó növények fajszámának és a virágok átlagos számának hatását, valamint a pollinátor csoportok egyedszámainak különbségét az egyes mintavételi periódusok között (1. táblázat). Az egyes magyarázó változók közti szignifikáns korreláció miatt a felsorolt magyarázó változók hatását öt különböző modellben teszteltük (1. táblázat). Amennyiben a modellreziduálisok nem követték a normális eloszlást, a függő változót logaritmus transzformáltuk (\log_{10}). Az adott mintavételi periódusban, adott faluhoz tartozó területeken kijelölt transzsekt párok közti térbeli függetlenség hiányát random faktorok alkalmazásával ellensúlyoztuk: periódus/falu/terület (a mintavételi periódus hatásának tesztelésekor csak falu/terület; 1. táblázat). A kategoriális magyarázó változók

2. táblázat. A táji és lokális környezeti változók hatása az egyes pollinátor csoportokra az általános lineáris kevert modellek eredményei alapján (szabadsági fok (df), F- és p-érték a modell ANOVA alapján). A növényfajszám a területen virágzó növények fajszámát jelenti. A szignifikáns hatásokat félkövér betűtípus jelzi. GY: gyepek, SZ: szántók, A: alacsony topográfia, +: pozitív hatás, a számok az egyes hónapokat jelölik (1 = május, 2 = június, 3 = július), a közöttük lévő reláció szignifikáns különbségeket.

	Vadméh			Poszméh		Zengőlégy		Lepke		
	df	F	p	F	p	F	p	F	p	
<i>1. Modell</i>										
topográfia	52	1,10	0,298	0,01	0,925	0,04	0,846	8,60	0,005	A
művelési ág	150	9,96	0,002	GY	6,95	0,010	SZ	13,34	<0,001	GY
heterogenitás	150	0,39	0,535		0,25	0,616		0,08	0,379	
fás borítottság	150	2,39	0,124		0,01	0,920		1,29	0,254	
<i>2. Modell</i>										
kultúra	146	9,03	<0,001	+	5,80	<0,001	+	6,45	<0,001	+
<i>3. Modell</i>										
periódus	337	43,80	<0,001	1<2<3	8,51	<0,001	2>1,3	9,92	<0,001	1,2<3
<i>4. Modell</i>										
növényfajszám	205	67,90	<0,001	+	19,57	<0,001	+	2,96	0,090	
<i>5. Modell</i>										
átlagos virágszám	205	29,74	<0,001	+	6,24	0,013	+	9,88	0,002	+

szignifikáns hatása esetén az egyes szintek közti különbséget Tukey post-hoc teszttel vizsgáltuk.

Egyes magyarázó változók közötti interakciók teszteléséhez további három lineáris kevert modellt alkalmaztunk. Külön modellekben vizsgáltuk a (i.) topográfia, heterogenitás és a művelési ág; (ii.) a topográfia, heterogenitás és növény fajszám, valamint (iii.) a topográfia, heterogenitás és átlagos virágszám közötti interakciókat. A nem szignifikáns interakciókat backward szelekcióval eltávolítottuk a modellekből. Az elemzésekhez az R statisztikai szoftvert (R Development Core Team, 2012), az „nlme” (Pinherio *et al.* 2012) és a „gplots” (Warnes *et al.* 2012) programcsomagokat használtuk.



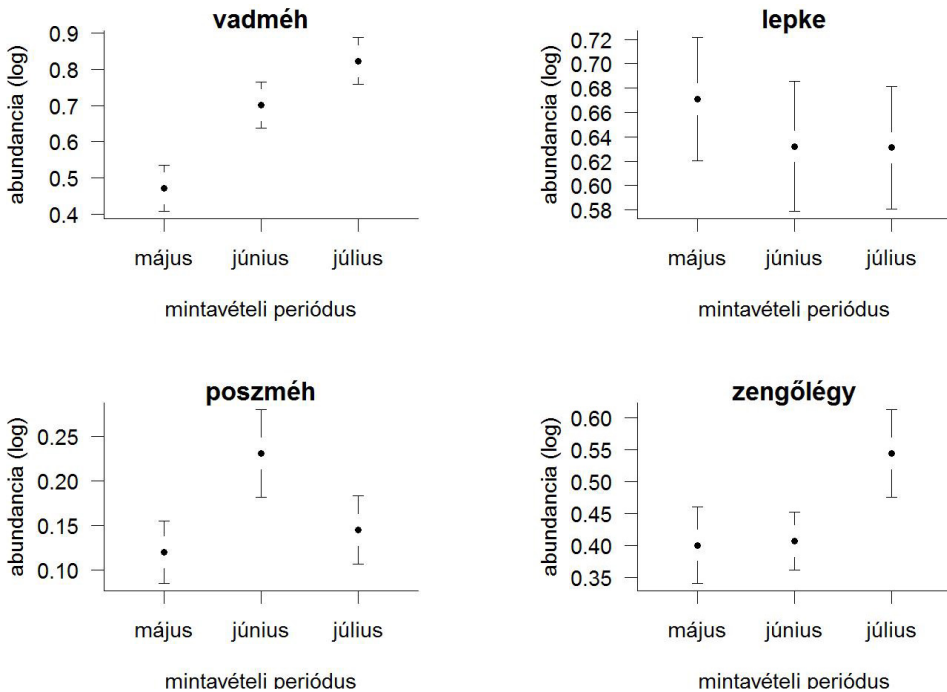
1. ábra. Az egyes kultúrák hatása a pollinátor csoportokra (átlag \pm 95%-os konfidencia intervallum). Az y-tengelyen a pollinátorok abundancia értékei logaritmus skálán értelmezve, az x tengelyen a különböző kultúrák szerepelnek: CsL: cserjés legelő; Ga: gabona; Ka: kaszálórét; Ku: kukorica; Leg: legelő; Luc: lucerna; Par: parlag; Tar: tarló.

A nem átfedő konfidencia intervallumok szignifikáns különbséget jelentenek az egyes kultúrák között.

Eredmények

A topográfiai komplexitás és a fás borítottság csak a lepkék egyedszámára volt szignifikáns hatással: az alacsony topográfiájú területeken észlelt lepkék egyedszáma szignifikánsan nagyobb volt, mint a magas komplexitásúakon, míg a fás borítottság pozitívan befolyásolta az egyedszámot (2. táblázat). A művelési ág mind a négy csoportra szignifikáns hatással volt. A vadméhek és a lepkék esetében a gyepeken észleltünk nagyobb abundanciát, míg a poszméhek és a zengőlegyek száma a szántókon volt magasabb.

A mezőgazdasági kultúra hatása minden pollinátor csoport esetében szignifikáns különbségeket fedett fel bizonyos kultúrák között (1. ábra). A poszméhek a kaszálóréteken, lucernákon és parlagokon mutattak kiugró értéket, a lepkék a cserjés legelőkön és a kaszálóréteken voltak abundánsabbak. A vadméhek általában a gyepterületeken (cserjés legelő, kaszálórét, legelő), lucernákon és parlagokon



2. ábra. Az egyes pollinátor csoportok egyedszámának változása a három mintavételi időpont során (átlag \pm 95%-os konfidencia intervallum). A nem átfedő konfidencia intervallumok szignifikáns különbséget jelentenek az egyes kultúrák között.

fordultak elő magasabb számban. A zengőlegyek a cserjés legelőket és a lekaszált/learatott területeket kivéve mindenhol hasonló számban voltak jelen, ezeken a területeken egyedszámuk alacsonyabb volt.

Az egyes mintavételi periódusok között a legtöbb csoport esetében szignifikáns különbségek mutatkoznak (2. táblázat, 2. ábra). Lepkék kivételével a legalacsonyabb egyedszámokat májusban találtuk. A vadméhek esetében egy folyamatos abundancia növekedés volt tapasztalható májustól júliusig (május–június: $p < 0,001$; június–július: $p = 0,017$), míg a poszméhek júniusban voltak a legnagyobb számban jelen. A zengőlegyek egyedszáma júliusban mutatott szignifikáns pozitív eltérést az első két hónaphoz képest (május–június: $p = 0,002$; május–július: $p = 0,003$). A lepkék egyedszáma nem mutatott szignifikáns eltérést egyik hónapban sem (május–június: $p = 0,571$; május–július: $p = 0,555$; június–július: $p = 0,999$). A virágzó növények fajszáma és az átlagos virágszám szignifikáns pozitív hatást mutatott mind a négy pollinátor csoportban (2. táblázat).

Az interakció tesztelesek során mindössze egy esetben találtunk szignifikáns kapcsolatot két magyarázó változó között. A poszméhek egyedszámának esetében a táji heterogenitás és a virágzó növényfajok száma között szignifikáns negatív interakció volt ($df = 203$; $F = 13,49$; $p < 0,001$).

Értékelés

Kutatásunk alapján a topográfiai komplexitás, a mintavételi területek szűkebb környezetben mért táji heterogenitás, valamint a fás borítottság a lepkék kivételével (magasabb egyedszám az alacsonyabb komplexitású régióban) nem volt hatással az egyes pollinátor csoportok abundanciájára. A táji heterogenitás és a területen megfigyelhető átlagos virágszám közötti interakció a poszméhek esetében a virágokban gazdag kultúrák kiemelkedő szerepére hívja fel a figyelmet az intenzívebb agrártájban. A topográfiaileg komplexebb, valamint a kisebb térléptékben heterogénebb táj több, különböző vegetációval, mikroklimatikus adottsággal rendelkező élőhelytípus kialakulására nyújt lehetőséget, ami több faj, egyben több specialista, adott esetben kisebb egyedszámú faj megtelepedését teszi lehetővé (Tschamntke & Brandl 2004, Fahrig *et al.* 2011). Ezzel szemben a kisebb táji heterogenitás az élőhelyek sokféleségének csökkenését, generalista fajok elszaporodását eredményezheti. Feltételezzük tehát, hogy a hasonló faj- és egyedszám értékek mögött az egyes pollinátor csoportokban eltérő faji összetétel rejlik, amit fajszintű adatok hiányában jelenleg még nem tudunk értelmezni, a

sok egyeddel jelen lévő fajok és a sok, kis egyedszámú faj nem különböztethetők meg. A faji adatok későbbi részletes ismerete lehetővé teszi majd számunkra a kérdés pontosabb megválaszolását.

A gyepeken észlelt egyedszámok poszméhek és zengőlegyek esetében alacsonyabbak, egyéb vadméhek és lepkék esetében magasabbak voltak, mint a szántóföldeken. Gyepek közül a kaszálórétek, szántók közül a legtöbb csoport esetében a parlagok és a lucernások voltak pollinátorokban a leggazdagabbak. A virágos növények diverzitása és száma nagyban befolyásolja a terület pollinátor faunáját (Ebeling *et al.* 2008). Gyepeken és bizonyos szántóföldi kultúrákban a virágos növények nagy száma bővebb táplálékforrást kínál az ott élő beporzó rovarok számára (Ebeling *et al.* 2008), melyet a vizsgálatunkban talált, a növény fajszám és virágszám, valamint az egyes pollinátor csoportok közti erős pozitív összefüggés is igazol.

A vegetáció természetes szezonális szukcessziója során változik a növényzet, a tavasszal domináns növényfajokat idővel más fajok váltják fel, ami magával hozza a hozzá kapcsolódó pollinátor fauna változását; a pollinátorok követik fő táplálék-növényeik virágzását (Basilio *et al.* 2006). Májusban, amikor az első mintavételt végeztük, a későbbiekhez képest még lényegesen kevesebb virágzó növényfajt és ehhez mérten kevesebb pollinátort is figyeltünk meg. Június és július hónapokban jelentősen megnő a virágzó növényfajok száma, amit a pollinátorok általunk is észlelt egyedszámbeli növekedése követett. A poszméhek esetében tavasszal először az áttelelő királynők jelennek meg és kezdenek el kolóniát alapítani, mely júniusra már lényegesen magasabb egyedszámhoz vezet (O’toole & Raw 1999). A vadméhek már kora tavasztól megjelennek, ezért májusban a virágzási periódus elején is magasabb egyedszámokban vannak jelen. Az egymást követő hónapokban különböző genusok válthatják egymást, és a kikelt dolgozók újabb generációi is részt vehetnek a megporzásban (O’Toole & Raw 1999). A zengőlegyek szaporodási periódusának a csúcspontja nyár közepére tehető, ami összefüggésbe hozható az egymást követő hónapokban növekvő számukkal (Meyer *et al.* 2009, Földesi 2011).

A pollinációban kiemelkedő jelentőséggel bíró vadméhek fokozottabb jelenléte a gyepterületeken és alacsonyabb abundanciája a szántókon arra figyelmeztet, hogy az intenzívebbé váló mezőgazdasági kezelés negatívan hat mind a növények, mind a viráglátogatók – leginkább a vadméhek – diverzitására. Minél több pollinátor van jelen egy területen, ez a rendszer annál ellenállóbb a külső károsító hatásokkal szemben, az intenzív mezőgazdasági kezelés azonban negatívan befolyásolja a növények és a pollinátorok diverzitását. A probléma kezelésére leggyakrabban

alkalmazott módszer a házi méhek kaptárainak kihelyezése, ami viszont nem minden esetben a legjobb megoldás. Egyrészt a házi méh sok növényfaj esetében nem a leghatékonyabb megporzó, másrészt rosszabb időjárási körülmények között (sok vadméhfajjal ellentétben) aktivitásuk jelentősen csökken, valamint sok országban nagy gondot okoz a mesterségesen betelepített méhek biodiverzitásra gyakorolt hatása is (Goulson 2003). Fontos tehát a művelt területekkel, szántókkal mozaikoló gyepek, féltermészetes habitatok, illetve extenzíven, akár organikus módon művelt, s ezáltal gazdagabb gyomnövény vegetációt megengedő farmok létrehozása, ahol a fajgazdag pollinátor fauna mesterséges beavatkozás nélkül is hatékonyan el tudja látni a megporzás feladatát. A pollinációs rendszerek stabilitásának biztosítása jelentősen hozzájárul a biológiai sokféleség megőrzéséhez és a természetlag növekedésével jelentős gazdasági haszonnal is bír.

Köszönetnyilvánítás – A szerzők köszönetüket fejezik ki Schubert Zoltánnak a botanikai mintavételezésben, Bereczki Krisztinának a terepi mintavételezésben, dr. Hartel Tibornak a terepi logisztikában nyújtott segítségével, valamint Prof. dr. Joern Fischernek és Yan Hanspach-nak a mintavételi területek adataiért, valamint két anonim bírálónak értékes tanácsaikért. A kutatás a MTA Lendület program keretében valósult meg.

Irodalomjegyzék

- Báldi, A. (szerk.) (2011): Biodiverzitás és ökoszisztéma szolgáltatás. – *Magyar Tudomány* 7: 770–801.
- Balvanera, P., Pfisterer, A. B., Buchmann, N., Jing-Sen, He., Nakashizuka, T., Raffaelli, D. & Schmid, B. (2006): Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. – *Ecology letters* 9: 1146–1156.
- Basilio, A., Medan, D., Torretta, J. P. & Bartoloni, N. J. (2006): A year-long plant-pollinator network. – *Austral Ecology* 31: 975–983.
- Carre, G., Roche, P., Chifflet, R., Morison, N., Bommarco, R., Harrison-Cripps, J., Krewenka, K., Potts, S. G., Roberts, Stuart, P. M., Rodet, G., Settele, J., Steffan-Dewenter, I., Szentgyörgyi, H., Tscheulin, T., Westphal, C., Woychiechowski, M. & Vaissiere, B. E. (2009): Landscape context and habitat type as drivers of bee diversity in European annual crops. – *Agriculture, ecosystem and environment* 133: 40–47.
- Dorresteyn, I., Hartel, T., Hanspach, J., von Wehrden, H. & Fischer J.: The conservation value of traditional rural landscapes: the case of woodpeckers in Transylvania, Romania. – *PLoS ONE*, 8: e65236.
- Ebeling, A., Klein A. M., Schumacher, J., Weisser, W. W. & Tschardtke, T. (2008): How does plant richness affect pollinator richness and temporal stability of flower visits? – *Oikos* 117: 1808–1815.

- Fahrig, L., Baudry, L., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., Sirami, C., Siriwardena, G. M. & Martin, J. L. (2011): Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. – *Ecology letters* **14**: 101–112.
- FAOSTAT (2005): Adatok elérhetők: <http://faostat.org>; Agriculturaldata/Agriculturalproduction/Cropsprimary
- Földesi, R., (2011): A zengőlegyek (Diptera: Syrphidae) szerepe a beporzásban és a biológiai védekezésben. – *Természetvédelmi Közlemények* **17**: 31–41.
- Fründ, J., Eduard, K. L. & Blüthgen, N. (2010): Pollinator diversity and specialization in relation to flower diversity. *Oikos* **119**: 1581–1590.
- Gallai, N., Salles, J., Settele, J. & Vaissiere, B. (2009): Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. – *Ecological Economics* **68**: 810–821.
- Garibaldi L. A., Steffan-Dewenter I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R., Cunningham, S. A., Kremen, C., Carvalherio, L.G., Harder, L. D., Afik, O., Bartomeus, I., Benjamin, F., Boreux, V., Cariveau, D., Chacoff, N. P., Dudenhöffer, J. H., Freitas, B. M., Ghazoul, J., Greenleaf, S., Hipólito, J., Holzschuh, A., Howlett, B., Isaacs, R., Javolek, S. K., Kennedy, C. M., Krewenka, K., Krisnan, S., Mandelik, Y., Mayfield, M. M., Motzke, I., Munyuli, T., Nault, B. A., Otieno, M., Petersen, J., Pisanti, G., Potts, S. G., Rader, R., Ricketts, T. H., Rundölf, M., C. L. Seymour, Shüegg, C., Szentgyörgyi, H., Taki, H., Tschranke, T., Vergara, C. H., Viana, B. F., Wanger, T. C., Westphal, C., Williams, N. & Klein, A. M. (2013): Wild pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. – *Science* **339**: 1608–1611.
- Goulson, D. (2003): Effects of Introduced Bees on Native Ecosystems. – *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**: 1–26.
- Greenleaf, S. S., Williams, N. M., Winfree, R. & Kremen, C. (2007): Bee foraging ranges and their relationship to body size. – *Oecologia* **153**: 589–596.
- Haines-Young, R. & Potschin, M. (2013): Common International Classification of Ecosystem Servicec (CICES): Konzultáció a 4. változatról, 2012 augusztus-december. EEA framework contact No *EEA/IEA/09/003*
- Klein, A. M., Vaissere, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham S., Kremen, C. & Tscharntke, T. (2007): Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. – *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society* **274**: 303–313.
- Kleijn, D. & van Langevelde, F. (2006): Interacting effects of landscape context and habitat quality on flower visiting insects in agricultural landscapes. – *Basic and Applied Ecology* **7**: 201–214.
- Meyer, B., Jauker, F. & Steffan-Dewenter, I. (2009): Contrasting resource-dependent responses of hoverfly richness and density to landscape structure. – *Basic and Applied Ecology* **10**: 178–186.
- Millenium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystem and Human Well-being: Biodiversity Synthesis* – World Resources Institute, Washington DC.
- Norberg, J. (1999): Linking Nature ' s services to ecosystems : some general ecological ' concepts. – *Ecological Economics* **29**: 183–202.
- O'Toole, C. & Raw, A. (szerk.) (1999): *Bees of the World*. – Blandford Pr., London, 192 pp.
- Ollerton, J., Winfree, R. & Tarrant, S. (2011): How many flowering plants are pollinated by animals? – *Oikos* **120**: 321–326.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar D. & R Development Core Team (2012): nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3. 1–106.

- R Development Core Team (2012): R: *A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, <http://www.R-project.org/>.
- Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U., Carsten, C., Thies, C. & Tschranke, T. (2002): Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. – *Ecology* **83**: 1421–1432
- Tilman, D., Cassman, K., Matson, P. A., Naylor, R. & Polasky, S. (2002): Agricultural sustainability and intensive production practices. – *Nature* **418**: 671–677.
- Tscharntke, T. & Brandl, R. (2004): Plant-insect interactions in fragmented landscapes. – *Annual review of entomology* **49**: 405–430.
- Warnes, G. R., Bolker, B. & Lumley, T. (2012): gplots: Various R programming tools for plotting data. R package version 2.6.0

Függelék

A cikkhez tartozó Online Függelékek a folyóirat honlapján találhatóak.

Függelék 1: a vizsgálat helyszínéül szolgáló falvak Google Earth formátumban

Függelék 2: a mintavételi területek képei

Landscape and agricultural management effects on pollinator communities of pastures and arable fields

Ádám Szirák¹, Anikó Kovács-Hostyánszki², Rita Földesi², Edina Mózes¹
and András Báldi²

¹*Eötvös Loránd University, Faculty of Science, Institute of Biology,
H-1117, Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C, Hungary*

²*MTA ÖK Centre for Ecological Research,
„Lendület” Ecosystem Services Research Group
H-2163 Vácrátót, Alkotmány út 2-4, Hungary
e-mail: szirakadam@gmail.com*

Recently, one of the most important areas of the ecosystem related studies is pollination ecology, a regulatory ecosystem service. The study of pollination systems, exposed to growing agricultural pressure as a result of global biodiversity loss, is outstanding, since the third of the agriculturally and economically important crops is pollinated by animals. We studied the effects of topographical complexity, landscape heterogeneity and wood cover on pollinator communities in arable fields and grasslands in Szászföld, Transylvania in a three months long sampling period. We tested the effects of landscape variables, the number of flowering plant species and flower units on the abundance of different pollinator groups, sampled by transect walking method using general linear mixed effect models.

The observed wild bees and butterflies were more abundant in pastures, while bumblebees and hoverflies were more common in arable fields. The greater the wood cover was, the higher was the abundance of butterflies, while the lower topographic complexity areas showed higher butterfly abundance. Regarding temporal dynamics, the abundance of pollinators was the highest in July and the lowest in May. Our results demonstrate the vegetation preference of the different pollinator groups. Our findings clearly illustrate the importance of landscape and flower resources in the habitat preference of the pollinator groups.

Keywords: butterfly, ecosystem services, hoverfly, pollination, spatial heterogeneity, topography, wild bee

A tudományos bizonytalanság forrásai és szerepe a természet- és környezetvédelmi döntések ökológiai megalapozhatóságában¹

Sulyok Katalin^{1,2}

¹ELTE Állam- és Jogtudományi Kar, Nemzetközi Jogi Tanszék
1053 Budapest, Egyetem tér 1-3.

²ELTE ÁJK jogász szak (2012), ELTE TTK biológia BSc szak (2013)
e-mail: sulyok.katalin@gmail.com

Összefoglaló: A környezetvédelmi döntések meghozatalakor az ökológusok szakvéleményei gyakran háttérbe szorulnak. A természettudományos szempontok e torzulásának fő okát a szakirodalmi álláspontok a tudományos bizonytalanságban látják. A *scientific uncertainty* forrásainak jobb megértése éppen ezért elengedhetetlen az ökológiai szempontok hatékonyabb érvényesítésében a döntéshozatali folyamatok során. A tudományos bizonytalanság forrásainak átfogó rendszerezése mindaddig nem történt meg, ezért a jelen tanulmány kísérletet tesz a szakirodalomban fellelhető ágazati példák egységesítésével, újragondolásával a tudományos bizonytalanság forrásainak átfogó csoportosítására.

Kulcsszavak: tudományos bizonytalanság, döntéshozatali folyamat, ökológusok, jogászok

Bevezetés

A természet- és környezetvédelemmel kapcsolatos döntések meghozatalakor az ökológusok tudományos szakvéleményei gyakran háttérbe szorulnak. A tudományos szempontok nem kellő érvényesülésének okai több szinten keresendők a döntéshozatali folyamatában. A jelen írás célja áttekinteni az ökológia tudományának azon jellegzetességeit, amelyek a tudományos bizonytalanság (*scientific uncertainty*) meghatározó jelenlétét eredményezik. Ez a jelenség említhető ugyanis a döntéshozatali folyamatok során az ökológiai szempontok háttérbe szorulásának meghatározó okaként. Végül számba veszem azokat a tényezőket, amelyek nem az ökológia tudományának sajátosságaiából fakadnak, e szintén hozzájárulnak az ökológiai szempontok torzulásához.

Környezeti döntésként hivatkozom azokra a jogalkotási folyamatokra és politikai, illetve gazdasági döntéshozatali eljárásokra, amelyekben a megszülető új

1 A tanulmány a szerző 2013 májusában védett szakdolgozatának kivonatolt része, amelyet az ELTE Természettudományi Kar biológia BSc szakán készített (konzulens: Dr. Pásztor Erzsébet).

szabályozás környezeti erőforrásokat érint (pl.: hatósági engedélyezési eljárások, a jogalkotás és a bírósági ítékezés folyamata).

A fenti értelemben vett környezeti *policy making* folyamatokban ökológus szakemberek is részt vesznek, feladatuk a döntést megalapozó, legitimáló szakvélemények és egyéb tudományos inputok, elemzések elkészítése. A folyamat további résztvevői jellemzően jogászok, közgazdászok, politológusok, szociológusok. A nagyobb beruházások kivitelezése esetén pedig egyre gyakoribbá válik a fedezetet biztosító pénzüintézetek által megbízott, külső ellenőrzést végző auditáló szakemberek részvétele is (Sands 2012).

A környezetvédelmi döntések meghozatalához egyre sokasodó szempontokat kell a döntésre jogosultaknak mérlegelni, amelyek közül az ökológiai megfontolások csak az egyik, és gyakran nem is a leghangsúlyosabb szempont. A környezeti döntéshozatal mindkét „oldala” igen bonyolult, sajátos szakértelmet igénylő kihívást jelent művelői számára. A hatékony együttműködés kulcsa a kölcsönös hozzá- és megértés a másik tudomány eszköz- és értéktára iránt, illetve az ezekre való aktív és tudatos törekvés.

A tudományos bizonytalanság a tudomány elválaszthatatlan, alapvető része. A tudományos eredmények mindig tartalmazni fognak bizonytalansági tényezőket, mindez különösen igaz a komplex rendszereket vizsgáló területekre, mint amilyen az ökológia is. A bizonytalanság áthatja az ökológia egészét, ezért a bizonytalanság formáinak és hatásának jobb megértése, pontosabb leírása elengedhetetlen, hogy megérthessük az emberi beavatkozásoknak a természetre gyakorolt hatását (Harwood & Stokes 2003). A *scientific uncertainty* forrásainak feltérképezése a környezeti döntésben rejlő kockázat megbecslésének első lépése, ezért is kiemelt jelentőségű a kérdés. A jelen tanulmány célja a tudományos bizonytalanság eddig leírt forrásainak összegzése, hogy a korábban egymás eredményeire csak kevésbé reflektáló tudományos munkák eredményeit összevetve a tudományos bizonytalanság átfogó rendszerezését mutassa be, ezzel segítve a *scientific uncertainty* minél jobb megértését és kezelését. Az alábbiakban egy olyan osztályozást mutatok be, amely a döntéshozatali eljárásokra fókuszálva csoportosítja a tudományos bizonytalanság megjelenési formáit a szakirodalomból ismert klasszifikációkra építve, azokat újra-gondolva és a közös pontok alapján egyesítve.

Módszerek

A tudományos bizonytalanság fogalma gyakran használt, ám kevészer definiált fogalom (Sigel 2010). Sigel (2010) és Brown (2010) megfogalmazása szerint a

bizonytalanság egy állapot, amely az által jellemezhető, hogy az egyén saját ismeretének megbízhatóságát hogyan értékeli.

A bizonytalanság minőségét illetően alapvetően két felfogás létezik. Az egyik álláspont szerint a bizonytalanság a dolgok természetéhez inherens módon hozzátartozik, ezt vallja többek között Koch Sándor (1989), aki ekként fogalmaz: „*Így nyilvánvaló, hogy egyetlen objektumnak sem vagyunk képesek az összes (végtelen sok) tulajdonságát megvizsgálni, még kevésbé egzakt módon leírni. Ezért bevallva (bevallatlanul) bármit bárhogy vizsgálunk, közvetlen célunk sohasem lehet a vizsgált tárgy (objektum) teljes megismerése.*”

A másik felfogás szerint a bizonytalanság nem a tudásunk végességéből, hanem pusztán tudásunk tökéletlenségéből adódik. (Ez a bizonytalanság-felfogás az előbbi értelemben vett bizonytalanságnak csupán egy részét fedi le.) A továbbiakban a bizonytalanságot ez utóbbi, szűkebb értelemben fogom használni.

A tudományos bizonytalanság sokféle elhatárolása, forrása, oka és csoportosítása ismeretes. A szakirodalom széles körben foglalkozik e kérdéssel, a szerzők e problémát azonban javarészt csak ágazati példákon keresztül vizsgálják, más területek tapasztalataira nem reflektálva. Az egyes publikációk általában nem tárják fel az összes lehetséges bizonytalansági forrást, rendszerezésük nem is törekszik teljességre. Az eltérő területeken született publikációk nomenklatúrája nem is egységes, így a szinonimák és a részben átfedő fogalmak széles tárházával találkozhatunk a vizsgálódás közben.

A tanulmány végül listázza azokat a járulékos tényezőket is, amelyek a tudományos bizonytalanságon túl szintén az ökológiai szempontok háttérbe szorulását eredményezik a döntéshozatali folyamatokban.

Eredmények

I. A tudományos bizonytalanság forrásainak átfogó rendszere

A szakirodalmi áttekintés eredményeképpen a *scientific uncertainty* forrásait az alábbi csoportosításban fogom bemutatni:

1. a természeti jelenségek sztochaszticitása;
2. a modellezés hibái;
3. a megfigyelésből eredő hibák okozta bizonytalanság, azaz a nyert adatok bizonytalansága;
4. az ökológiai következtetés sajátossága;

5. a komplexitásból eredő megjósolhatatlanság;
6. a gyakorlati alkalmazás hibái;
7. a nyert adatok kétértelmősége, félreérthetősége;
8. a bizonytalanság nyelvi szinten megjelenő formái.

1. A természeti jelenségek sztochaszticitása, előrejelezhetetlensége

Az ökológia sztochasztikus tömegjelenségeket vizsgál, míg a döntéshozók determinisztikus – az adott feltételek által egyértelműen meghatározott – előrejelzéseket várnak el a szakértőktől (Ludwig *et al.* 2001). Az ökológiai kérdésekre azonban sokszor lehetetlen határozott választ adni, lévén a vizsgált jellemzők értéke fajspecifikusan, időről-időre kiszámíthatatlanul változik. Mivel a megfigyelések véletlenszerű tömegjelenségekre vonatkoznak, megjósolhatatlan, hogy a többféle lehetséges esemény közül melyik fog bekövetkezni. A környezetvédelem tömegével szembeül pontosan kiszámíthatatlan tényezőkkel (Ludwig *et al.* 2001).

Az ökológiai rendszerek bizonyos körülmények között kaotikus viselkedést mutathatnak (Scheuring 2007), amely az erős visszacsatolásos szabályozással rendelkező rendszerek sajátja. Egy rendszer viselkedése akkor jelezhető előre, ha a kezdeti mérési hibából származó bizonytalanság hosszú idő elteltével sem nő meg jelentősen. A kaotikus rendszerek azonban nem ilyenek. A kaotikus viselkedés esetén a természeti rendszerekben a kezdeti kis különbségek gyorsan nagy különbségekké válnak. Bár szigorú értelemben vett kaotikus viselkedés a természetben ritkán fordul elő, az erősen zajos nemlineáris viselkedés azonban sok tekintetben a káoszhoz hasonló viselkedést mutat (Scheuring 2007). Mindez előrejelezhetetlenné teszi a természeti rendszerek viselkedését.

2. A modellezés hibái

A tudományos bizonytalanság jelenlétének fontos összetevője, hogy az ökológusok elsősorban modellezéseik eredményeire támaszkodnak a szakvélemények elkészítésekor, és nem kísérleti eredményekre. Azonban egy rendszer működését bármilyen pontosan is modellezzük, a beavatkozás hatása legjobb esetben is csak pontatlanul jósolható.

A modellezés hibáinak körét érdemes két csoportra osztani. Az első értelemben vett hiba a modellezésben benne rejlő bizonytalanságból ered, hiszen a modell a lehetséges kimenetekről csak azok bekövetkezésének valószínűségét tudja megadni. A hibák második csoportja abból ered, hogy a modell „nem jó”, azaz bizonytalan érvényességű.

A modellalkotás a vizsgált rendszer egy lényeges tulajdonságára való „sarkított rákérdezés”. Az első problematikus lépés magában a „rákérdezésben” rejlik: nagy volumenű beruházások, beavatkozások összetett hatásainak vizsgálatakor már a helyes kérdés megtalálása is nagy kihívást jelent. A modellezés hibáinak második alcsoportja a modell alkotója által tett önkényes választás, amellyel a modell szempontjából relevánsnak minősített tényezőket kiválasztja (Regan *et al.* 2002). Végül kérdéses az is, hogy az adott célból történő leegyszerűsítés megfelelt-e a kívánatos célnak.

Az ökológusok sokszor bizonytalan érvényességű modellek létrehozására és használatára kényszerülnek. Ludwig *et al.* (2001) szerinti másik gyakori veszély, hogy a kutatók hajlamosak lehetnek minden vizsgált problémát egyetlen preferált modellbe erőltetni, amelyhez aztán a végletekig ragaszkodnak. Továbbá a vizsgált jelenségek gyakran több lehetséges, konkuráló modellel is magyarázhatók. Van olyan eset, amikor determinisztikus modell is kielégítő – ekkor a bizonytalansági tényezők minden formájától eltekintenek –, ám a sztochasztikus modellek nélkülözhetetlenek az ökológiában. Szintén problémát okoz, hogy a lehetséges hibák a szerkezettől függően változhatnak (Ludwig *et al.* 2001).

Regan *et al.* (2002) szerint a modellezés – a fenti csoportosítás szerint az első értelemben vett – hibáját általában nem lehet kvantifikálni, kiiktatása pedig gyakorlatilag nem lehetséges. Bár a numerikus megoldások alkalmazása segít e nehézségek hatékony kezelésében, ám összességében elmondható, hogy a modellalkotás szükségszerű leegyszerűsítése elkerülhetetlenül okozhat bizonytalanságot.

3. A megfigyelésből eredő hibák, azaz a nyert adatok bizonytalansága

A megfigyelés hibáját Harwood & Stokes (2003) két részre bontja: a megfigyelés módjából és a becslés hibájából eredő hibákra. Az előbbit okozza többek között a mintavételezés és adatgyűjtés során fellépő hiba; utóbbi kategóriába sorolható a statisztikai módszer megválasztásából, ill. a becslésből eredő pontatlanság. Ludwig *et al.* (2001) szerint a nyert adatok bizonytalansága akkor válik igazán veszélyessé, ha azokra alapozva politikai döntések születnek, amelyek így akár teljesen céljukat is téveszthetik.

Regan *et al.* (2002) rendszere mérési hibáknak nevezi e csoportot, két válfajra osztva: a vezérlő és a műszer hibáira. Szerepel felosztásukban még az ún. szisztematikus hiba is, amely szintén a mérési hibák körébe vonható. Szisztematikus hibát okozhat a mérőműszer konstans eltérése, vagy annak félrekalibrálása, továbbá a megfigyelő tudatos választása is, hogy mely adatokat nem vesz figyelembe,

amelyeket adott esetben nem lett volna szabad figyelmen kívül hagynia. Végül a megfigyelő olykor hajlamos olyan adatokat észlelni, amely megfelel az elmélete által elvártaknak.

A mérési hibák megfelelő módszertan esetén hatékonyan kiszűrhetők és kezelhetők.

4. Az ökológiai következtetés sajátossága

A környezet(védelm)i problémákat „komisz problémaként” („*wicked problem*”) is szokás jellemezni, hiszen azok egyediek, összetettek és nehezen kategorizálhatók (Ludwig *et al.* 2001). Az adott kérdésre adható megoldások ítélete: jó/rossz az igaz/hamis helyett; és nagy valószínűséggel nem is létezik olyan megoldás, amely egyáltalán végleges lehetne (Ludwig *et al.* 2001).

Ráadásul a beavatkozásokra, új szabályozás rögzítésére gyakran már azelőtt szükség van, hogy a tudományos háttér teljesen ismert lenne. Ez pedig az ökológusokat sokszor bizonytalan érvényességű modellek létrehozására és használatára kényszeríti.

Bizonytalansági tényezőt nem csak az ökológiai adatok interpretációja hordoz, hanem általánosságban minden tudományos következtetés, mivel gyakran nem áll rendelkezésre elegendő empirikus adat ahhoz, hogy a paraméterek értékeiről megbízható kijelentéseket lehessen tenni (Regan *et al.* 2002). Ilyenkor igen nagy a kísértés, hogy a megfigyelő szubjektív megítélése átvegye a hiányzó adatok szerepét (Trewick 1999).

Brown (2010) is külön kiemeli bizonyos pszichológiai tényezőket, amelyek a bizonyosságot sugalló következtetések, illetve a bizonytalanság kezelhetőbb formáinak megfogalmazása iránti preferenciát okozzák. Mindezek álláspontja szerint a bizonytalanság kognitív kezelésében is torzulást okoznak, mint például a várt eredményt megerősítő folyamatok szelektív értékelése.

5. A komplexitásból eredő megjósolhatatlanság

Az ökológiai hálózatok bonyolultsága is jelentősen hozzájárul a bizonytalanság állandó meglétéhez. Yodzis (2001) a kereskedelmi szempontból fontos halfajok megóvása érdekében történő fókavadászatot tanulmányozta. Beszámol arról, hogy még a közvetlen hatások ismeretében is képtelenség teljes biztonsággal előrejelezni a predátor - zsákmány populáció arányába történő beavatkozással okozott változásokat. Mi több, sem a változás irányát, sem annak nagyságát nem lehet megjósolni, hiszen az ismert közvetlen kapcsolatokon kívül számos közvetett

kapcsolat is létezik a táplálkozási lánc hálózatában. Ha ezen indirekt kölcsönhatások erősebbek az ismert direkt hatásoknál, a beavatkozás kimenetele könnyen ellentétes lehet a várttal. Számításai szerint (Yodzis 2000), ha csak maximum 8 lépés hosszúságú táplálékláncokat vesszük sorra egy tengeri ökoszisztémában, még így is több mint 28 millió láncot kellene vizsgálni (feltéve, hogy egyik hipotetikus lánc sem érintheti kétszer ugyanazt a fajt).

A Yodzis által ismertetett esetben (Yodzis 2001) a halászandó halpopuláció megőrzése érdekében levadászták a hallal táplálkozó fókákat. Azonban nem vették figyelembe az indirekt kapcsolatokat: a fókák pusztulásának hatására elszaporodhat egy másik táplálékuk – a kereskedelmileg fontos halfaj kompetitora –, amellyel a kereskedelmileg fontos halfajnak versenyeznie kell a közös táplálékukat jelentő planktonért. Ha az adott faj erősebb kompetitor a kereskedelmileg fontos fajnál, akkor elszaporodásának hatására a plankton mennyisége csökken, és azon keresztül a halászandó hal állománya is. Ennek fényében tehát épp az ellenkező irányú változás forgatókönyvét várhatjuk, mint azt a közvetlen kapcsolatok ismeretében tettük volna.

6. A gyakorlati alkalmazás hibái

Ludwig *et al.* (2001) rámutatnak arra is, hogy a gyakorlatban megvalósuló kezelés, beavatkozás hibáinak egyik oka, hogy azokra gyakran már azelőtt van szükség, hogy a tudományos háttér teljesen ismert lenne.

A kivitelezés hibáinál kell megemlíteni a változó gazdasági kényszerítő erőket is, melyek ellenérdekeltté tehetik a szabályozás végrehajtásának szereplőit, s amelyek így megakadályozhatják a szabályok betartását. Így a védelem vagy megkésett lesz, vagy egyáltalán nem megfelelő (Harwood & Stokes 2003). A halászati esettanulmányok tapasztalatai közül említhető példaként, amikor a piaci erőviszonyok változása megváltoztatja a halászok ösztönzőit, ezáltal az eredeti viszonyokra modellezett szabályozás eredménytelen lesz.

7. A fogalmak kétértelmősége, félreérthetősége

A félreérthetőségnek, ill. kétértelmőségnek nevezett jelenség a tudomány és a döntéshozói szféra találkozásánál, az érvek, fogalmak közvetítésénél jelentkezik (Opdam *et al.* 2009). Szemléltetésként említi Opdam azt a tipikus helyzetet, amikor a hatóságok a szabályozási célokat mennyiségileg adják meg. Szemléltetésként említi az esetet, amikor egy adott élőlény védelmét szolgáló szabályozási cél az által teljesül, hogy az adott élőlény élőhelytípusának területe növekszik. Ennek a

követelménynek minden, akár elhanyagolható területnöveléssel járó tevékenység is eleget fog tenni, mivel ez a szabályozás nem vesz tudomást az eltartóképességi küszöb tudományos fogalmáról, amely szerint az adott élőlény fennmaradásához egy minimálisan legkisebb terület szükséges. Mivel tehát az eltartóképesség már nem értendő bele a szabályozás tartalmába, bármilyen (az eltartóképesség alatti) területnövekedéssel járó tevékenység is megfelel majd a szabályozás szövegszintű tartalmának, így engedélyezett lesz. Ez a példa jól mutatja, hogy vannak esetek, amikor bár a tudomány képes lenne csökkenteni a bizonytalanság fokát, a társadalom mégsem hasznosítja a tudományos érveket.

Gyakori szabályozási módszer, hogy bizonyos behatásokat azok „jelentős” voltától vesznek figyelembe. A „jelentős mivolt” mindig szubjektív, normatív és értékfüggő fogalom. A társadalomnak kell az arra felhatalmazott döntéshozóin keresztül meghatároznia, hogy milyen mértékű változást tekint jelentősnek. Sigel *et al.* (2010) is erről számolnak be az Európai Unió vízpolitikai keretirányelvének (2000/60/EK irányelv az európai közösségi intézkedések kereteinek meghatározásáról a vízpolitika területén) érvényesítése során. A normaszöveg által rendelt „jó ökológiai állapotú” víztest kitételének értelmezése már társadalmi-politikai kérdés is, nem tisztán természettudományos probléma. A tudomány eredményei tehát a társadalom befogadóképességének függvényében tudnak érvényre jutni a környezeti jogalkotásban (Opdam *et al.* 2009).

Sigel *et al.* (2010) a tudományos bizonytalanság formái között külön nevesítik azt a tényezőt, miszerint a döntéshozók számára hozzáférhető ismeretanyag is gyakran töredékes, nem rendszerezett.

8. A nyelv szintjén jelentkező bizonytalansági tényezők

Az előző csoporttal rokon bizonytalansági forrás a lingvisztikai bizonytalansági tényező. Regan *et al.* (2002) külön rendszerezik a bizonytalanság e formáit. Rendszerük szerint a fogalmak *határozatlansága* a tudomány nyelvezetében is problémákat okoz, olyannyira áthatja a szókészletet, hogy nincs remény a teljes eliminálására. Az esetben kezelhető a bizonytalanság e formája, ha mérhető mennyiségek társíthatók hozzájuk, például a „magas”, ill. az „érett” esetében, mert ekkor a mérőszámmal való számszerűsítés pontosan rögzíti a fogalmakat. Azonban nehéz kezelni a számbeli dimenzióval nem rendelkező határozatlan ökológiai fogalmakat, mint a „veszélyeztetett” vagy az „életképes populáció”.

A második megjelenési forma a fogalmak *kontextus függése*. A „kis populáció méret” mindaddig bizonytalanságot hordoz, amíg nem adja meg a közlő, hogy

milyen taxon, mekkora populációját érti alatta. Mindez igen hasonló a fogalmak határozatlansághoz, ám az még a kontextus rögzítése után is fennmarad. A fogalom *kétértelműségéről* akkor beszélhetünk, ha több jelentéssel bírnak, ám az nem derül ki a közlésből, hogy az adott esetben melyiket kell érteni rajta. A negyedik forma a fogalmak *pontatlansága*, amely például akkor jelentkezik, amikor már nem szerezhető pontosabb adat egy faj előfordulásáról, így csak nagyobb kategóriával (tájegység) adható meg. Végül a jövőbeli *jelentésmódosulás lehetősége* sem küszöbölhető ki általában, e potencialitást minden kifejezés hordozza magában.

Doremus (1997) a jogszabályok kétértelmű nyelvezetét is külön kiemeli, amely különösen akkor fejt ki jelentős hatást, amikor a jogi szöveg tudományos, ökológiai fogalmakat is használ, s mindezt félreérthetően, nem kellően világosan teszi. Gosselin (2009) is kiemeli a fajmegőrzés területén szerzett tapasztalatok kapcsán a jogi szöveg fogalmainak pontatlanságát, a céltételezések homályosságát, amelyek lehetőséget adnak egy adott fogalom igen eltérő értelmezésére. Példaként a „fajok életképességéhez szükséges területi küszöb” („*critical habitat*”) kifejezést említi, amelyet a jogszabály nem pontosít, így az erdészek és az ad-hoc jelleggel felállított kutatói csoportok igen eltérő skálán értelmezték a küszöb mértékét.

II. Az ökológiai szempontok torzulását okozó járulékos tényezők

A tudományos bizonytalanság tényezőjén túl a szakirodalmi álláspontok egyéb, járulékos tényezőket is azonosítanak, amelyek fokozzák az ökológiai szempontok háttérbe szorulását a döntéshozatali folyamatokban. Ezen egyéb tényezők nem az ökológia tudományának sajátosságaiából fakadnak, de hatásukban tetézik a tudományos bizonytalanság formáinak következményeit.

Ludwig *et al.* (2001) szerint a természettudósok számára gyakran átláthatatlan a döntéshozatal politikai útvesztője. Továbbá, amíg az ipari szereplők jól reprezentáltak az egyeztető fórumokon, a szakértői civil szervezetek csak nagyon ritkán. Még a politikai döntéshozók köre sem ismert teljesen az esetek nagy többségében, így nem tudható, hogy az ökológiai érveket milyen fórumhoz kellene eljuttatni. Különösen igaz ez a klímaváltozással kapcsolatos szakpolitika meghatározása esetében, ahol nagy létszámú, eltérő érdekeket képviselő döntéshozókat kellene meggyőzni, amely épp heterogenitásuk miatt nem könnyű feladat.

Mindezt tetézi, hogy sokszor alapvető érdekkonfliktusban állnak egymással a döntés meghozatalában résztvevő csoportok. A kívánatos szabályozás

módszertanát illetően a természettudósok és a gazdasági szereplők gyakran két, gyökeresen ellentétes elvárást képviselnek (Farber 1999). E két ellentétes stratégiát Farber „megengedhetőségi módszernek”, illetve „költség-haszon elemzésen alapuló módszernek” nevezi. A megengedhetőségi álláspontot képviselők az ideális szabályozástól azt várják el, hogy az ipari szennyező a környezetre várhatóan veszélyes tevékenységét a lehető legkisebb szintre csökkentse. Ennek jogi eszközei a határértékek megállapítása, illetve a műszaki engedélyezéseknél a legjobb elérhető technológia (ún. best available technology, BAT) alkalmazásának megkövetelése. A költség-haszon elemzésen alapuló módszer a bevezetni kívánt szabályozást olyan elemzés alá veti, amely a várható negatív hatások mellett a lehetséges pozitív hatásokat is sok szempontból mérlegeli. Tehát ilyen esetben a környezetkárosítás lehetséges minimumra szorítása nem elsődleges és kizárólagos szempont. A környezeti döntéshozatal gyakran e két álláspont érveinek meddő csatájában bukik el.

Farber (1999) szerint helyesebb mind a költségeket, mind a hasznokat széles körűen mérlegelni a szabályozás meghozatalakor. Ugyanakkor gyakran bonyolult értékviszáltsásokat kell tenni a hasznok és költségek mérlegelésénél, épp ezért, az nem is történhet egy mechanikus képlet alapján. A két álláspont tábora közötti vita gyakorlatilag a céltételezés körül folyik. A fő kérdés, hogy a környezet minősége felsőbbrendű-e az annak megőrzéséhez szükséges költséghez (vagy az annak hatására elmaradt haszonhoz) képest, és ezért a köztük lévő fontossági sorrend egyértelmű, vagy pedig a költségek és a környezetminőség összemérhető értékek, ezáltal mérlegelhetőek egymással szemben.

Tanulságok

Az ökológiai szempontok lehető legteljesebb érvényesülését biztosító „ideális” döntéshozatali folyamat megvalósításához elengedhetetlen, hogy a természettudományos szempontok torzulását okozó tudományos bizonytalanság formáit és forrásait jobban megértsék a döntéshozatali folyamat szereplői. Az ökológusok fontos feladata a *scientific uncertainty* formáinak felismerése, tudatosítása és a lehetséges mértékig való csökkentése a tudományos tanács tekintetében, ugyanis a kiküszöbölhetetlen tudományos bizonytalanság hatékonyabb kommunikációja csak a bizonytalanságra való tudatos reflexió révén valósulhat meg. A döntéshozók feladata pedig a kiküszöbölhetetlen tudományos bizonytalanság formáinak, hatásának minél teljesebb megértése.

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozom Dr. Pásztor Erzsébetnek, az ELTE TTK Genetika Tanszék adjunktusának, a jelen tanulmány kiindulópontjául szolgáló szakdolgozat konzulensének, értékes meglátásaiért és szakmai iránymutatásáért.

Irodalomjegyzék

- Brown, J. D. (2010): Prospects for the open treatment of uncertainty in environmental research. – *Progress in Physical Geography* **34**: 75–100.
- Doremus, H. (1997): Listing decisions under the Endangered Species Act: Why better science isn't always better policy? – *Washington University Law Quarterly* **75**: 1029–1152.
- Farber, D. A. (1999): *Eco-Pragmatism. Making Sensible Environmental Decisions in an Uncertain World*. University Chicago Press, pp. 70–73.
- Gosselin, F. (2009): Management on the basis of the best scientific data or integration of ecological research within management? Lessons learned from the Northern spotted owl saga on the connection between research and management in conservation biology. – *Biodiversity Conservation* **18**: 777–793.
- Harwood, J. & Stokes, K. (2003): Coping with uncertainty in ecological advice: lessons from fisheries. – *TRENDS in Ecology and Evolution* **18**: 617–622.
- Koch, S. (2005): A tökéletlenség és korlátosság dicsérete. – In: Koch, S.: *Pillanat, ember, végtelesség – Írások Koch Sándortól és Koch Sándorról*. Scientia Kiadó, Budapest
- Ludwig, D. E., Mangel, M. & Haddad, B. (2001): Ecology, Conservation, and Public Policy. – *Annual Review of Ecology and Systematics* **32**: 481–517.
- Opdam, P. F. M., Broekmeyer, M. E. A. & Kistenkas, F. H. (2009): Identifying uncertainties in judging the significance of human impacts on Natura 2000 sites. – *Environmental Science & Policy* **12**: 912–921.
- Regan, H. M., Colyvan, M. & Burgman, M. A. (2002): A Taxonomy and Treatment of Uncertainty for Ecology and Conservation Biology. – *Ecological Applications* **12**: 618–628.
- Sands, Ph. (ed) (2012): *The Principles of International Environmental Law* – Cambridge University Press, 167 p.
- Scheuring, I. (2007): Nemlineáris jelenségek az ökológiában. – In: Pásztor E. & Oborny B. (szerk.): *Ökológia*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 157–166.
- Sigel, K., Klauer, B. & Pahl-Wostl, C. (2010): Conceptualizing uncertainty in environmental decision-making: The example of the EU water framework directive. – *Ecological Economics* **69**: 502–510.
- Treweek, J. (1999): *Environmental Impact Assessment* – Blackwell Science Ltd., Oxford, 294 p.
- Yodzis, P. (2000): Diffuse Effect in Food Webs. – *Ecology* **81**: 261–266.
- Yodzis, P. (2001): Must top predators be culled for the sake of fisheries? – *TRENDS in Ecology & Evolution* **16**: 78–84.

Scientific uncertainty – its sources and role in providing influential ecological advice in environmental decision making

Katalin Sulyok¹

*¹ELTE University, Faculty of Law, Department of International Law
H-1053 Budapest, Egyetem tér 1-3., Hungary
e-mail: sulyok.katalin@gmail.com*

The scientific advice of ecologists are often biased or marginalized in environmental decision making process. This phenomenon is widely discussed in scientific literature and is usually attributed to the persistent presence of scientific uncertainty. Therefore the better understanding of uncertainty is essential in enhancing the efficiency of ecological advice in policy-making. To date, sources of uncertainty were addressed in literature mainly focusing on a specific area or a conservational problem, but a comprehensive classification thereof has not yet been provided. By way of reviewing the results of former scientific discussions, the present article aims at setting up a comprehensive classification of the forms and sources of scientific uncertainty present in ecological advice.

Keywords: scientific uncertainty, decision-making, policy-making, ecologists, stakeholders

A tudományos bizonytalanság kezelési módszerei a környezeti döntéshozatalban – avagy hogyan lehet tudományosan megalapozott egyszersmind befolyással bíró ökológiai tanácsot adni?¹

Sulyok Katalin^{1,2}

¹ELTE Állam- és Jogtudományi Kar Nemzetközi Jogi Tanszék, PhD hallgató
1053 Budapest, Egyetem tér 1-3.

²ELTE ÁJK jogász szak (2012), ELTE TTK biológia BSc szak (2013)
e-mail: sulyok.katalin@gmail.com

Összefoglaló: A természetvédelmi ökológiában régóta ismert probléma, hogy a természettudományos szempontok a környezeti erőforrásokat érintő döntéshozatal során háttérbe szorulnak. A jelenség fő okának sokan a tudományos bizonytalanság kiküszöbölhetetlen jelenlétét tartják, amely minden természettudományos tanácsot terhel bizonyos mértékben. Többféle módszer is ismert a szakirodalomból a tudományos bizonytalanság lehetőség szerinti csökkentésére, helyes kezelésére, amelyek mind az ökológiai szempontok hatékonyabb érvényesítését célozzák a környezeti döntéshozatalban. A jelen tanulmány a szakirodalomban eddig felvetett legfontosabb megoldási javaslatokat ismerteti.

Kulcsszavak: ökológiai szempontok hatékony érvényesítése, környezeti döntéshozatal, ökológiai tanács, tudományos bizonytalanság kezelése

Bevezetés

A politikai és gazdasági döntéshozók gyakran kérik az ökológusok állásfoglalását arról, hogy egy adott emberi beavatkozás milyen következményekkel fog járni a természeti környezetre nézve. Az ökológiai rendszerekről azonban nehéz pontos előrejelzéseket adni, hiszen a természettudományok eredményeit mindig áthatja a tudományos bizonytalanság (*scientific uncertainty*) (De Marchi & Ravetz 1999, Ludwig *et al.* 2001, Regan *et al.* 2002, Harwood & Stokes 2003, Hanssen *et al.*

1 A tanulmány a szerző 2013 júniusában védett szakdolgozatának kivonatolt része, amelyet az ELTE Természettudományi Kar biológia BSc szakán készített (konzulens: Dr. Pásztor Erzsébet).

2009, Sigel *et al.* 2010). A tudományos bizonytalanságnak számos forrása van, többek között a természeti rendszerek komplexitása, sztochaszticitása, nemlineáris viselkedése, valamint a tudós szubjektivitásából vagy a modellezés és mérés hibáiból fakadó bizonytalansági okok. Mindezek végső soron arra vezetnek, hogy az ökológiai rendszerek jövőbeli viselkedésének számos eleme a döntéshozók által elvárt bizonyossággal megjósolhatatlan.

A *scientific uncertainty* kiküszöbölhetetlen jelenléte miatt a környezeti erőforrásokat érintő döntéshozatali folyamatokban a természettudományos szempontok gyakran torzulnak, háttérbe szorulnak (Lélé & Norgaard 1996, Ludwig *et al.* 2001). Ennek oka, hogy a döntéshozók – köszönhetően többek között a bizonytalansági tényezőknek – nehezen győzhetőek meg ökológiai érvekkel (Wam 2010). A bizonytalanság formáit tetézi a közös nyelv hiánya is. Hosszú távon eredményes változást ezért csak az hozhat, ha a gazdasági-politikai döntéshozók és a tudósok jelenlegi két táborra oszlott csoportjai átrendeződnek, és a hatékony együttműködés irányába mozdulnak el (Wam 2010). Ennek előfeltételeként akár az időleges ellentéteket is el kell fogadni a szereplők két csoportja között (Wam 2010).

Az „ideális” döntéshozatal – amely során a tudományos érvek leginkább érvényesülhetnek – megvalósításához mind a természettudósoknak mind a döntéshozóknak reagálni kell a *scientific uncertainty* jelenségére. Ahhoz, hogy az ökológusok hatékonyan tudják érvényesíteni szempontjaikat a döntéshozatali folyamatban, a bizonytalanság formáit megfelelően kell interpretálniuk, kezelniük és kommunikálniuk a döntéshozók felé. Ez utóbbiak pedig a bizonytalanság természetének és szerepének jobb megértésével tudják segíteni az ökológiai szempontok érvényesülését.

A tudományos bizonytalanság kezelésének hatékony ökológusok által javasolt gyakorlati megoldásait tekinti át e tanulmány az alábbiakban.

Módszerek

A szakirodalmi példák áttekintésével arra a kérdésre keresem a választ, hogy milyen módszerekkel segíthető a környezeti döntések hatékony tudományos megalapozása, azaz milyen módszerekkel érhető el, hogy – elsősorban a tudományos bizonytalanság csökkentése révén – a tudományos szakvélemények ne szoruljanak háttérbe.

A környezeti döntéshozatal nemcsak a tárgyaül szolgáló ökológiai jelenség komplexitása miatt összetett feladat, hanem a folyamatban részt vevő tudományterületek (természettudományok és főként jogtudomány illetve közgazdaságtan)

eltérő szemlélete és módszertana okán is. A két oldal együttműködése azonban a nehézségek ellenére is megkerülhetetlen, annál is inkább, mivel a környezeti döntés tekintetében megengedhető kockázat szintjének meghatározását a természettudomány nem tudja egyedül végezni (De Marchi & Ravetz 1999).

A következőkben áttekintem, hogy az ökológiai szakirodalomban milyen megoldási javaslatok ismertek a tudományos bizonytalanság lehetőség szerinti csökkentésére. Felmerül a kérdés: létezik-e egy önálló univerzális módszer, amely képes kezelni a bizonytalanság összes formáját? Regan *et al.* (2002) szkepticizmusra intenek az olyan integrált megoldási módszerek ígéretével kapcsolatban, amely a sokrétű bizonytalansági források mindegyikét kezelni tudná. Az alább bemutatott módszerek döntő többsége is a bizonytalanságnak csak meghatározott formáit képes kezelni.

A szakirodalom áttekintése során a vizsgált módszereket azon szempont alapján osztályoztam, hogy a döntéshozatal melyik fázisában igyekszik kezelni a tudományos bizonytalanságot. A vizsgált módszerek elhelyezkedését a környezeti döntéshozatal fiktív „időskáláján” az 1. táblázat mutatja be.

1. táblázat. A vizsgált kezelési módszerek rendszerezése aszerint, hogy a bizonytalanságot a döntéshozatal melyik szakaszában kívánja csökkenteni.

A vizsgálat rendezőelve	Eredmények	Módszerek
A döntéshozatal mely szakaszában igyekszik kezelni a bizonytalanságot?	(i) az ökológia eredményeinek szintjén ható megoldás	– Bayes-féle statisztika – adaptív management – bizonyítékokon alapuló természetvédelem
	(ii) a társadalomtudományokkal való érintkezés során (az ökológia eredményeinek „tolmácsolásakor”)	– bioökonómia modellezési módszertana – a természettudomány „segítő” funkciója – peer-review a szakvélemények esetében – társadalmi részvétel, a döntéshozatali folyamatok átláthatósága – elővigyázatossági alapelv
	(iii) az egész döntéshozatal egészét érintő megoldások	– Harwood-féle modell – Sigel-féle módszer

A részletesen bemutatott módszerek tehát az alábbiak: (i) a Bayes-féle statisztika; (ii) az adaptív management kezelési módszere; (iii) bizonyítékokon alapuló természetvédelem; (iv) a bioökonómia modellezési módszertana; (v) a tudomány „segítő funkciójának” megközelítése; (vi) a szakvélemények peer-review-ja; (vii) a

társadalmi részvétel biztosítása a döntéshozatali folyamatokban; (viii) az elővigyázatosság alapelv; (ix) a Harwood-féle módszer; valamint (x) a Sigel-féle módszer.

Eredmények

1. A Bayes-féle statisztika alkalmazása

A *scientific uncertainty* kezelése a bevett tudományos álláspont szerint annak számszerűsítése, gyakoriságának meghatározása útján lehetséges. A jelenségek vizsgálatakor minden potenciális kimenethez valamilyen valószínűséget rendelnek, amelyek azt fejezik ki, hogy milyen mértékben várható az adott esemény bekövetkezése. A valószínűségek tehát relatív gyakoriságként is felfoghatók, és így a bizonytalanság mértéke számszerűsíthető. Mindez azonban csak olyan esetekben alkalmazható hatékonyan, ha az összes lehetséges kimenetel ismert, és a valószínűségük megbízhatóan megadható. A bizonytalanság mértékének számszerűsítése tehát meglehetősen pontos ismereteket igényel az adott szituációról (Sigel *et al.* 2010). Laplace klasszikus gyakoriságokkal, Bernoulli frekventista statisztikával, míg Bayes szubjektív gyakoriságokkal próbálta megadni a tudományos bizonytalanság mértékét (Sigel *et al.* 2010).

A frekventista és a Bayes-féle statisztika négy lényegi különbsége Ellison (2004) szerint az alábbiak. A klasszikus statisztika egy „Y” adat valószínűségét becsüli meg egy adott H hipotézis esetén, míg a Bayes-féle módszer annak mértékét adja meg, hogy az adott H hipotézis milyen valószínűséggel lesz igaz „A” adat esetében. A két módszer különbözik valószínűség-definíciójában is: a frekventista felfogás szerint a valószínűség az események hosszútávú relatív gyakorisága, a Bayes-féle fogalom szerint pedig az az egyén meggyőződésének mértéke az esemény bekövetkezésének valószínűségéről. A Bayes-féle statisztika ezen a ponton tartalmazza a sokak által vitatott szubjektív elemet. A klasszikus statisztika csak a mintavételezés adataival számol, míg a Bayes-féle számítás a mintavételi adatok mellett tartalmaz egy a priori valószínűségi eloszlásnak nevezett paramétert, amely a vizsgálat előtt, attól függetlenül létező hipotézisre vonatkozó modellből származik.

A közelmúlt környezeti kutatásai eltérő módszereket használnak a bizonytalanság leírására, meghatározására. A természetvédelmi kérdések terén többen a Bayes-féle statisztika alkalmazhatósága mellett foglalnak állást (Ludwig *et al.* 2001, Regan *et al.* 2002, Harwood & Stokes 2003, Ellison 2004, Schultz 2008). Az adaptív management módszere is a Bayes-féle statisztikát használja az alternatív kezelési módszerek közötti választáshoz. A módszer sokszor

hangoztatott előnye, hogy lehetőséget ad iterációra, és direkt módon kifejezhető általa a bizonytalanság (Ellison 2004). Azokban az esetekben különösen hatékonyabb a klasszikus statisztikánál, amikor a paraméterek értékeiről csak hiányos információval rendelkezünk. Ugyanakkor a számítási nehézségek és a túlzott szubjektivitás vádjai miatt a Bayes-féle statisztika még mindig nem használt széles körben (Ellison 2004).

2. Az adaptív management megoldása

Az adaptív kezelés módszere nyíltan elismeri a döntéshozók ismereteinek bizonytalanságait, hiányosságait, e bizonytalanságokat a természeti rendszerek inherens velejáronak tekinti. E módszer vallja, hogy nem is lehetséges kiválasztani egy, legmegfelelőbb kezelési módszert. Ehelyett alternatívákat vizsgál, és azokat folyamatosan nyomon követve információkat gyűjt a különböző beavatkozások hatásairól. Kezelési megoldások keresése helyett, a kidolgozott döntési alternatívákat hipotéziseknek tekinti (Gosselin 2009). Lényegében mindez egy kísérlet arra, hogy a tudományos kutatást a kezelés folyamatába integrálja, azáltal, hogy tanulási mechanizmusnak tekinti a döntéshozatali folyamatot.

E módszert több mint 20 éve kezdték el alkalmazni, azonban mind a mai napig nem terjedt el széles körben, holott több szakértő is ezt tartaná kívánatosnak (Linkov *et al.* 2006). Általánosan elfogadott definíció híján azonban a szakértők általában más-más módszert értenek adaptív management alatt, amely megnehezíti a módszer terjesztését (Gosselin 2009).

Gosselin (2009) szerint a döntéshozatali folyamatokra jelenleg az optimális megoldás felkutatásának kényszere és szándéka jellemző (optimalizációs módszer), amelynek során a legjobb elérhető tudományos eredményekre támaszkodva hozzák meg a döntést. Ezzel szemben az adaptív management aktív formája azt jelenti, hogy több alternatíva zajlik egymással párhuzamosan kísérleti jelleggel, a kimenetet folyamatosan összevetik egy izolált kontrollcsoporttal. A passzív adaptív management lényege pedig az, hogy egyidejűleg csak egyféle kezelés történik folyamatos monitorozás mellett. A monitoring eredményeként szükség esetén változtatnak a modell paraméterein és így a kezelés jellegén. A kezelési célok rögzítése után a szabályozni kívánt rendszer modellezése zajlik. Integrált modellek – amelyek az ökológiai dimenzió túl explicite magukban foglalnak költség tényezőket és társadalmi megfontolásokat is – igen ritkán készülnek. A modell felállítása után a többféle kezelési alternatíva kidolgozása és párhuzamos megfigyelése történik.

Az adaptív management esetében lényegi különbség az optimalizációs döntéshozatalhoz képest, hogy amennyiben a vizsgált kezelési alternatíva a monitoring értékelése alapján elbukik, az adaptív tanulási folyamat hatására megváltozik a kezelési módszer. A management alapvető célja, hogy a tanulási folyamat révén redukálja az ismeretek bizonytalanságait. A folyamat fontos eleme a döntéshozók aktív bevonása és tájékoztatása – végtére is mindenkit érintő kísérletnek is felfogható a mechanizmus –, ennek elmaradása bizalmatlanságot és sok esetben politikai nyomásgyakorlást eredményez.

3. Bizonyítékokon alapuló természetvédelem

A természetvédelmi kezelési módszereket illető tudományos bizonytalanságban az is közrejátszik, hogy az ökológiai szakvélemények jó része az ökológiai modellekre és nem a kísérleti eredményekre támaszkodik, holott a modellezéssel (a modellezésben inherensen benne rejlő bizonytalanság folytán) a környezeti beavatkozás várt hatása teljes pontossággal nem jósolható meg (Regan *et al.* 2002). Az előzőekben bemutatott adaptív management módszere is jól példázza, hogy a kísérletes szemléletnek a természetvédelem területén is létjogosultsága és pozitív hozadéka van a bizonytalanság csökkentése szempontjából is.

Szintén ezt a szemléletmódot vallja a bizonyítékokon alapuló természetvédelem (*evidence based conservancy*) koncepciója is. Az irányzat támogatói olyan (internet alapú) adatbázisok létrehozását szorgalmazzák, amelyekben a már megvalósult kezelési módszerek eredményeit, tanulságait teszik elérhetővé a szakemberek számára, segítve ezáltal a megfelelő kezelési módszer kiválasztását (Sutherland *et al.* 2004). A természetvédelmi kísérletek térnyerése hatékony eszköze a tudományos bizonytalanság csökkentésének is, ezért alkalmazásuk mindenképp kívánatos.

4. Együttműködés ökológusok és közgazdászok között – a bioökonómia híd szerepe

Az ökológiai szempontok hatékony tolmácsolását a modellezés fázisában igyekszik elősegíteni a bioökonómia (*bioeconomics*) interdiszciplináris módszere. A közgazdászok és ökológusok közös modellalkotását nehezíti, hogy módszertanuk több ponton is eltérő.

Wam (2010) a természettudósok és döntéshozók tábora közötti ellentétek potenciális formái közül három fő terület-specifikus alapformát nevesít. A fő ütközőpont az ökológusok által gyakran vallott nézet az ökológiai rendszerek nem redukálható komplexitásáról. További probléma a szintén ökológusok által széles körben

elfogadott elővigyázatossági elv szerepe és tartalma, végül a közgazdászok által vallott axiómában sincs egyetértés, miszerint mindennek megadható a pénzbeli forgalmi ellenértéke, ára (ún. *tradeability principle*). Az ökológusok közül a nem redukálható komplexitást valló felfogás képviselői pedig nem kívánják elfogadni a közgazdászok által javasolt egyszerűsítő modelleket. Az elővigyázatossági alapelvek különféle megítéléséről a későbbiekben még szó lesz. A természeti értékek forgalmi ellenértékének meghatározásában segíthet a bioökonómia interdiszciplináris módszertana.

Wam (2010) cikkében a bioökonómia fejlődő tudományának hídképző szerepet szán az ökológusok és a közgazdászok között. E módszertan mind társadalomtudományi, mind ökológiai szempontokat, elméleteket figyelembe vesz a természeti erőforrások dinamikájának leírásához. Az 1950-es évek óta önállóan nevesített módszertan az utóbbi három-négy évtizedben indult jelentős fejlődésnek, mára már komplex ökológiai és gazdasági technikákkal is képes modellezni a sok fajtából álló rendszereket. A bioökonómia „hídja” az ökológia empirikus szemléletmódját és a gazdaságtan elméleti megközelítésmódját köti össze.

A fő vitás kérdés e két tudományterület között abban áll, hogy mennyi empirikus adat szükséges a biztos ismeretek megalapozásához. Wam (2010) szerint az empirikus – elméleti vita feloldható, amennyiben a szakértők szoros és valódi együttműködés keretében igyekeznek megadni az adott esetre konkretizált választ. Ahogy arról az előzőekben is volt szó, a modellalkotásuk között is alapvető a különbség. Habár a közgazdászoknak is nehézséget okoz a nem materiális közjavak beárazása, annak érdekében, hogy modellezéseik során értelmezni tudják azokat, árakat rendelnek hozzájuk. A közjavak – így a természeti tárgyak, élőhelyek – piaci ára az az ár lesz, amelyet a társadalom hajlandó lenne fizetni értük. Ezt a felfogást, és az így kapott pénzbeli értéket az ökológusok azonban gyakran összemérhetetlennek tartják a természeti tárgyak által valójában képviselt értékekkel (Wam 2010).

A bioökonómia megoldása abban hoz újdonságot, hogy a biológiai entitásokhoz pénzben kifejezett értékeket rendel (Wam 2010). Minden bemenő paraméter rendelkezik egy negatív vagy pozitív értékkel, a kimenő paraméterekre gyakorolt hatása szerint. A közös modellalkotás mindkét részről kompromisszumokat igényel, valamint a belátás, disztingválás, relativizálás képességét, amikor is a résztvevők nyitottak annak elismerésére, hogy saját tudományuk szemlélete, ismerete és értékítélete nem az abszolút, és nem a kizárólagos igazságot jelenti. Wam szerint a közgazdászoknak el kell fogadniuk, hogy a modellben lesznek piacidegen ténye-

zők, például ökológiai kikötések, feltételek; az ökológusoknak pedig a monetáris értékben kifejezett kimenőtényezők létét kell elfogadniuk.

5. A természettudomány „segítő funkciója”

Szintén az ökológusok és döntéshozók hatékonyabb együttműködését kívánja szolgálni Hanssen *et al.* (2009) által leírt módszer.

Hanssen *et al.* (2009) az ökológusok döntéshozatalban betöltött lehetséges szerepét két szélsőséges modellel érzékeltetik: a tudós feladata lehet a döntéshozók megnyugtatása, igazolása, és ezáltal álláspontjuk depolitizálása a társadalom felé rövid távú, ellentmondásmentes adatok szolgáltatásával; ideális esetben azonban a tudósok már a stratégiaalkotás korai szakaszától fogva részt vesznek a döntés meghozatalában, és véleményezik az alternatív tervezeteket. A tudomány szerepe ez esetben nem pusztán adatszolgáltatás: a született döntés monitorozásában, értékelésében is részt vesz, így az ökológiai és társadalmi érvek egyensúlyba kerülnek a *policy making* folyamatában. Hanssen *et al.* (2009) az ökológusok lehetséges előbbi funkcióját „megnyugtató funkciónak”, a kívánatos utóbbit pedig „segítő funkciónak” nevezi.

Hanssenék megoldási javaslatának lényege, hogy az ökológusok a „segítő funkció” jegyében vegyenek részt a döntések meghozatalában. Ennek előfeltételeként a meglévő értékrendbeli és szemléletbeli különbségeken felülemelkedve a természettudósok és döntéshozók között konszenzust kell teremteni az együttműködéshez. Meg kell állapodni a munka kereteiben, így például maximalizálniuk kell a megoldás mindenki számára elfogadható bizonytalansági szintjét. Mindehhez egy független, egyetértésben kijelölt mediátor alkalmazása szükséges, aki végigköveti az együttműködés folyamatát, segít strukturálni a problémát, segíti a kölcsönös megértést. E mediátor segíti, hogy a felek közösen megfogalmazzák a politikai szempontból lényeges indikátorokat, kitételeket, valamint a kutatási terv időbeli ütemezését. A döntéshozók által kimunkálható alternatívák tekintetében a folyamat legelején le kell szőgezni a természeti erőforrás ökológiailag megengedhető kitermelési maximumát, az így születő tervezeteket az ökológusokkal értékelteni kell. A fenti módszer előnye, hogy robosztusabb, megbízhatóbb döntés születik e folyamat végén. A „segítő funkció” előfeltétele tehát, hogy a megoldás irányában, a kívánatos végállapotban, a munka kereteiben egyetértés legyen a felek között.

A „segítő funkció” konkrét tartalma és a politika szerepe e módszer szerint a tudományos bizonytalanság függvényében változik. Eszerint a bizonytalanság

alacsony szintje és a konszenzus nagy mértéke esetén a tudomány feladata a megoldás megtalálása, a politikáé pedig e megoldás érvényre juttatása. Alacsony konszenzus és alacsony bizonytalansági fok mellett a tudósoknak alkalmazkodni kell a döntéshozók által kijelölt megoldáshoz. Amikor mind a bizonytalanság, mind a konszenzus foka magas, a természettudósoknak érvei alapján kell megállapítani a kívánatos megoldást, s azt a politikai döntéshozóknak el kell fogadniuk. Magas bizonytalansági tényező és alacsony konszenzus esetén a tudománynak jeleznie kell a probléma túlzott komplex voltát, és sürgetnie kell a szakmai párbeszédet, amelyben a politikának aktívan kell részt vennie. Ilyen körülmények között kedvezőtlen eredményre jutunk, ha a politikai, ill. gazdasági érdekek a megnyugtató funkcióba kényszerítik az ökológusokat, és csak a kiválasztott döntést alátámasztó tudományos érveket veszik figyelembe.

6. A peer-review és a társadalmi részvétel megkövetelése

Több szerző is felhívja a figyelmet a szakmabeliek által ellenőrzött szakvélemény-adás módszerére, amely hatékony eszköze lehetne az adott természettudományos tanács legitimitásának, robosztusságának alátámasztására (Doremus 1997, Schultz 2008). A peer-review előfeltételként való megkövetelése a figyelembe vett szakvélemények tekintetében a döntéshozatal átláthatóságát is növelné a társadalom számára. Ezáltal megfékezhető lenne, hogy szakmai kérdésekben pusztán politikai alapú döntés szülessen. E módszer intézményesítése nagyban hozzájárulna a közigazgatási hatóságok munkájának eredményességéhez, hiszen azok szakmai kompetenciája gyakran elmarad a független szakértőkéétől.

Az igazságszolgáltatás során érvényesülő tudományos vélemények esetében is fontos lenne, hogy a bírák rendelkezésére álljon olyan objektív mérce, amely segítségével megítélhetik egy szakvélemény tudományos súlyát, és így bizonyító erejét. E célt szolgálja az Amerikai Egyesült Államok joggyakorlatában kifejlesztett ún. Daubert-standard (Schultz 2008). Ez a módszer segít abban, hogy bizonyos ismérvek alapján a bírák megítélhessék a kapott szakvélemény tudományos megalapozottságát. A következőket vizsgálják: történt-e peer review a vélemény kialakítása során, publikált tudományos eredmény-e illetve, hogy a szakvélemény az adott szakterület általánosan elfogadott módszertanával nyert adatokra épül-e, valamint tartalmaz-e hibaarányra vonatkozó számításokat (Schultz 2008).

A tudományos bizonytalanságot nem csak az igazságszolgáltatásnak, de a közigazgatási rendszernek is kezelnie kell, például a különféle engedélyeztetési, ellenőrzési eljárások során. A döntéshozatal eredményesebben tudná kezelni

a bizonytalansági tényezőket, ha a tudomány munkamódszeréből átemelné a nyitott kommunikációt, iterációt, az átláthatóságot illetve a hosszú távú tanulási folyamatra való törekvést (Doremus 1997).

A transzparencia azért is fontos követelmény, mert ezáltal csökkenne az ökológiai megalapozottsággal leplezett, pusztán politikai érdekeknek megfelelő döntések előfordulási aránya. Mindezek alapján igen kívánatos az átláthatóság követelménye, azonban kérdéses, hogyan lehet motiválni a folyamat résztvevőit (Schultz 2008). A döntések háttérének és a szabályozás alapjául szolgáló érvek bizonytalansági tényezőinek ismertetésével ugyanis a politikusok elveszítenék annak lehetőségét, hogy a megcáfolhatatlan tudományos okokra hivatkozva értékalapú döntéseiket „tudományossá” maszkírozzák át, amelyek egyébként értékválasztásuk miatt szavazói támogatottságuk csökkenéséhez vezethetnek. Továbbá a tudósokat is demotiválhatja, hogy a transzparens eredményeik társadalmilag vitathatóvá tehetők.

A transzparencia és a társadalmi részvétel irányába mutató gyakorlat hazánkban tetten érhető: a környezet- és természetvédelemmel foglalkozó társadalmi szervezetek részt vehetnek ügyfélként egy-egy beruházás engedélyeztetési eljárásában.

7. Az elővigyázatossági alapelv szerepe

A *scientific uncertainty* jelenségére adott válasz a kockázatkerülő attitűdtől a kockázatvállaló magatartásig terjedő skálán mozoghat (Schultz 2008). A kockázatvállaló álláspont csak a robosztus tudományos érveket fogadja el döntőnek az adott tevékenység korlátozásának szükségessége, megengedhetősége kapcsán, a bizonyítási terhet pedig a szabályozást szorgalmazókra telepíti. A korlátozás bevezetése ez alapján csak akkor lehetséges, amikor a tudomány eredményei igen magas bizonyossággal támasztják alá a tevékenység környezetkárosító voltát.

Az elővigyázatossági alapelv (*precautionary principle*) a skála kockázatkerülő végén helyezkedik el. E szemléletmód – szigorú értelemben véve – a károsító hatás bizonyítása kapcsán a bizonyítási terhet a környezetkárosítóra telepíti, tehát a környezetterhelőnek kell tudnia bizonyítani, hogy tevékenysége nem káros (Collins 2013).

Az elővigyázatosság elvét az 1992-ben elfogadott ENSZ Riói Deklaráció 15. alapelve is rögzíti, amely széles körben elterjedt alkalmazása révén mára a nemzetközi államközösségre kiterjedő nemzetközi jog szokásjogi szabályává vált (Collins 2013). Az alapelv megfogalmazása szerint, amikor súlyos vagy visszafordíthatatlan károkozás veszélye áll fenn, a teljes tudományos bizonyosság

hiányára hivatkozással nem lehet elhalasztani a környezetrombolást megelőző, költséghatékony intézkedéseket. Látható, hogy itt az elővigyázatossági elv egy kevésbé erős garanciaként fogalmazódik meg a bizonyítási teher megfordulásához képest, hiszen eszerint a teljes tudományos bizonyosság hiánya nem a környezet-terhelő magatartás megakadályozását, hanem az állami beavatkozás lehetőségét jelenti csak (Sachs 2011).

Az elővigyázatosság alapelvét az Európai Unió Bizottsága is elismerte 2000. február 2-i közleményében. Az Unió szerint ez az elv akkor alkalmazandó, amikor a tudományos bizonyítékok elégtelenek, bizonytalansággal terheltek, vagy nem egyértelműek, és a tudomány által előre jelzett potenciális veszélyeztetés mértéke nem egyeztethető össze az Unió által statuált védelmi szinttel. Az Európai Unió álláspontja szerint a veszélyeztetés lehetőségét vizsgálni kell mind a környezet, mind az élővilág, mind az emberi egészség szempontjából (Wam 2010).

Opdam *et al.* (2009) javaslata szerint minél nagyobb a bizonytalanság foka, annál nagyobb mértékben kell anyagiakat áldozni az esetleges veszély kezelésére a beavatkozást végzőnek. Az esetlegesen környezetkárosító tevékenység adott esetben engedélyezhető, ám folyamatos monitoringot kell végezni a bizonytalanság kiküszöbölésére. Amint a bizonytalan és kevésbé valószínű károsító esemény bekövetkezik, rögtön le kell állítani a tevékenységet. Ezt a kívánatos munkamódszert nevezi Opdam „*finger-on-the-pulse*” – „légy résen” – elvnek.

Az elővigyázatossági alapelv széleskörű alkalmazása jellemző az utóbbi idők halászati szabályozásaira is, amely nagy előrelépés a korábbi kezelési módszerhez képest. Az 1995. évi nemzetközi halászati egyezmény kimondja, hogy amíg nincs elég adat a hosszú távú fenntarthatóság megbecsülésére, az elővigyázatosság alapelvének kell érvényesülnie a halpopuláció védelmében és kezelésében. Tehát a részes államok többé nem élveznek szabadságot a tekintetben, hogy a védelmi intézkedésekkel késlekedjenek-e, ill. megvárják-e a halállomány drasztikus veszélyeztetettségét. Ez a koncepció merő ellentéte az eddigi szabályozásnak, amely korábban csak a krízishelyzet beállta után reagált a problémákra (Birnie *et al.* 2009).

Amíg az elővigyázatossági alapelv az ökológusok, természetvédők és a környezetjogászok (Bándi 2006) nagy többsége szerint kívánatos szemlélet, addig a politikai döntéshozók körében már inkább vitatott a megítélése. Habár a gazdasági szféra több szereplője is a szavak szintjén hangsúlyozza ezen elvet, azt a legtöbbször kizárólag antropocentrikus értelmezéssel teszi, amely alapjaiban eltér az ökológusok kiterjesztett értelmezésétől. Giddens (2009) szerint az alapelv csak

a kockázat egyik, negatív oldalára fókuszál, és megfeledekzik a kockázat pozitív oldaláról. A politikusok által kedvelt érv szerint a kockázatra adható másik válasz ugyanis az innováció, így a kockázatt vállalás nagyban hozzájárul a tudomány fejlődéséhez, a jólét növeléséhez.

Az ökológusok és a döntéshozók ellentétes interpretációja jelzi, hogy az elővigyázatosság kívánatos mértéke egy értékválasztási kérdés. A társadalom értékválasztásainak meghatározásával a jogtudomány foglalkozik, látható azonban hogy az elővigyázatosság kérdése esetében ezt csak a természettudománnyal együtt képes helyesen elvégezni. Ez a terület is rámutat a döntéshozók és az ökológusok szoros együttműködésének igényére.

8. Az ökológiai tanácsot megalapozó ideális folyamat modellje Harwood szerint Harwood & Stokes (2003) a halászati szektorban szerzett tapasztalataik alapján a természettudományos tanács létrejöttének folyamatában három lépést különítenek el. E lépéseket modellekkel írják le, amelyek paraméterei a döntéshozatali folyamat során változhatnak.

Az első lépésben a tudósok a modellalkotás sarkított rákérdezése folytán, bizonyos szempontokat kiragadva interpretálják a vizsgált jelenséget. Az első lépés során tehát az ökológusok több absztrakt modellt is alkotnak, hogy leképezzék a vizsgált folyamatot. E lépésnél fejt ki hatását a modellezés hibája. A folyamat következő lépése, hogy a modellezett folyamatokról adatokat kell gyűjteni, paramétereikről ismereteket kell szerezni. Ez tehát a megfigyelés modellje, amelyek a megfigyelés hibáival, az adatok bizonytalanságaival terhelt. A harmadik, utolsó lépés az alkalmazási folyamat során létrejött modelleket veszi számba: a megfigyelés tanulságai alapján kiválasztott kezelési módszer szükségképpen a gyakorlati alkalmazás hibáival lesz terhelt. A megválasztott szabályozás végül hat az eredetileg vizsgált ökológiai jelenségre, amely változást idézhet elő abban.

A Harwood-féle leírásban tehát az absztrakt modellek folyamatosan változnak a döntéshozatali folyamat során. Az első, modellezési lépéshez az „elvárt teljesítményjellemző” rendelhető, amely a kívánatos paramétereket jelöli. A második, megfigyelési lépéshez az „észlelt, megfigyelt teljesítményjellemző” társítható. Amennyiben e kettő között eltérés van, a döntéshozatali folyamatban visszacsatolás útján eltérésváltozást eredményez a management modellben, tehát változik a kezelési módszer, amely végső soron visszahat a szabályozott ökológiai rendszerre. A megfigyelési modell értelemszerűen az adatgyűjtés hibáit testesíti meg, míg a végrehajtási modul Harwoodék esettanulmányában

a halászati kérdésekben kvótákat és az azokhoz tartozó hatásokat tartalmazza (pl. a túlhalászat mértéke).

9. A Sigel-féle módszer

Sigel *et al.* (2010) a fontosabb környezetvédelmi döntéshozatalokhoz az alábbi lépéssort javasolja. Elsőként fel kell térképezni a bizonytalanság forrásait, lehetőség szerint meg kell adni jelentőségbeli sorrendjüket. Majd minősíteni kell őket, hogy adatra vagy normára (értékre) vonatkozó bizonytalansági tényezők-e. Ez után meg kell becsülni a bizonytalanság csökkentésének esélyét – meg kell vizsgálni, hogy mennyiben szerezhető további ismeret az adott kérdéstről. Végül ahol elég ismeret áll rendelkezésre a körülményekről, valószínűséget kell rendelni a várható eseményekhez.

Értékelés

A fentebb bemutatott módszerek egyike sem vállalkozott arra, hogy a tudományos bizonytalanságot teljesen kiküszöbölje, hiszen az a természettudomány eredményei tekintetében nem is lehetséges. Éppen ezért kiemelten fontos, hogy az ökológusok a kiküszöbölhetetlen mértékű tudományos bizonytalanság létét és szerepét megfelelően kommunikálják a döntéshozók felé.

Egyesek azzal vádolják a természettudósokat, hogy a bizonytalanság megfelelő tolmácsolása híján rendre elbuknak a döntéshozatal során adott tanácsadás terén, és épp ezért befolyásuk e folyamatokra egyre csökken. Ha a valós kép nem is ennyire borús, az ökológusoknak fejlődniük kell a bizonytalanság tolmácsolásában (Harwood & Stokes 2003). Harwood & Stokes (2003) szerint ökológiai tanács adása előtt a komplex rendszerelemzés bonyolult eredményét le kell tisztázni, és egyértelműsíteni kell, hogy annak eredménye érthetően közölhető legyen a döntéshozókkal.

A hatékony és megalapozott tudományos tanácsadásának feltételei tehát a bizonytalanság lehetséges mértékben való csökkentése a fentebb bemutatott módszerek révén, valamint azt követően a bizonytalanság megfelelő kommunikációja a döntéshozók felé.

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozom Dr. Pásztor Erzsébetnek, az ELTE TTK Genetika Tanszék adjunktusának, a jelen tanulmány kiindulópontjául szolgáló szakdolgozat konzulensének, értékes meglátásaiért és szakmai iránytatásáért.

Irodalomjegyzék

- Bánda, Gy. (2006). *Környezetjog*. Osiris, Budapest.
- Birnie, P., Boyle, A. & Redgewell, C. (2009): *International Law & the Environment*. Oxford, University Press
- Collins, M. L. (2013): Security of the person, peace of mind: a precautionary approach to environmental uncertainty. – *Journal of Human Rights and the Environment* **4**: 79–100.
- Doremus, H. (1997). Listing decisions under the Endangered Species Act: Why better science isn't always better policy? – *Washington University Law Quarterly* **75**: 1029–1152.
- De Marchi, B. & Ravetz, J. R. (1999): Risk management and governance: a post-normal science approach. – *Futures* **31**: 743–757.
- Ellison, A. M. (2004): Bayesian inference in ecology. – *Ecology Letters* **7**: 509–520.
- Giddens, A. (2009): *The Politics of Climate Change*. Cambridge, Polity Press
- Gosselin, F. (2009): Management on the basis of the best scientific data or integration of ecological research within management? Lessons learned from the Northern spotted owl saga on the connection between research and management in conservation biology. – *Biodiversity Conservation* **18**: 777–793.
- Hanssen, L., Rouwette, E. & van Katwijk, M. M. (2009): The Role of Ecological Science in Environmental Policy Making: from a Pacification toward a Facilitation Strategy. *Ecology and Society* **14**: 43
- Harwood, J. & Stokes, K. (2003): Coping with uncertainty in ecological advice: lessons from fisheries. – *TRENDS in Ecology and Evolution* **18**: 617–622.
- Linkov, I., Satterstrom, F. K., Kiker, G., Batchelor, C., Bridges, T. & Ferguson, E. (2006): From comparative risk assessment to multi-criteria decision analysis and adaptive management: recent developments and applications. – *Environment International* **32**: 1072–1093.
- Lélé S. & Norgaard R. B. (1996): Sustainability and the scientist's burden. – *Conservation Biology* **10**: 354–365.
- Ludwig, D. E., Mangel, M. & Haddad, B. (2001): Ecology, Conservation, and Public Policy. – *Annual Review of Ecology and Systematics* **32**: 481–517.
- Opdam, P. F. M., Broekmeyer, M. E. A. & Kistenkas, F. H. (2009): Identifying uncertainties in judging the significance of human impacts on Natura 2000 sites. – *Environmental Science & Policy* **12**: 912–921.
- Regan, H. M., Colyvan, M. & Burgman, M. A. (2002): A Taxonomy and Treatment of Uncertainty for Ecology and Conservation Biology. – *Ecological Applications* **12**: 618–628.
- Sachs, N. M. (2011): Rescuing the Strong Precautionary Principle from its Critics. – *University of Illinois Law Review* 1292–1293.
- Schultz, C. (2008): Responding to scientific uncertainty in U.S. forest policy. – *Environmental Science & Policy* **11**: 253–271.
- Sigel, K., Klauer, B. & Pahl-Wostl, C. (2010): Conceptualizing uncertainty in environmental decision-making: The example of the EU water framework directive. – *Ecological Economics* **69**: 502–510.
- Sutherland, W. J., Pullin, A. S., Dolman, P. M. & Knight, T. M. (2004): The need for evidence-based conservation. – *TRENDS in Ecology and Evolution* **19**: 305–308.
- Wam, H. K. (2010): Economists, time to team up with ecologists! – *Ecological Economics* **69**: 675–679.

Methods to cope with scientific uncertainty in environmental decision-making – how to give sound and influential ecological advice?

Katalin Sulyok

*ELTE University, Faculty of Law, Department of International Law
H-1053 Budapest, Egyetem tér 1-3., Hungary
e-mail: sulyok.katalin@gmail.com*

It is a wide known phenomenon in conservation biology that ecological advice is prone to bias in environmental decision making process. The persistent presence of scientific uncertainty is held as a primary reason for the insufficient influence of ecological inputs given by experts to stakeholders. Numerous methods are addressed in literature for identifying and reducing the level of uncertainty in terms of the ecological advices given to stakeholders. The present article presents some of the best practices on the basis of reviewing the respective scientific literature.

Keywords: influential ecological advice, conservation biology, environmental decision making, scientific uncertainty, methods to cope with uncertainty

Védett növényfajok megnevezésének hatásai a hazai populációk védettségére

Barina Zoltán

*Magyar Természettudományi Múzeum, Növénytár
1087 Budapest, Könyves Kálmán körút 40.
e-mail: barina@bot.nhmus.hu*

Összefoglaló: Jelen dolgozat a védett edényes növényfajok jogszabályokban történő megnevezéseinek hatását vizsgálja a védeni kívánt fajok és populációk tényleges védettségére. Sorra vesszük, hogy a jogszabályokban található elírások, magyar és latin fajnevek párhuzamos szerepeltetése, az egyes taxonokról rendelkezésre álló információk, a nevekhez tartozó különböző értelmezések, a faj feletti kategóriák szerepeltetése milyen hatással vannak a védeni kívánt populációk jogszabályi státuszára. Külföldi példák alapján megoldási javaslatokat fogalmazunk meg annak érdekében, hogy a növényfajok jogszabályokban szereplő megnevezései alapján minél egyértelműbben azonosíthatók legyenek a védeni kívánt taxonok.

Kulcsszavak: edényes növény, jogszabály, latin név, magyar név, Magyarország, nevezéktan, taxonómia

Bevezetés

A természet védelmének fontosságát felismerve hazánkban 1982 óta növényfajok védettsége is rögzítésre került jogszabályokban. Általában azok a növények nyernek védettséget, amik ritkaságuk, veszélyeztetettségük, feltűnő virágzatuk vagy lombjuk, vagy egyéb ok (Molnár 1999: 15) miatt arra érdemesnek tűnnek. A védeni kívánt fajok körét meghatározva azokat úgy kell kihirdetni, hogy védettségük egyértelműen fennálljon és alkalmazható legyen. E látszólag egyszerű folyamat azonban a gyakorlatban több nehézséggel terhelt, hiszen a populációk azonosításából fakadó problémákon túl az azok megnevezésével kapcsolatos kérdéseket is felveti.

Jelen dolgozatban áttekintjük a fajok védettségét kimondó rendeletekben alkalmazott megnevezéseinek következményeit Magyarország védett edényes növényfajain keresztül, vizsgáljuk ezek hatásait a fajok gyakorlati védelmére és javaslatokat teszünk a védett fajok körének meghatározásában levő bizonytalanságok kiküszöbölésére.

Módszerek

Munkánk során összegyűjtöttük azokat a jogszabályokat, melyekben edényes növényfajok védetté nyilvánítása került kihirdetésre (eltekintve a nem országos rendeletektől és a nemzetközi egyezmények hazai kihirdetésétől); ezek a következők:

1. 1/1982. (III. 15.) OKTH rendelkezés a védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, egyedeik értékéről, a fokozottan védett barlangok körének megállapításáról, valamint egyes védett állatfajokkal kapcsolatos korlátozások és tilalmak alóli felmentésekről
2. 7/1988. (X. 1.) KVM rendelet a védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, egyedeik értékéről
3. 12/1993. (III. 31.) KTM rendelet a védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, egyedeik értékéről, a fokozottan védett barlangok körének megállapításáról, valamint egyes védett állatfajokkal kapcsolatos korlátozások és tilalmak alóli felmentésekről szóló 1/1982. (III. 15.) OKTH rendelkezés módosításáról
4. 15/1996. (VII. 26.) KTM rendelet a védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, egyedeik értékéről, a fokozottan védett barlangok körének megállapításáról, valamint egyes védett állatfajokkal kapcsolatos korlátozások és tilalmak alóli felmentésekről szóló 1/1982. (III. 15.) OKTH rendelkezés módosításáról
5. A környezetvédelmi miniszter 13/2001. (V. 9.) KöM rendelete a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről
6. A környezetvédelmi és vízügyi miniszter 23/2005. (VIII. 31.) KvVM rendelete a védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről szóló 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet módosításáról
7. 22/2008. (IX. 12.) KvVM rendelet a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről szóló 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet módosításáról
8. 100/2012. (IX. 28.) VM rendelet a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai

Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről szóló 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet és a növényvédelmi tevékenységről szóló 43/2010. (IV. 23.) FVM rendelet módosításáról

A különböző jogszabályokban szereplő növényneveket összevetettük egymással, valamint a következő összefoglaló munkákban tárgyalt nevekkel:

1. Simon (1992)
2. Simon (2000)
3. Király (2009)
4. Priszter (1998)

A neveket a fenti munkák alapján megfeleltettük egymásnak és azok további elemzését végeztük el, melyek a fent listázott jogszabályokban legalább két eltérő néven jelentek meg.

Eredmények

Eredmények számokban

Az 1982 és 2012 között 8 alkalommal kiadott védett növényfajokat ismertető jogszabályokban összesen 4317 különböző latin növénynév található, melyek 719 fajhoz, illetve alfajhoz rendelhetők. Ezek közül 53 csak a 2012-es rendeletben szerepel, 389-nek pedig egyféle latin nevét használják a különböző rendeletek, azonban 277 taxon az egyes rendeletekben különböző neveken jelent meg.

Faj alatti kategóriák összesen 221 esetben kerülnek említésre, ebből 218-szor alfaj és 3 esetben változat (a *Lathyrus linifolius* var. *montanus* 1988-ban és a *Rosa villosa* var. *sancti-andreae* 1993-ban és 1996-ban).

A jogszabályokban szereplő eltérő nevek okai és következményei

A fajok védettségét kimondó jogszabályok felépítése, az ezekben használt elnevezések, a magyar és latin nevek párhuzamos szerepeltetése, a tudományos nevek auktorainak hiánya, valamint a jogszabályok szövegébe becsúszó hibák különböző mértékben lehetnek hatással a hazai taxonok és populációk védelmére.

Szinonimok, rangok

Különböző rangon tárgyalt, de azonos bazionimon nyugvó nevek esetében az eltérő névhasználat nem okoz problémát. Így nincs különbség a védett populációk

számában, ha azok *Pulsatilla pratensis* subsp. *nigricans* vagy *Pulsatilla nigricans* néven védettek, vagy ha *Thalictrum minus* subsp. *pseudominus* illetve *Thalictrum pseudominus* néven (1. táblázat).

1. táblázat. A hazai jogszabályokban szereplő, azonos bazionimokon alapuló növénynevek.

Bazionim	Hazai jogszabályokban szereplő további szinonimok
<i>Acrostichum marantae</i> L.	<i>Cheilanthes marantae</i> , <i>Notholaena marantae</i>
<i>Alyssum saxatile</i> L.	<i>Aurinia saxatilis</i>
<i>Asplenium scolopendrium</i> L.	<i>Phyllitis scolopendrium</i>
<i>Avena compressa</i> Heuff.	<i>Avenula compressa</i> , <i>Helictotrichon compressum</i>
<i>Bunium peucedanoides</i> M.Bieb.	<i>Seseli peucedanoides</i> , <i>Silaum peucedanoides</i>
<i>Carduus glaucus</i> Baumg.	<i>Carduus crassifolius</i> subsp. <i>glaucus</i>
<i>Centaurea mollis</i> Waldst. & Kit.	<i>Centaurea montana</i> subsp. <i>mollis</i>
<i>Centaurea sadleriana</i> Janka	<i>Centaurea scabiosa</i> subsp. <i>sadleriana</i>
<i>Chrysanthemum serotinum</i> L.	<i>Leucanthemum serotinum</i> , <i>Leucanthemella serotina</i>
<i>Cineraria aurantiaca</i> Hoppe ex Willd.	<i>Senecio aurantiacus</i> , <i>Tephroseris aurantiaca</i>
<i>Comarum palustre</i> L.	<i>Potentilla palustris</i>
<i>Coronilla elegans</i> Pančić	<i>Securigera elegans</i>
<i>Coronilla emerus</i> L.	<i>Hippocrepis emerus</i>
<i>Cytisus heuffelii</i> Wierzb.	<i>Chamaecytisus heuffelii</i>
<i>Danaa cornubiensis</i> Burnat	<i>Physospermum cornubiense</i>
<i>Erysimum pallidiflorum</i> Jáv.	<i>Erysimum witmannii</i> subsp. <i>pallidiflorum</i>
<i>Gentiana ciliata</i> L.	<i>Gentianopsis ciliata</i>
<i>Hesperis inodora</i> var. <i>vrbelyiana</i> Schur	<i>Hesperis matronalis</i> subsp. <i>vrbelyiana</i> , <i>Hesperis vrbeyiana</i>
<i>Hieracium staticifolium</i> All.	<i>Chlorocrepis staticifolia</i>
<i>Iris arenaria</i> Waldst. & Kit.	<i>Iris humilis</i> subsp. <i>arenaria</i>
<i>Lathyrus montanus</i> Bernh.	<i>Lathyrus linifolius</i> subsp. <i>montanus</i> , <i>Lathyrus linifolius</i> var. <i>montanus</i>
<i>Lycopodium complanatum</i> L.	<i>Diphasiastrum complanatum</i> , <i>Diphasium complanatum</i>
<i>Lycopodium issleri</i> Domin	<i>Diphasium issleri</i>
<i>Lycopodium tristachyum</i> Pursh	<i>Diphasium tristachyum</i>
<i>Myosotis caespitosa</i> Schultz	<i>Myosotis laxa</i> subsp. <i>caespitosa</i>

Bazionim	Hazai jogszabályokban szereplő további szinonimok
<i>Ophrys ovata</i> L.	<i>Listera ovata</i> , <i>Neottia ovata</i>
<i>Orchis coriophora</i> L.	<i>Anacamptis coriophora</i>
<i>Orchis elegans</i> Heuff.	<i>Anacamptis palustris</i> subsp. <i>elegans</i> , <i>Orchis laxiflora</i> subsp. <i>elegans</i>
<i>Orchis morio</i> L.	<i>Anacamptis morio</i>
<i>Orchis palustris</i> Jacq.	<i>Anacamptis palustris</i> subsp. <i>palustris</i> , <i>Orchis laxiflora</i> subsp. <i>palustris</i>
<i>Orchis tridentata</i> Scop.	<i>Neotinea tridentata</i>
<i>Orchis ustulata</i> L.	<i>Neotinea ustulata</i>
<i>Polygonum bistorta</i> L.	<i>Persicaria bistorta</i>
<i>Polypodium limbospermum</i> All.	<i>Lastraea limbosperma</i> , <i>Oreopteris limbosperma</i>
<i>Pulsatilla nigricans</i> Storck	<i>Pulsatilla pratensis</i> subsp. <i>nigricans</i>
<i>Rosa sancti-andreae</i> Degen et Trautm. ex Jáv.	<i>Rosa villosa</i> var. <i>sancti-andreae</i>
<i>Satureja thymifolia</i> Scop.	<i>Calamintha thymifolia</i> , <i>Micromeria thymifolia</i>
<i>Satyrium viride</i> L.	<i>Coeloglossum viride</i> , <i>Dactylorhiza viridis</i>
<i>Sedum hillebrandii</i> Fenzl	<i>Sedum sartorianum</i> subsp. <i>hillebrandii</i> , <i>Sedum urvillei</i> subsp. <i>hillebrandtii</i>
<i>Sempervivum hirtum</i> L.	<i>Jovibarba globifera</i> subsp. <i>hirta</i> , <i>Jovibarba hirta</i>
<i>Thalictrum majus</i> var. <i>pseudominus</i> Borbás	<i>Thalictrum minus</i> subsp. <i>pseudominus</i> , <i>Thalictrum pseudominus</i>
<i>Thlaspi kovatsii</i> Heuff. var. <i>schudichii</i> Soó	<i>Thlaspi kovatsii</i> subsp. <i>schudichii</i> , <i>Thlaspi schudichii</i>
<i>Valeriana sambucifolia</i> Mikan f.	<i>Valeriana officinalis</i> subsp. <i>sambucifolia</i>
<i>Veronica spuria</i> subsp. <i>foliosa</i> Nyman	<i>Pseudolysimachion spurium</i> subsp. <i>foliosum</i> , <i>Veronica paniculata</i> subsp. <i>foliosa</i>

A védettség alfajokra való szűkítése, vagy éppen fajra való kiterjesztése, amennyiben hazánkban – ismereteink szerint – csak a védettségi rendeletben szereplő alfaj fordul elő, szintén nem érint hazai populációkat. Ilyen volt a *Primula farinosa* subsp. *alpigena*, *Asperula taurina* subsp. *leucanthera* vagy a *Lathyrus linifolius* subsp. *montanus*, mely esetekben a védelem fajra történő kiterjesztésével a hazai populációk védettsége nem változott, viszont védelmet nyertek a faj hazánkból ki nem mutatott alakjai is. Jelentős változás történt azonban a védelem *Centaurea triumfettii* fajra történő kiterjesztésével (a korábbi subsp. *aligera* alfaj helyett),

minek következtében a – vitatott alfaji besorolású – hazai populációk mindegyike védett lett.

A hazánkban ritka *Erysimum wittmannii* Zaw. subsp. *pallidiflorum* (Jáv.) Jáv. 1988 óta védett. 2001–2008 között a védelem az *Erysimum wittmannii* fajra vonatkozott, beleértve ezzel a hazánkban nem élő alakokat is, míg 2012-től a rendeletben szereplő *Erysimum wittmannii* subsp. *pallidiflorum* értelmében az egyéb – hazánkból nem kimutatott – alakok már nem védettek.

Ismeretek változása

A jogszabályok tartalmában tükröződik a hazai flórával kapcsolatos ismeretek bővülése, de ez természetesen csak némi késéssel történhet meg. A hazánkban 1982 óta védett sallangvirág (*Himantoglossum*) populációk 1993-ban és 1996-ban még *Himantoglossum hircinum* néven voltak védettek, majd 2001-től *H. adriaticum* és *H. caprinum* néven (vö. Dénes *et al.* 1994, Molnár *et al.* 1995, Sulyok *et al.* 1998).

A hazai *Jovibarba*-fajok előbb *Jovibarba* spp.-ként, majd – 1993 és 1996 között – *Jovibarba hirta* agg. néven, 2001-től *Jovibarba globifera* subsp. *hirta* és subsp. *globifera* néven, míg 2012-től *Jovibarba globifera* néven védettek. Időrendben Simon (1992, 2000) és Király (2009) munkáihoz igazítva a fajfelfogást a hazai populációk folyamatos védelmet élveztek, azonban mivel a rendeletben ez nincs lefektetve, így más felfogás alkalmazása esetén a *Jovibarba hirta* (Pollini) Opiz védelme kérdéses.

A Zempléni-hegységben 1999-ben megtalált hazánkra új páfrányt *Asplenium cuneifolium* Viv.-ként azonosították (Simon 2000: 69) és *Asplenium cuneifolium* (szerpentinfordorka) néven 2001-től védett. Az egyetlen hazai populáció vizsgálatának eredményeként kiderült, hogy a páfrány valójában *Anogramma leptophylla* (L.) Link (Molnár *et al.* 2007), így 2008-tól már télipáfrány (*Anogramma leptophylla*) néven védett.

A korábban *Chamaecytisus albus* (Hacq.) Rothm. néven ismert és védett Debrecen körüli zanót-populációkról bebizonyosodott, hogy a hazánkból korábban ismeretlen *Chamaecytisus rochelii* (Wierzb.) Rothm. fajhoz tartoznak, ezáltal a populációk nem élveztek védelmet egészen a *Chamaecytisus rochelii* 2012-es védetté nyilvánításáig.

Hazánkból 2009-ben került leírásra tudományra új fajként a *Sempervivum matricum* Letz (Letz 2009), feltehetően e munkán alapulva 2012-től ez a név szerepel a védetté nyilvánítási jogszabályban, míg a *Sempervivum marmoreum*

hiányzik. Letz (2009) azonban a Visegrádi-hegységtől a Zempléniig terjedő populációkat vizsgálta, az ettől nyugatra levő populációk (biztosan a Gerecsében, ld. Barina 2006) faji hovatartozásának revíziója nem történt meg, így ezek védettsége is bizonytalan.

A *Dianthus plumarius* faj alá tartozó taxonok 1982–1996 között *Dianthus plumarius* néven voltak védettek. 2001–2008 között *D. plumarius* subsp. *lumnitzeri*, *D. plumarius* subsp. *praecox* és *D. plumarius* subsp. *regis-stephani* néven, míg 2012-től „*Dianthus plumarius* subsp. *lumnitzeri* (incl. *Dianthus plumarius* subsp. *regis-stephani*)” és *Dianthus plumarius* subsp. *praecox* néven. A botanikai szakirodalomban új „*regis-stephani*” taxont „*lumnitzeri*” alatt tárgyalni, mindkettőt alfaji rangon kezelve pedig hibás és értelmezhetetlen. Külön érdekesség, hogy aktuális molekuláris és morfológiai vizsgálatok alapján (Somogyi *et al.* 2013) a hazánkban korábban fenti neveken közölt populációk egymástól nem különülnek el és *D. plumarius* néven tárgyalandók. Ezt az eredményt átvéve a Dunántúli- és Északi-középhegységben előforduló sziklalakó fehér tollas szegfűvek jelenleg hazánkban nem élveznének védelmet.

Elírások

Hibásan írt nevek mindegyik megjelent védetté nyilvánítási rendeletben előfordulnak. Ezek között vannak egyszerű elírások és helyesírási hibák is (ld. 2. táblázat), melyek nem értelemszavaróak; azonban az 1993-ban és 1996-ban szereplő *Festuca pallens* subsp. *hungarica* már igen. Ilyen nevű taxon ugyanis nem létezik, viszont ez alapján a *F. pallens* subsp. *pannonica* védettsége nem állhatott fenn. A taxon 2012-ben már nem szerepel a védett fajok listáján, annak ellenére, hogy a 2007-ben összeállított vörös listában (Király 2007) adathiányos fajként szerepel, Király (2009) munkájában pedig faji rangon ritka fajként tárgyalta.

A hazánkban előforduló *Poa pannonica* Kern. subsp. *scabra* (Kit.) Soó szándék szerint 1993 óta védett, azonban a 2001–2005 között megjelent rendeletekben a *Poa pannonica* subsp. *glabra* szerepel, ami nem azonosítható vele (*Poa glabra* Ehrh. néven leírásra került egy taxon, melyet azonban a *Poa pratensis* L. szinonimjaként kezelnek, ld. The Plant List 2010. Így ezen időszak alatt a *Poa pannonica* subsp. *scabra* védelme elírás miatt nem állt fenn.

Magyar nevek

Egy-egy növényfajnak hazánkban számos magyar neve, névváltozata, regionális elnevezése ismert. A növények magyar elnevezésében Priszter (1998) munkája

2. táblázat. Elírások a hazai védett fajokat kihirdető rendeletekben.

Név	Elírás	Időpont
<i>Calamagrostis purpurea</i>	Calamagrostris purpurea	1996
<i>Carex cespitosa</i>	Carex caespitosa	1982, 1993–2008
<i>Carex hartmanii</i>	Carex hartmannii	1982–2008
<i>Centaurea sadleriana</i>	Centaurea sadlerana	1993–1996
<i>Centaurea triumfettii</i> subsp. <i>aligera</i>	<i>Centaurea triumfettii</i> subsp. <i>albiger</i> a	2001–2008
<i>Cnidium dubium</i>	Cnidium dubinum	2008
<i>Cotoneaster integerrimus</i>	Cotoneaster integerrima	1993–1996
<i>Cardamine glanduligera</i>	Cardemine glanduligera	2001–2008
<i>Ferula sadleriana</i>	Ferula sadlerana	1982–1996
<i>Festuca pallens</i> subsp. <i>pannonica</i>	<i>Festuca pallens</i> subsp. hungarica	1993–1996
<i>Gymnadenia conopsea</i>	Gymnadenia conopea	1993–1996
<i>Gymnocarpium robertianum</i>	Gymnacarpium robertianum	2001–2008
<i>Lastrea limbosperma</i>	Lastraea limbosperma	1993–1996
<i>Lastrea thelypteris</i>	Lastraea thelypteris	1993–1996
<i>Lathyrus transsilvanicus</i>	Lathyrus transsylvanicus	1993–2012
<i>Ludwigia palustris</i>	Ludwigia patustris	2001–2008
<i>Onosma arenaria</i>	Onosma arenarium	1982–1988
<i>Onosma tornensis</i>	Onosma tornense	1982–1996, 2012
<i>Poa pannonica</i> subsp. <i>scabra</i>	<i>Poa pannonica</i> subsp. glabra	2001–2005
<i>Polygonatum verticillatum</i>	Polygonatum verticillare	1993–1996
<i>Rosa sancti-andreae</i>	Rosa sanctiandreae	2012
<i>Sedum hillebrandii</i>	Sedum hillebrandtii	1993–2002
<i>Sesleria sadleriana</i>	Sesleria sadlerana	1993–1996
<i>Sorbus adami</i>	Sorbus adamim	2001–2008
<i>Urtica kioviensis</i>	Utrica kioviensis	1993–2008
<i>Utricularia bremii</i>	Utricularia bremii	2001

irányadó, melyben a hazánkból ismert fajok mellett számos, hazánkban nem honos faj latin és magyar neve megtalálható. Azonos latin névhez tartozó magyar nevek a jogszabályokban csak részben egyeznek a Priszter (1998) munkájában szereplő nevek valamelyikével. Míg Priszter a *Woodsia ilvensis* magyar neveként a pillás-, apró- és elbai szirtipáfrány neveket említi, addig a 100/2012. rendeletben ugyan-ezen faj magyar neveiként a hegyi- és északi szirtipáfrány szerepel. A *Thlaspi caerulescens* magyar neve Priszter (1998) munkájában kékes- vagy bérci tarsóka, míg a 100/2012. rendeletben havasalji tarsóka.

Gyakran fordulnak elő írásmódbeli eltérések és helyesírási hibák, pl. az *Achillea ptarmica* magyar neve Priszternél kenyérbél-cickafark, Király (2009) munkájában kenyérbél cickafark, míg a 100/2012. rendeletben kenyérbélcickafark.

Az *Adonis hybrida* magyar neve Priszter (1998) és Király (2009) munkájában erdélyi hérics, míg a 100/2012. rendeletben volgamenti hérics, mely név azonban Priszter (1998) szerint az *Adonis volgensis* magyar neve, így a megadott, egymásnak ellentmondó latin és magyar név miatt kérdéses lehet a csorvási populációk aktuális védettsége. A *Corallorhiza trifida* Châtel. magyar neve Király (2009) munkájában apró korallgyökér, Priszter (1998)-nél korallgyökér vagy élődsi korallgyökér, míg a 100/2012. rendeletben erdei korallgyökér. A *Himantoglossum caprinum* (M. Bieb.) Spreng. Priszter (1988) és Király (2009) munkájában is bíbor sallangvirágként, míg a 100/2012. rendeletben bíboros sallangvirágként szerepel. A *Petrosimonia triandra* Priszter (1998)-nél erdélyi Pallasz-szikfű, míg a 100/2012. rendeletben szikárszik (vö. Molnár & Varga 2006).

Egyes fajoknál több magyar név is szerepel a 100/2012. rendeletben pontosító jelleggel, ezek azonban nagyrészt szükségtelen ismétlések, máskor zavaróak, mint az *Allium paniculatum* esetében a bugás hagyma mellett megadott vöröses hagyma név, mely Priszter (1998) szerint az általa külön fajként tárgyalt *Allium marginatum*-ra vonatkozik. Nála az *Allium paniculatum* magyar neve bugás hagyma.

Faj feletti kategóriák

Az egyes listákban döntő többségében fajok szerepelnek, azonban előfordulnak faj feletti és faj alatti (infraspecifikus) taxonok is. Az 1982-es és 1988-as rendeletekben két család megnevezése szerepel (Pyrolaceae exc. *Monotropa* és Lycopodiaceae), melyek összesen 6, a későbbi listákban védettként szereplő fajt takarnak. A 2012-es mellékletben újra megtalálhatók faj feletti rendszertani egységek megnevezései, ráadásul a védett és fokozottan védett fajokkal együtt folytonos számozással ellátva, ezek azonban – szándék szerint – nem védettségi kategóriát jelölnek, csak a védett taxonok rendszerbe sorolását adják; természetvédelmi érték nincs hozzájuk rendelve. Összesen 20 esetben – döntően 1993-ban és 1996-ban – faj feletti kategóriaként aggregátumok (agg.) megnevezése is szerepel, de előfordul ilyen 1982-ben és 1988-ban (*Ceterach officinarum* agg. és *Muscari botryoides* agg.), valamint 2012-ben is (*Scilla autumnalis* agg. és *Thlaspi jankae* agg.).

Az *Orchis morio* 1982–1988 között védett volt *Orchis* spp. néven, 1993–1996 között nem szerepelt a védett fajok listáján, majd 2001-től újra, *Orchis morio* néven.

A hazai berkenyefajok esetében a védetté nyilvánítás szándéka feltehetően a Nothosubgenus *Tormaria* (*Aria* × *Torminaria*) és a Nothosubgenus *Soraria* (*Aria*

× *Sorbus*) hibrid alnemzetségek tagjaira terjed ki. Ezek azonban – a jogszabályok megfogalmazásaival szemben – nem átmeneti alakok (transitusok) vagy „kisfajok”, hanem hibridogén eredetű taxonok. A törvény 1982-es és 1988-as megfogalmazása emiatt nem egyértelmű, az 1993-as és 1996-os megfogalmazás pedig csak a lisztes berkenyét nevezi meg (Lisztes berkenye, 21 kisfaj), ezért a védetség a rendelet szövege alapján nehezen vonatkoztatható a védeni kívánt taxonokra. Fokozza a bizonytalanságot, hogy mind a 4 rendelet (1982–1996) 21 „kisfajt” említ, ugyanakkor a később leírtakon kívül összesen 35, a fenti alnemzetségekbe tartozó berkenyefaj volt ismert. A 2001–2008 között megjelent rendeletek szövege értelmezhető úgy, hogy ez az összes hazai *Tormaria* és *Soraria* alnemzetségbe tartozó taxonra vonatkozik. A szöveg értelmezéseként hozzáfűzött megjegyzés – „minden lisztes levélfonákú berkenye” – azonban bizonytalanságot okoz, ugyanis fenti taxonok egyike sem lisztes fonákú, hanem molyhosak (a félreértés valószínűleg a „lisztes berkenye” magyar nevéből származik). A védett fajok ezután felsorolva is szerepelnek, azonban az ezen alnemzetségekbe tartozó leírt fajok közül nem szerepel a *Sorbus budaiana* Kárpáti, a *Sorbus huljakii* Kárpáti, a *Sorbus pseudodanubialis* Kárpáti, *Sorbus thaiszii* (Soó) Kárpáti, *Sorbus ulmifolia* Kárpáti, *Sorbus vajdae* Boros és a *Sorbus zolyomii* (Soó) Kárpáti. A 2012-es rendelet a korábbiakhoz hasonlóan körülírja a védett taxonokat, azonban meg is nevezi az összes, hazánkából a rendelet megjelenéséig, ismert *Tormaria* és *Soraria* taxont is.

A jogszabályokban szereplő nevek értelmezése

Auktorok hiánya

Flóramonográfiákkal és szakpublikációkkal ellentétben a védetség kimondó hazai jogszabályokban az azokban listázott fajok leíró nélkül szerepelnek. Nem kevés esetben az egyes latin nevekkal megegyező néven más taxonok is lettek leírva. *Centaurea arenaria* néven Marschall von Bieberstein, Reichenbach és d’Urville is leírt fajt, más-más tartalommal. Hasonló módon *Erysimum crepidifolium* néven Reichenbach és Grisebach is írt le fajt, melyeket ráadásul eltérő értelemben is használtak a későbbiekben.

Az 1993–1996-ig szereplő *Alchemilla hybrida* mint *Alchemilla hybrida* (L.) L. pireneusi faj, mint *Alchemilla hybrida* Brügger, az *Alchemilla splendens* Christ szinonimjaként kezelt Alpokban élő faj, emellett az *Alchemilla glaucescens* Wallr.-ra használták tévesen.

Az *Astragalus sulcatus* L. kelet-európai faj, az *Astragalus sulcatus* Lam. pedig az *Astragalus austriacus* Jacq. szinonimjaként kezelt taxon; hazánkban mindkettő előfordul.

A taxonnevek megjelenése monográfiákban

Az egyes rendeletekben megjelent nevek forrását keresve azt tapasztaljuk, hogy azok jelentős mértékben támaszkodnak az aktuálisan használt és széles körben ismert határozókönyvekre. Így az 1993-as rendelet növényneveinek 86,3 %-a, míg az 1996-os rendelet 89,9 %-a megegyezik ugyanezen taxonokra, illetve populációkra a Simon (1992) által használt nevekkal (3. táblázat).

3. táblázat. Az egyes években megjelent védetté nyilvánítási rendeletek neveinek eltérései korábban megjelent határozókönyvek neveitől.

	Simon 1992	Simon 2000	Király 2009
1993	57 / 13,7%		
1996	66 / 10,1%		
2001	235 / 28,7%	66 / 12,0%	
2005	234 / 8,6%	65 / 11,8%	
2008	217 / 27,3%	71 / 12,4%	
2012	228 / 31,7%	177 / 24,6%	32 / 4,6%

A 2001-es rendelet nevei már csak 71,3%-ban egyeznek meg Simon (1992) neveivel, azonban nagyobb átfedést mutatnak Simon (2000) neveivel (88%). Hasonló módon a 2012-es rendeletmódosításban szereplő nevek csak 68,3%-ban egyeznek meg Simon (1992) neveivel és 75,4%-ban Simon (2000) neveivel, viszont 95,4%-os egyezést mutatnak Király (2009) neveivel (3. táblázat); ahogy arra a Magyar Állami Természetvédelem Hivatalos Honlapján utalást is találunk: „Tudományos és magyar elnevezések, taxonómiai állásfoglalás nélkül, a hajtásos növények tekintetében többnyire a Király G. (szerk., 2009): Új magyar fűvész-könyv. Magyarország hajtásos növényei (Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő) című művet követik, míg a hajtásos növényeken belül, az orchideák (*Anacamptis*, *Cephalanthera*, *Corallorhiza*, *Cypripedium*, *Dactylorhiza*, *Epipactis*, *Epipogium*, *Goodyera*, *Gymnadenia*, *Hammarbya*, *Himantoglossum*, *Limodorum*, *Liparis*, *Neotinea*, *Neottia*, *Ophrys*, *Orchis*, *Platanthera*, *Traunsteinera*) esetében a Molnár V. A. (szerk. 2011): Magyarország orchideáinak atlasza (Kossuth

Kiadó, Budapest) című mű szolgált alapul.” (http://www.termeszetvedelem.hu/index.php?pg=sub_678)

A 2012-es rendeletben szereplő nevek közül 18 nem található meg Király (2009) munkájában, hanem forrásukat nyomozva a korábbi monográfiákon túl további 5 helyen (Molnár 2006, Csiky *et al.* 2010, Sulyok 2011, Molnár 2012, Németh 2012) akadhatunk ezek nyomára.

A taxonnevek értelmezése

Ugyanazon szerzőségű név más tartalommal bír az egyes monográfusok értelmezésében. A *Dianthus giganteiformis* név 1982 óta változatlan formában szerepel a rendeletekben, azonban ha megpróbáljuk azonosítani, mit is takar ez a név, akkor Simon (1992) és Király (2009) alapján a Dél-Dunántúlon előforduló, *Dianthus pontederæ* Kern.-nél nagyobb termetű szegfűvet, míg Simon (2000) ezen belül tárgyalja a *D. pontederæ*-t is *Dianthus giganteiformis* Borb. subsp. *pontederæ* (Kern.) Soó néven. Ebből következik, hogy Simon (2000) értelmezése alapján 2001-től 2012-ig a védelem a korábban értelmezett *Dianthus giganteiformis* Borb.-on túl kiterjed a hazánkban gyakori *Dianthus pontederæ* Kern.-re is.

1982-től (és 1988-tól) védett a *Ceterach officinarum* agg., az 1993–1996-os listákon viszont csak a *Ceterach officinarum* szerepel, míg 2001-től az *Asplenium javorkeanum* és *Asplenium ceterach* is. Így 1993–1996 között a *Ceterach javorkeanum*, azaz a hazai *Ceterach*-populációk döntő része (Vida 1963) feltehetőleg a jogalkotó szándéka ellenére nem élvezett védelmet.

Az *Aster sedifolius* L. és *A. canus* W. et K. fajokat Simon (2000) külön tárgyalja, 2001–2008 között azonban csak az *Aster sedifolius* szerepel a védettségi listákon. Simon (1992) és Király (2009) az *Aster sedifolius*-on belül tárgyalják a subsp. *canus* (W. et K.) Merxm.-t, így a vonatkozó rendeletekkel összevetve 1993–1998 között és 2012-től a subsp. *canus* is védelmet élvez.

A *Jurinea glycacantha* (Sibth. et Sm.) DC.-t gyakran a *Jurinea mollis* (L.) Rchb. alfajaként kezelik (subsp. *glycacantha* (Sibth. et Sm.) Hayek), azonban mind Simon (1992, 2000), mind Király (2009) faji rangon tárgyalják. A *Jurinea mollis* 1982 óta védett hazánkban, a *J. glycacantha* azonban csak 2001-től került fel a listára.

A *Himantoglossum caprinum* (M.Bieb.) Spreng. nálunk fokozottan védett, azonban bebizonyosodott (Molnár *et al.* 2012), hogy e faj nem él hazánkban és a hazai populációk *Himantoglossum jankæ* Somlyay, Kreutz & Óvári néven illetendők, mely faj azonban nem élvez védelmet.

Pontosító megjegyzések

A védett objektumok körének pontosabb meghatározását célozza a szinonimok (syn.) ismertetése, valamint a beleértendő (inclusive) és bele nem értendő (exclusive) taxonok említése is, mindegyik alkalmazására kizárólag a 2012-es rendeletmódosításban került sor. Alkalmazásuk több esetben azonban nem jár plusz információval, szükségtelen vagy nehezen értelmezhető; így a *Dianthus arenarius* esetén a „syn.: *Dianthus arenarius* subsp. *borussicus*” kitétel, az *Aster sedifolius* esetén az „incl. *Aster sedifolius* subsp. *canus*, *Aster sedifolius* subsp. *sedifolius*” kitétel, a *Centaurea scabiosa* subsp. *sadleriana* esetén a „syn.: *Centaurea sadleriana*” kitétel, a *Dianthus arenarius* esetén a „syn.: *Dianthus arenarius* subsp. *borussicus*” kitétel vagy a *Dianthus plumarius* subsp. *lumnitzeri* esetén az „incl. *Dianthus plumarius* subsp. *regis-stephani*” kitétel. A faj alá minden esetben beletartoznak annak alfajai is, ezért szükségtelen kiemelni, viszont a faj alfajai nem szinonimjai annak, mint ahogy egy alfajba sem lehet beleértendő egy másik, hacsak nem szinonimokként kezeljük azokat.

Értékelés

A védett fajokat kihirdető jogszabályok anyagait vizsgálva azt találtuk, hogy a több rendeletben is szereplő (tehát régebb óta védett) fajok 39%-a eltérő neveken jelenik meg az egyes rendeletekben. Az eltéréseket elírások, a taxonok különböző rangon való tárgyalása (faj, alfaj), fajnál magasabb rangú taxonok (aggregátum, nemzetség, család) védettsége, a hazai populációk faji hovatartozásának megítélésében történt változások és a lista egyértelműségét elősegíteni hivatott kiegészítések (szinonimok, beleértendő taxonok, stb. megadása) okozzák.

A latin nevek szerzőik nélkül kerültek listázásra mindegyik hazai jogszabályban, amiből értelmezési gondok származnak, melyek abban az esetben is fennállnak, ha minden név esetében csak a nem illegitim neveket vesszük figyelembe. Nem egyértelmű ugyanis a szerző nélküli nevek tartalma, ahogy azt több faj esetében is láttuk.

Szerzőnevek alkalmazása nem idegen az európai gyakorlattól és nagyban elősegíti a védendő taxonok egyértelmű azonosítását; erre látunk példát többek között Franciaországban, Németországban, Olaszországban, Svájcban és Szlovéniában is (1. függelék az Online Függelékben [OF]).

A magyar és latin nevek egyidejű, azonos rangon történő szerepeltetése értelmezési gondot jelent elsősorban azokban az esetekben, amikor a szóba jöhető lehetséges forrásokban használt nevekkal a jogszabályokban használt nevek közül csak az egyik (magyar vagy latin) egyezik meg. Erre jó megoldási javaslat található a brit természetvédelmi törvényben (1. függelék az Online Függelékben [OF]), melyben a latin nevek mellett szintén szerepelnek ún. *common name*-ek is, azonban rögzítik, hogy ez utóbbiak csak tájékoztató jellegűek és a törvény alapját a latin nevek képezik.

Faj feletti kategóriák védeltsége hazánkban az 1982-es és 1988-as jogszabályok alapján állt fenn, majd ezek száma egyre csökkent és helyüket fajok vették át. Ennek következtében azonban sok faj védelme átmenetileg (akaratlanul) megszűnt, mint azt az *Orchis morio*, a *Ceterach javorkaeorum* vagy több *Sorbus*-faj esetében tapasztalhattuk és várhatóan tapasztalni is fogjuk minden alkalommal, amikor valamely faj a taxonómia új eredményei alapján több fajra kerül szétbontásra. Faj feletti rendszertani egységek védelme általános gyakorlat Európában (pl. Svájcban, Lengyelországban, Németországban, Olaszországban, Szlovéniában, ld. 1. függelék az Online Függelékben [OF]), különösen a német jogszabály érdemel figyelmet, amelyben külön megmagyarázzák az ezzel kapcsolatos rövidítéseket (pl. spp.), sőt kiemelik, hogy a törvényben szereplő egyéb hivatkozások magasabb rendszertani egységekre tájékoztató jellegűek és az azonosítást szolgálják.

Hazánk flóráját monografikusan feldolgozó munkák az utóbbi időben Simon (1992, 2000) és Király (2009) növényhatározói, valamint Priszter (1998) névgyűjteménye. Az egyes, hazánkban előforduló taxonok azonosítása, tartalma és elnevezése is eltér ezekben a művekben, sőt a legújabb rendelet fajainak egy része még ezek alapján sem azonosítható. A védett fajokat ismertető rendeleteknek nem lehet céljuk a mind újabb és újabb nevezéktani és taxonómiai eredmények követése, sőt, mint láttuk az erre mutató próbálkozások inkább a bizonytalanságot fokozzák. Lényegesen fontosabb ennél, hogy a védendő taxonokat olyan módon nyilvánítsák védetté, hogy a védetté nyilvánító szándéka egyértelműen tükröződhessen a jog alkalmazása során. Előremutató példa a német vadon élő állat- és növényfajok védelméről szóló rendelet, mely minden egyes rendszertani csoportra megadja azokat az összefoglaló munkákat, melyek alapján a rendeletben közölt fajok értelmezendők. Ehhez közelítő megoldásként hazánkban a Magyar Állami Természetvédelem Hivatalos Honlapján (http://www.termeszetvedelem.hu/index.php?pg=sub_678) utalás található arra, hogy a fajnevek többnyire Király (2009) és Molnár (2011) munkáit követik. A hatályos jogszabályból azonban ez hiányzik.

Összegzés

Dolgozatunkban áttekintettük a hazai, fajok védelmét kimondó jogszabályokban szereplő növényneveket és megvizsgáltuk a jogszabályok felépítésének a fajok védettségére gyakorolt hatását, valamint lehetséges megoldási javaslatokat tárgyaltunk más európai országok példái alapján.

A hazánkban védelmet élvező növények jelentős része a megjelent különböző jogszabály-módosításokban más-más néven szerepel, párhuzamosan szerepelnek bennük magyar és latin növénynevek, utóbbiak szerzők nélkül; érzékelhető továbbá a faj feletti rendszertani kategóriák háttérbe szorulása és növekvő számú faj megnevezése. Mindezeknek következtében a védendő taxonok nem egyértelműen körvonalazhatók, több esetben pedig a védeni szándékozott taxonok/populációk védettsége sem valósul meg.

A fajok védettségét kimondó jogszabályok egyértelműbbé tétele és a védeni kívánt taxonok egyértelmű azonosítása érdekében a továbbiakban:

1. Javasoljuk a latin nevek szerzővel való szerepeltetését és referenciamunka megjelölését, amely szerint a jogszabály nevei értelmezendők.
2. Latin és magyar nevek párhuzamos használata esetén szükségesnek tartjuk kiemelni az előbbieket meghatározó voltát a magyar nevekkal szemben.
3. Indokoltnak látjuk faj feletti rendszertani kategóriák védetté nyilvánítását, melynek köszönhetően átfutási idő és jogszabály-módosítások nélkül védettséget élveznének olyan, hazánkban újonnan kimutatott őshonos fajok, melyeknek minden rokona jelenleg is védett (pl. Orchidaceae).

Irodalomjegyzék

- Barina, Z. (2006): *A Gerecse hegység flórája*. – Magyar Természettudományi Múzeum – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 612 p.
- Csiky, J., Mesterházy, A., Szalontai, B. & Pótóné Oláh, E. (2010): A morphological study of *Ceratophyllum tanaiticum*, a new species to the flora of Hungary. – *Preslia* **82**: 247–259.
- Dénes, A., Molnár, A., Sulyok, J. & Vidéki, R. (1994): *A Himantoglossum caprinum* (M.-Bieb.) Spreng. előfordulása és cönológiai viszonyai a Villányi-hegységben. – *Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* (1993) Pécs **38**: 19–25.
- Király, G. (szerk.) (2007): *Vörös Lista. A magyarországi edényes flóra veszélyeztetett fajai*. – Saját kiadás, Sopron, 73 p.
- Király, G. (szerk.) (2009): *Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei*. Határozókulcsok. – Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő, 616 p.

- Letz, R. (2009): A new species of the *Sempervivum marmoreum* group in Central Europe. – *Preslia* **81**: 293–308.
- Molnár, Cs., Baros, Z., Pintér, I., Sramkó, G. & Zólyomi, Sz. (2007): Az *Anogramma leptophylla* (L.) Link előfordulása a Kárpát-medencében. – *Kitaibelia* **12**: 138–141.
- Molnár, V. A. (1999): A magyar növényvilág védelme. – In: Farkas, S. (szerk.): *Magyarország védett növényei*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 14–25.
- Molnár, V. A. (szerk.) (2011): *Magyarország orchideáinak atlasza*. – Kossuth Kiadó, Budapest, 504 p.
- Molnár, V. A., Kreutz, K., Óvári, M., Sennikov, A. N., Bateman, R. M., Takács, A., Somlyay, L. & Sramkó, G. (2012): *Himantoglossum jankae* (Orchidaceae: Orchideae), a new name for a long-misnamed lizard orchid. – *Phytotaxa* **73**: 8–12.
- Molnár, A., Sulyok, J. & Vidéki, R. (1995): *Vadon élő orchideák. A hazai növényvilág kincsei*. – Kossuth Kiadó, Budapest. 160 p.
- Molnár, Zs. & Varga, Z. (2006): Tiszai-Alföld. – In: Fekete G. & Varga Z. (szerk.): *Magyarország tájainak növényzete és állatvilága*. MTA Társadalomtudományi Központ, Budapest, pp. 103–150.
- Németh, Cs. (2012): Two new *Sorbus* (Rosaceae) species from the Bakony Mts, Hungary. – *Acta Botanica Hungarica* **54**: 131–144.
- Pifkó, D. & Papp, L. (2006): Adatok a hazai *Chamaecytisus*-fajok ismeretéhez III. *Chamaecytisus rochelii* (Wierz.) Rothm. Magyarországon. – *Flora Pannonica* **4**: 121–130.
- Priszter, Sz. (1998): *Növényneveink*. – Mezőgazda Kiadó, 547 p.
- Simon, T. (1992): *A magyarországi edényes flóra határozója. Harasztok – Virágos növények*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 892 p.
- Simon, T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója. Harasztok – Virágos növények*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 976 p.
- Somogyi, G., Barina, Z. & Höhn, M. (2013): A magyarországi tollas szegfűvek taxonómiai megítélésének természetvédelmi vonatkozásai. – In: *Természetvédelem és kutatás a Sas-hegyen*. – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, *Rosalia* **8**: 293–306.
- Sulyok, J. (2011): Nőszőfű-fajok térképezése a Bükk Nemzeti Park Igazgatóság működési területén. – *Zöld Horizont* **6**: 5.
- Sulyok, J., Vidéki, R. & Molnár, A. (1998): Adatok a magyarországi *Himantoglossum*-fajok ismeretéhez. – *Kitaibelia* **3**: 223–229.
- The Plant List (2010): Version 1. – <http://www.theplantlist.org/> (hozzáférés: 2012. december 14.)
- Vida, G. (1963): A new *Asplenium* (sectio *Ceterach*) species and the problem of the origin of *Phyllitis hybrida* (Milde) C. Christ. – *Acta Botanica Hungarica* **9**: 197–215.

Függelék

A cikkhez tartozó Online Függelék a folyóirat honlapján található.

Függelék 1: Hivatkozott természetvédelmi jogszabályok.

Plant nomenclature in legislation and the protection of Hungarian vascular plant species

Zoltán Barina

*Hungarian Natural History Museum, Department of Botany
H-1087 Budapest, Könyves Kálmán körút 40, Hungary
e-mail: barina@bot.nhmus.hu*

Present study reviews the relationships between vascular plant names appear in Hungarian legislation and the actual protection of plant taxa and populations. Effects of typing errors, parallel inclusion of scientific and common names, knowledge on taxa, different senses of names, inclusion of supraspecific categories on the realisation of species protection are listed. Based on European legislations in force, proposals are given to reduce the chance of unimplemented protection because of misunderstanding laws.

Keywords: legislation, common name, Hungary, nomenclature, scientific name, taxonomy, vascular plants

Szárazföldi ászkarák együttesek (*Crustacea: Isopoda: Oniscidea*) a magyarországi autópályák szegélyzónájában

Vona-Túri Diána¹, Szmationa-Túri Tünde² és Kiss Balázs³

¹Eötvös József Középiskola
3360 Heves, Dobó út 29.

²Mátra Erdészeti, Mezőgazdasági és Vadgazdálkodási Szakképző Iskola
3232 Mátrafüred, Erdész út 11.

³MTA Agrártudományi Kutatóközpont Növényvédelmi Intézet
1022 Budapest, Herman Ottó út 15.
e-mail: turidiana79@gmail.com

Összefoglaló: Magyarországi autópályák szegély élőhelyein végeztünk ászkarák együttesekre irányuló vizsgálatokat, annak megválaszolására érdekében, hogy mely őshonos fajok tolerálják a pálya mentén uralkodó viszonyokat, milyen arányban jelennek meg tájidegen és invazív fajok, valamint van-e hasonlóság a nagyvárosok és az autópályák ászkarák faunája között. A 33 területen közel 200 talajcsapdával végzett mintavételezések során 12 ászkarák faj 15298 egyedét mutattuk ki a területekről. Dominánsnak bizonyult az invazív fajként ismert szürke gömbászka (*Armadillidium vulgare*), mely az összegyűjtött egyedek 82%-át tette ki. Előkerültek erdei fajok és egy behurcolt üvegházi faj, az üvegházi gömbászka (*Armadillidium nasatum*) is, melynek megjelenése ember általi szétterjesztésre utalhat. A városok ászkafaunájához hasonlóan számos őshonos, generalista és kozmopolita faj is igazolható volt az autópályák szegélyzónáiban. Jelen dolgozatban a begyűjtött fajok dominancia viszonyait és felszíni aktivitásuk alakulását mutatjuk be.

Kulcsszavak: autópályák szegély, őshonos, kozmopolita, behurcolt, generalista, dominancia

Bevezetés

A szárazföldi ászkarák a talajban élő makro-gerinctelenek egyik fő csoportját képviselik, melyek részt vesznek a talaj átalakító és lebontó folyamataiban (Tuf & Tufóvá 2005). Igen érzékenyen reagálnak környezetük bizonyos kulcsfaktóráira (Hornung *et al.* 2011), ezáltal, mint ökológiai indikátorok használhatók. A környezettel szembeni érzékenységük ellenére sikeresen kolonizálták a legtöbb szárazföldi élőhelyet, aminek hátterében a kiszáradással szembeni

tűrőképességük, szaporodási stratégiájuk és anatómiai sajátosságaik állnak (Csonka *et al.* 2012).

Magyarországon az első autópályát, az M1-es és M7-es közös szakaszát 1964-ben építették. Mára 2655,9 km hosszú gyorsforgalmi útszakasz áll az autósok rendelkezésére, melynek szegélyterületei hozzávetőleg 2000 hektáros összefüggő zöld felületet jelentenek (Kozár 2009). Az autópályák szegély élőhelyeinek létrejöttét nagy mennyiségű talaj mozgatása előzi meg. Rendszeres beavatkozást jelent az évi többszöri kaszálása, amely után a növényi részek nagy részét eltávolítják. A pihenőhelyek egyes részei erős taposásnak, esetenként vegyszeres szennyezésnek vannak kitéve. Az autópályát felépítő és karbantartó tevékenység jelentős változásokat idéz elő a helyi élővilágban. Az autópályák egyéb utakhoz hasonlóan áthatolhatatlan akadályt képeznek az úttest két oldalán elterülő élőhelyek között. Másrészt a szilárd burkolt felület mellett kialakított szegély élőhelyek sokszor gazdagítják a helyi flórát és faunát, újabb fajok megjelenését téve lehetővé (Árgyelán 2013).

Az autópálya a széleit kísérő gyepekkel és a parkszerű autópihenőkkel egy sajátos élőhely típust alkot. Az autópálya szegélyek strukturális hasonlósága egy speciális fauna létrejöttét eredményezi, amely egyaránt tartalmazhat őshonos és sikeresen megtelepedő behurcolt fajokat is. A nyomvonalas létesítmények környezeti hatásai, az urbanizáció és a vele járó környezet-átalakító tevékenység nagymértékben hozzájárul a természetes élőhelyek degradációjához (Tóthmérész & Magura 2009). A nagyvárosok ízeltlábú faunáját vizsgáló tanulmányok szerint az urbanizált területek fajkészlete nagymértékben homogenizálódott, a behurcolt fajok – kiszorítva a területre jellemző őshonos fajok nagy részét – képesek sikeresen megtelepedni számos nagyvárosban (Vilisics & Hornung 2008). A magyarországi autópálya szegélyek kutatása során arra keressük a választ, hogy a nagyvárosok és az autópályák ászkarák faunája között van-e hasonlóság, továbbá, hogy mely őshonos fajok tolerálják a pálya mentén uralkodó viszonyokat és milyen arányban jelennek meg invazív és behurcolt fajok.

Hazai viszonylatban számos publikáció foglalkozik a városiasodás élőlényekre gyakorolt hatásával, azonban az autópályák élővilága alig ismert, különös tekintettel az ízeltlábú faunára. Az autópálya-zoológia, azon belül is az autópálya-rovartan, mint új tudományág hazai képviselői Kozár (2009), Kiss *et al.* (2011, 2012), Fetykó *et al.* (2013) és Szita *et al.* (2013) közölnek adatokat az autópálya szegélyek ízeltlábú faunájához. Jelen tanulmány elsőként szolgáltat adatokat a hazai autópályák ászkafaunájáról.

Módszerek

Munkánk során négy autópálya (M1, M3, M5, M7) és az autópályákhoz hasonlóan kezelt M0-ás autótút mentén végeztünk faunisztikai felmérést. A vizsgálatok a gyepborítású szegélyszávkokra és a parkolók melletti területekre terjedtek ki. A mintavételi területeken a növényzetet nagyrészt vetett gyepek alkotják, melyek folyamatos kaszálás alatt állnak. Az autópályák mentén 33 mintavételi helyet jelöltünk ki (1. táblázat), ahol 65%-os etil-glikollal félig töltött Barber-féle talajcsapdákkal és lombszívós módszerrel történt az ászkarákok begyűjtése. A mintavételezéseket 2011-ben végeztük mintavételi helyenként 6–6, összesen 198 db talajcsapdával. A talajcsapdák tavasszal, nyáron és ősszel 3–3 hétig üzemeltek (csapdaürítés: május 02. – június 01; július 26–29; szeptember 19–24). A lombszívós mintavétel során 3×50 lenyomást alkalmaztunk a tavaszi és őszi talajcsapdatelepítéssel egy időben. A begyűjtött anyagot 70%-os etil-alkoholban konzerváltuk. A fajok azonosítása sztereo mikroszkóp és fénymikroszkóp segítségével, Schmidt (1997), Hopkin (1991), Berg & Wijnhoven (1998), illetve Farkas & Vilisics (2013) határozói alapján történt. A feldolgozott ászkafajok tudományos neveinél Schmalfuss (2003) katalógusát, a magyar neveknél Farkas & Vilisics (2013) határozóját vettük alapul. A dominanciaviszonyok értékelésénél a Hornung féle „Természetességi besorolás” kategóriáit (G – generalista; NF – természetes, gyakori; NR – természetes, ritka; DF – zavart, gyakori; DR – zavart, ritka) (Hornung *et al.* 2007, 2008) használtuk. A fajokat őshonos, behurcolt és kozmopolita státuszba soroltuk Vilisics & Hornung (2008) alapján.

Eredmények

Az autópályák menti gyepsávokon talajcsapdával 12 szárazföldi ászkarák faj 14655 egyedét, lombszívó segítségével 4 faj 643 egyedét sikerült kimutatni. Az 5 családba sorolt 12 faj az ismert hazai fajok (57 faj) 21%-át teszi ki. Az összegyűjtött fajok 82%-át a kozmopolita szürke gömbászka (*Armadillidium vulgare*), 12%-át a generalista dudoros ászka (*Trachelipus nodulosus*) egyedei képviselték (2. táblázat).

A fajok csoportosítása

A természetességi besorolás alapján a legnagyobb fajszámmal a generalista fajok jelentek meg, ami a fajok 67%-át jelenti. Két természetes élőhelyeken gyakori faj

1. táblázat. Mintavételi helyek jellemzői.

Kód	Autópálya	Autópálya pihenőhely neve	Földrajzi koordináták		Á-NÉR kód	Környező táj	Domináns növényfajok
A/1	M7	Letenye	16,70002508520	46,42059574970	OB	erdő	<i>Festuca rubra</i>
A/2	M7	Sormás	16,91689192180	46,47840846860	OC	rét	<i>Holcus lanatus</i>
A/3	M7	Szegerdő	17,27557520580	46,62675897340	OC	szántó	<i>Festuca valesiaca</i>
A/4	M7	Táska	17,51364473960	46,69898990930	OC	rét	<i>Festuca rubra</i>
A/5	M7	Törek	18,01203606050	46,88290840570	OC	szántó	<i>Cynodon dactylon</i> <i>Hieracium hoppeanum</i>
A/6	M7	Velence	18,63451499260	47,24318203530	OC	kiskertek	<i>Bromus inermis</i>
A/7	M7	Budaörs	19,98482160330	46,18070692470	OC	urbán	<i>Festuca rubra</i>
B/1	M5	Röszke	19,99923913650	46,37241574860	OC	homoki gyep	<i>Festuca rubra</i>
B/2	M5	Szatymaz	–	–	H5b	rét	<i>Koeleria</i> sp.
B/3	M5	Petőfiszállás	19,66653894630	46,84799924800	OC	szántó	<i>Medicago minima</i>
B/4	M5	Kecskemét	19,56597333240	47,04206349610	OC	szántó	<i>Medicago minima</i>
B/5	M5	Örkény	19,32302183660	47,27609439850	H5b	akácos	<i>Festuca</i> cf. <i>valesiaca</i>
B/6	M5	Inárcs	17,21711182260	47,87188886020	OC	homoki gyep	<i>Potentilla arenaria</i>
C/1	M3	Nyíregyháza	17,66408298940	47,63270821890	OC	szántó	<i>Festuca pratensis</i>
C/2	M3	Hajdúnánás	17,97961630190	47,68250083350	OC	szántó	<i>Poa compressa</i>
C/3	M3	Polgár	18,41488040500	47,57875584050	OC	szántó	<i>Lolium perenne</i>
C/4	M3	Gelej	18,55027285850	47,50432770160	OC	szántó	<i>Festuca rubra</i>
C/5	M3	Reketyés	–	–	OC	szántó	<i>Trifolium repens</i>
C/6	M3	Ecséd	21,74804585260	47,88728267120	OC	gyümölcsös	<i>Medicago lupulina</i>
C/7	M3	Kisbag	–	–	OC	erdő	<i>Alopecurus pratensis</i>
C/8	M3	Szilas	–	–	OC	urbán	<i>Poa angustifolia</i>
D/1	M1	Moson	20,74206767600	47,84249443650	H5b	szántó	<i>Poa angustifolia</i>
D/2	M1	Arrabona	–	–	OC	szántó	<i>Poa angustifolia</i>
D/3	M1	Bábolna	–	–	OC	szántó	<i>Cerastium</i> sp.
D/4	M1	Turul	19,09653388910	47,60314483000	?	kiskertek	<i>Elymus repens</i>
D/5	M1	Óbarok	19,14770687380	47,56645493190	OC	erdő	<i>Medicago minima</i>
D/6	M1	Zsámbék	19,43993086290	47,62616973750	OC	szántó	<i>Festuca rubra</i> <i>Medicago minima</i>
E/1	M0	Dunakeszi	19,25724924860	47,41974047380	OB, G1	akácos	<i>Festuca</i> cf. <i>vaginata</i> <i>Calamagrostis epigeios</i>
E/2	M0	Ferihegy	–	–	OC	rét	<i>Poa angustifolia</i>
E/3	M0	Alacska	19,05368124860	47,37894428640	OC	rét (legelő)	<i>Festuca pratensis</i>
E/4	M0	Csepel	18,96318722890	47,45202506260	OC	urbán	<i>Lolium perenne</i>
E/5	M0	Annahegy	18,92123416520	47,42022260620	OC	gyümölcsös	<i>Plantago lanceolata</i>
E/6	M0	0km SOS	–	–	OC	urbán	<i>Bromus hordeaceus</i>

2. táblázat. Az autópálya szakaszokon megjelent szárazföldi ászkarák fajok és az alkalmazott mintavételi módszerek. Tcs – talajcsapda, D-vac – lombszívó, TB – természetességi besorolás (G – generalista; NF – természetes, gyakori; NR – természetes, ritka; DF – zavart, gyakori; DR – zavart, ritka) (Hornung et al. 2007, 2008)).

Fajok	TB	Autópályák									
		M0		M1		M3		M5		M7	
		Tcs	D-vac	Tcs	D-vac	Tcs	D-vac	Tcs	D-vac	Tcs	D-vac
Trichoniscidae											
<i>Hyloniscus riparius</i> (C. Koch, 1838) Közönséges partiászka	G	2	–	1	–	–	–	–	–	2	–
<i>Trichoniscus pusillus</i> (Brandt, 1833) Közönséges kisászka	G	1	–	1	–	–	–	–	–	1	–
Trachelipodidae											
<i>Porcellium collicola</i> (Verhoef, 1907) Gyakori tarkaászka	G	3	–	63	–	111	3	6	–	36	19
<i>Trachelipus nodulosus</i> (C. Koch, 1838) Dudoros ászka	G	537	14	92	–	86	7	63	–	1004	28
<i>Trachelipus rathkii</i> (Brandt, 1833) Közönséges márványosászka	G	1	–	434	2	16	–	151	–	20	–
<i>Trachelipus ratzeburgii</i> (Brandt, 1833) Lebenyes ászka	NF	–	–	–	–	–	–	–	–	2	–
Agnaridae											
<i>Protracheoniscus politus</i> (C. Koch, 1841) Közönséges erdeiászka	NF	–	–	–	–	–	–	1	–	3	–
Porcellionidae											
<i>Porcellio scaber</i> (Latreille, 1804) Érdes pinceászka	G	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Porcellionides pruinosus</i> (Brandt, 1833) Hamvas ászka	G	–	–	2	–	–	–	–	–	1	–
Armadillidiidae											
<i>Armadillidium vulgare</i> (Latreille, 1804) Szürke gömbászka	G	1094	46	1286	48	5099	161	667	12	3802	359
<i>Armadillidium nasatum</i> (Budde-Lund 1885) Üvegházi gömbászka	DR	8	–	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Armadillidium opacum</i> (C. Koch, 1841) Erdei gömbászka	NR	–	–	–	–	–	–	–	–	2	–
Összes		1707		1928		5489		899		5275	

(*Trachelipus ratzeburgii*, *Protracheoniscus politus*) mindössze hat egyedét találtuk meg a vizsgált területeken és egy-egy faj képviseltette magát a zavart élőhely ritka (*Armadillidium nasatum*) és természetes élőhelyen ritka (*Armadillidium opacum*) kategóriából.

Az autópályák szegély élőhelyein egyaránt előfordultak őshonos, kozmopolita és behurcolt ászkafajok. Az őshonos fajok domináltak, három kozmopolita ászkarák (*Porcellio scaber*, *Porcellionides pruinosus*, *A. vulgare*) és egy sikeresen megtelepedett üvegházi faj (*A. nasatum*) került elő.

Az élőhelyek és fajok jellemzése

Az M0-ás autópálya hat mintavételi pontja legelő, szántó, ültetvény és ipari terület közelében helyezkedik el. A Csepeli pihenőhelyen előkerült mediterrán *A. nasatum* fajnak eddig csak üvegházakban és nagyvárosokban, mint pl. Budapesten az ELTE fűvészkertjében, az Óbudai-szigeten, a SZIE ÁOTK udvarán (Vilisics & Hornung 2010), valamint Pécsen (Farkas & Vilisics 2006) volt ismert az előfordulása. Minden valószínűség szerint Budapest valamelyik botanikus kertjéből esetleg parkjából földlabdával kerülhetett a területre.

Az M1-es autópályán kijelölt hat gyűjtőhely közül egy mintavételi hely (Óbarok pihenőhely) természetközeli élőhelyek mellett található, a további öt mintavételi területet szántók és kiskertek határolják. Ennek ellenére nem találtunk erdei fajokat az ott vizsgált területeken, ami meglepő, mivel az Óbarok pihenőhelyi gyűjtőhely egy erdei tisztásnak tekinthető. A megjelent fajok mindegyike generalista, egy részük szinantróp előfordulású.

Az M3-as autópályán lévő nyolc mintavételi hely egyike (Kisbágyi pihenőhely) erdei tisztás, a további öt élőhely szántóföld, gyümölcsös és urbán terület mellett húzódik. Az autópályák közül itt volt a legalacsonyabb a fajszám és területeken előfordult fajok mindegyike gyakori előfordulású generalista faj.

Az M5-ös autópálya hat gyűjtőhelye közül egy területet (Örkény pihenőhely) akácos vesz körbe, a további öt élőhelyet felhagyott szántó, rét és homoki gyep öleli körbe. Az előforduló négy gyakori faj mellett egy erdei faj (*P. politus*) is előkerült a Szatymazi pihenőhelyi mintavételi helyen, ami egy felhagyott szántó szomszédságában található.

Az M7-es autópálya hat gyűjtőhelye közül egy (Letenyei pihenőhely) őshonos fafajú, természetes erdővel érintkezik, a további öt élőhely rét, felhagyott szántó, kiskert és urbán területek közelében található. A kimutatott három sylvicol faj mindegyike megfigyelhető volt. A földrajzilag széles körben elterjedt *P. politus* Közép-Európa természetes erdeinek (Hornung *et al.* 2009) karakterisztikus faja, Budaörs, Táskai és Letenye pihenőhelyeken jelent meg. A *T. ratzeburgii* hazánk szűkebb elterjedésű, magyarországi és közép-európai természetközeli erdeikez köthető ászkarákja (Vilisics *et al.* 2008), amely egyedeit csak Letenyénél találtuk

3. táblázat. A mintavételi helyeken előfordult fajok gyakorisága és egyedszáma. Az élőhelyek betű kódjai megegyeznek a 1. táblázatban leírtakkal. Hrip – *H. riparius*, Tpus – *T. pusillus*, Pcol – *P. collicola*, Tnod – *T. nodulosus*, Trat – *T. rathkii*, Tratz – *T. ratzeburgii*, Ppol – *P. politus*, Psca – *P. scaber*, Ppru – *P. pruinus*, Avul – *A. vulgare*, Anas – *A. nasatum*, Aopa – *A. opacum*.

Kód	Fajok azonosítói											
	Hrip	Tpus	Pcol	Tnod	Trat	Tratz	Ppol	Psca	Ppru	Avul	Anas	Aopa
A/1	2	1	25	9	16	2	–	–	–	3291	–	–
A/2	–	–	5	900	–	–	2	–	–	31	–	–
A/3	–	–	1	4	–	–	–	–	–	3	–	1
A/4	–	–	7	3	3	–	–	–	–	506	–	1
A/5	–	–	6	17	–	–	–	–	–	26	–	–
A/6	–	–	–	9	1	–	–	–	–	58	–	–
A/7	–	–	11	90	–	–	1	–	1	246	–	–
B/1	–	–	4	20	141	–	–	–	–	114	–	–
B/2	–	–	–	–	2	–	1	–	–	66	–	–
B/3	–	–	–	2	–	–	–	–	–	–	–	–
B/4	–	–	2	32	8	–	–	–	–	385	–	–
B/5	–	–	–	9	–	–	–	–	–	109	–	–
B/6	–	–	–	–	–	–	–	–	–	5	–	–
C/1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
C/2	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
C/3	–	–	1	–	16	–	–	–	–	705	–	–
C/4	–	–	1	37	–	–	–	–	–	711	–	–
C/5	–	–	1	3	–	–	–	–	–	166	–	–
C/6	–	–	27	38	–	–	–	–	–	742	–	–
C/7	–	–	5	6	–	–	–	–	–	59	–	–
C/8	–	–	79	9	–	–	–	–	–	2876	–	–
D/1	–	–	7	77	6	–	–	–	–	49	–	–
D/2	–	–	–	–	39	–	–	–	–	847	–	–
D/3	–	–	47	–	381	–	–	–	–	116	–	–
D/4	–	1	–	5	1	–	–	–	2	7	–	–
D/5	–	–	–	–	–	–	–	–	–	3	–	–
D/6	1	–	9	10	9	–	–	–	–	313	–	–
E/1	–	1	1	–	–	–	–	–	–	15	–	–
E/2	–	–	–	9	–	–	–	–	–	593	–	–
E/3	–	–	–	–	–	–	–	–	–	3	–	–
E/4	–	–	1	6	1	–	–	–	–	419	8	–
E/5	2	–	1	5	–	–	–	1	–	88	–	–
E/6	–	–	–	531	–	–	–	–	–	22	–	–
	5	3	241	1831	624	2	4	1	3	12574	8	2

meg. Az Európa mérsékeltébb éghajlatú területein elterjedt (Farkas & Vilisics 2006) a natív erdőket preferáló *A. opacum* Táska és Szegerdő pihenőhelyek közelében vált csak ismerté (3. táblázat).

Értékelés

Vizsgálataink során elsőként sikerült adatokat szolgáltatni a magyarországi autópálya szegélyek ászkafaunájáról. A nagyvárosok ászkafaunájához (Hornung *et al.* 2007, Vilisics & Hornung 2008) hasonlóan az autópálya szegélyekben is a leggyakoribb hazai fajok (*Hyloniscus riparius*, *Porcellium collicola*, *Trachelipus nodulosus*, *Trachelipus rathkii*, *P. politus*, *A. vulgare*) mellett szűkebb elterjedésű, élőhely-specialista fajok (*O. planum*, *T. ratzeburgii*, *A. opacum*) és szinantrop fajok (*P. scaber*, *P. pruinosus*) jelenléte valamint a Magyarországon kizárólag nagyvárosokból ismert *A. nasatum* szabadföldi megjelenése is igazoltó. Az egyedszámok alapján az *A. vulgare* az autópálya szegélyekben domináns invazív fajnak tekinthető. Az *A. vulgare* a Magyarországon eddig kimutatott hat *Armadillidium* genuszba tartozó faj (Vilisics & Hornung 2010) kozmopolita képviselője, amely egyike a leggyakoribb és földrajzilag a legszélesebb körben elterjedt fajoknak.

Eredményeink igazodnak Hornung *et al.* (2007), Vilisics & Hornung (2008) feltevéséhez, miszerint az eredeti élőhelyek megváltoztatása következtében számos faj elterjedési területe lecsökken vagy szigetszerűvé válik, valamint az ember által behurcolt fajok sikeresen megtelepednek és a fauna állandó tagjává válnak. A szegélyek úgynevezett zöld folyosóként funkcionálnak. A pálya menti gyepsávon a korábban elszigetelt részpopulációk újra egymásba olvadhatnak, és az élőlények továbbterjedhetnek (Árgyelán 2013). A kérdés csak az, hogy ezek a fajok sikeresen megtelepedtek az autópálya szegélyekben és képesek a tovább szaporodásra, vagy a következő szezonban elpusztulnak. Annak érdekében, hogy jobban megértsük és csökkenteni tudjuk a pálya menti tényezők élőlényekre gyakorolt – néha hátrányos – hatását meg kell ismernünk a sztráda-ökoszisztéma elemeinek főbb ökológiai jellegzetességeit, valamint működését és további vizsgálatokat kell folytatnunk.

Köszönetnyilvánítás – Köszönetünket fejezzük ki Kádár Ferencnek a talajcsapdás gyűjtésekben végzett munkájáért és az anyagok válogatásáért, továbbá Illyés Eszternek és Molnár Csabának a cönológiai felmérésért. A gyűjtéseket az OTKA k83829-es kutatási programjának keretében végeztük.

Irodalomjegyzék

- Árgyelán, T. (2013): A dél-balatoni közlekedési folyosó egy szakaszának hatása a tájra. – In: Koncz, I. & Nagy, E. (szerk.): *Tudományos próbabálya* PEME VI. Ph.D. – konferencia, Professzorok az Európai Magyarországért Egyesület, Budapest, 565. p.
- Berg, M. P. & Wijnhoven, H.(eds) (1998): *Landpissebedden. Een tabel voor de landpissebedden (Crustacea; Oniscidae) van Nederland en België.* – Wetenschappelijke Mededelingen KNNV, 221. p.
- Csonka, D., Halasy, K., Mrak, P., Štrus J. & Hornung, E. (2012.): Armadillidium-fajok (Isopoda: Oniscidea) élőhelyi adaptációjának morfológiai háttere. – *Természetvédelmi Közlemények* **18**: 115–126.
- Farkas, S. & Vilisics, F. (2006): A Mecsek szárazföldi ászkarák együttese (Isopoda: Oniscidea). – *Folia Comloensis* **15**: 25–34.
- Farkas, S. & Vilisics, F. (2013): Magyarország szárazföldi ászkarák faunájának határozója (Isopoda: Oniscidea). – *Natura Somogyiensis* **23**: 89–124.
- Fetykó, K., Szita, É., Kiss, B., Konczné Benedicty, Zs. & Kozár, F. (2013): Pajzstetűközösségek feltáró vizsgálata magyarországi autópályákon. – In: Tóth, M., Simigla, Sz. & Puky M. (szerk.): *Vonalas létesítmények és élővilág: Kapcsolatok, megoldások, monitoring. Program és összefoglalók.* Budapest, 15. p.
- Hopkin, S.P. (eds.) (1991): A Key to the Woodlice of Britain and Ireland. – *AIDGAP, Field Studies Council Publication No. 204.* 52. p.
- Hornung, E., Vilisics, F. & Szlávecz, K. (2007): Hazai szárazföldi ászkarák fajok (Isopoda, Oniscidea) tipizálása két nagyváros, Budapest és Baltimore (ÉK Amerika) összehasonlításának példájával. – *Természetvédelmi Közlemények* **13**: 47–58.
- Hornung, E., Vilisics, F. & Solymos, P. (2008): Low alpha and high beta diversity in terrestrial isopod assemblages in the Transdanubian region of Hungary. – In: Zimmer M, Cheikrouha C, Taiti S (eds.): *Proceedings of the International Symposium of Terrestrial Isopod Biology, ISTIB-7*, pp 1–12 Shaker Verlag, Aachen pp. 1–11.
- Hornung, E., Vilisics, F. & Solymos, P. (2009): Ászkarák együttesek (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) felhasználhatósága élőhelyek minősítésében. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 381–395.
- Hornung, E., Vilisics, F. & Solymos, P. (2011): Élőhelyek minősíthetősége ászkarák faunájuk (Isopoda, Oniscidea) összetétele alapján. – In: Lengyel, Sz., Varga, K. & Kosztyi, B. (szerk.): *VII. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, program és absztrakt-kötet.* Magyar Biológiai Társaság, Budapest, 117. p.
- Kiss, B., Kozár, F., Nagy, B., Szita, É., Fetykó, K. & Neidert D. (2011): Biodiversity of arthropods in highway margins. – In: Mócsy, I., Szacsvai, K., Urák, I., Zsigmond, A. R. & Szikszai, A. (szerk.): *VII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia. Konferenciakötet II.* Ábel Kiadó, Kolozsvár, 773. p.
- Kiss, B., Illyés, E., Molnár, Cs., Kozár, F., Nagy, B., Szita, É., Fetykó, K. & Podlussány A. (2012): Magyarországi autópálya szegélyek florisztikai és faunisztikai felmérése. – In: Fejes Lászlóné Utasi, A. & Vincze-Csom, V. (szerk.): *VIII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia. Konferenciakötet.* Göttinger Kiadó, Veszprém, 441. p.
- Kozár, F. (2009): Pajzstetű (Hemiptera: Coocooidea) fajok és a klímaváltozás: Vizsgálatok magyarországi autópályákon. – *Növényvédelem* **45** (11): 577–588.

- Schmalzfuss, H. (2003): World catalog of terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea). – *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde (Ser. A)* **654**: 1–341.
- Schmidt, C. (1997): Revision of the European species of the genus *Trachelipus* Budde-Lund, 1908 (Crustacea: Isopoda: Oniscidea). – *Zool. J. Linn. Soc.* **121**: 129–244.
- Szita, É., Fetykó, K., Kiss, B. & Neidert, D. (2013): Ízeltlábú ragadozó közösségek vizsgálata utópályák mentén. – In: Tóth, M., Simigla, Sz. & Puky M. (szerk.): Vonalas létesítmények és élővilág: *Kapcsolatok, megoldások, monitoring. Program és összefoglalók*. Budapest, 29. p.
- Tóthmérész, B. & Magura, T. (2009): Az urbanizáció hatása a talajfaunára: Hipotézisek és nemzetközi kitekintés. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 13–22.
- Tuf, I. H. & Tufová, J. (2005): Communities of terrestrial isopods (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) in epigeon of oak-hornbeam forests of SW Slovakia. – *Ekológia* **24**: 113–123.
- Vilisics, F. & Hornung, E. (2008): A budapesti szárazföldi ászkarákfauna (Isopoda:Oniscidea) kvalitatív osztályozása. – *Állattani Közlemények* **93**(2): 3–16.
- Vilisics, F., Nagy, A., Sólymos, P., Farkas, R., Kemencei, Z., Pall-Gergely, B., Kisfali, M. & Hornung, E. (2008): Data on the terrestrial Isopoda fauna of the Also-hegy, Aggtelek National Park, Hungary. – *Folia Faunistica Slovaca*, **13**(4):19–22.
- Vilisics, F. & Hornung, E. (2010): Újabb adatok Magyarország szárazföldi ászkarákfaunájához (Crustacea, Isopoda, Oniscidea). – *Állattani Közlemények* **95**(1): 87–120.

Terrestrial isopods (*Crustacea: Isopoda: Oniscidea*) on Hungarian highway margins

Diána Vona-Túri¹, Tünde Szmatona-Túri² and Balázs Kiss³

¹*Eötvös József Secondary School*

H-3360 Heves, Dobó út 29, Hungary

²*Mátra Vocational School of Forestry, Agriculture and Wildlife Management*

H-3232 Mátrafüred, Erdész út 11, Hungary

³*MTA Centre for Agricultural Research, Plant Protection Institute*

H-1022 Budapest, Herman Ottó út 15, Hungary

e-mail: turidiana79@gmail.com

The composition of terrestrial isopod assemblages was investigated on highway margins in Hungary. The aim of the study was to answer what native species tolerate the conditions of highway margins and what is the proportion of native, alien and invasive species. Furthermore we search the similarity between the isopod fauna of cities and motorways. In the project we have caught 15 298 individuals belonging to 12 isopod species. The dominant species, *Armadillidium vulgare*, a well-known invasive species, have represented 82,2% of the catches. Sylvicol and greenhouse (*Armadillidium nasatum*) species were found incidentally in some sites indicating the role of the human activity in the spreading. The major part of the species was native, however some cosmopolitan species and one invasive alien species have also occurred.

Keywords: highway margins, native, invasive alien, cosmopolitan, generalist, proportion dominance