

A NEMZETI BIODIVERZITÁS-MONITOROZÓ RENDSZER EREDMÉNYEI II.

SZERKESZTŐK: VÁCZI OLIVÉR, VARGA ILDIKÓ ÉS BAKÓ BOTOND

RESULTS OF THE HUNGARIAN BIODIVERSITY MONITORING SYSTEM II.

Editors: OLIVÉR VÁCZI, ILDIKÓ VARGA and BOTOND BAKÓ

A NEMZETI BIODIVERZITÁS-MONITOROZÓ RENDSZER EREDMÉNYEI II.

GERINCES ÁLLATOK

SZERKESZTŐK:

VÁCZI OLIVÉR , VARGA ILDIKÓ ÉS BAKÓ BOTOND

Kiadja:

Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság
KMNPI

Szarvas
2019.

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer eredményei II.

GERINCES ÁLLATOK

Szerkesztők:

Váci Olivér
Varga Ildikó
Bakó Botond

Szerzők:

Babocsay Gergely	Estók Péter	Mészáros József
Bakó Botond	Géczy István	Paulovics Péter
Berezky Attila	Gombkötő Péter	Sallai Zoltán
Bihari Zoltán	Görföl Tamás	Szatyor Miklós
Boldogh Sándor András	Hegyzi Zoltán	Szénási Valentin
Dankovics Róbert	Horváth Adrienn	Szentgyörgyi Péter
Deme Tamás	Horváth F. Győző	Váci Olivér
Dobrosi Dénes	Kalivoda Béla	Vadonleső Csoport
Dombi Imre	Kiss István	Vági Balázs
Dudás Miklós	Kovács Tibor	Varga Ildikó
Endes Mihály	Máté Balázs	Vörös Judit
Erős Tibor	Mátics Róbert	

Sorozatterv, technikai szerkesztő:

Balogh József

Technikai szerkesztő:

Nyomdai előkészítés, nyomtatás:

Komáromi Nyomda és Kiadó Kft.

Kiadja:

Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság
KMNPI

Ajánlott hivatkozás:

Váci, O., Varga, I. & Bakó, B. (Szerk.) 2019: A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer Eredményei II. – Gerinces Állatok. Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas.

© Váci Olivér – Varga Ildikó – Bakó Botond
ISBN 978-963-89562-3-1
Szarvas
2019.

TARTALOM

Bevezető (Váczai Olivér).....	7
Az ürge hosszútávú, országos monitorozása (Váczai Olivér).....	10
<i>Distribution and monitoring of European Ground Squirrel in Hungary – Summary</i>	39
Kisemlősök táj- és időfüggő előfordulási mintázata és mennyiségük éves változása gyöngybagoly, Tyto alba köpetvizsgálat alapján (Horváth F. Győző, Horváth Adrienn, Boldogh Sándor, Szentgyörgyi Péter, Estók Péter, Dudás Miklós, Endes Mihály, Kalivoda Béla és Mátics Róbert).....	41
<i>Annual and landscape dependent change of small mammals' occurrence and abundance on the basis of Common Barn-owl Tyto alba pellet analysis – Summary</i>	93
“Hogy vagytok denevérek?” – a monitorozó program első 15 évének néhány eredménye (Boldogh Sándor András, Estók Péter, Hegyi Zoltán, Dobrosi Dénes, Görföl Tamás, Bihari Zoltán, Dombi Imre, Gombkötő Péter, Paulovics Péter, Mészáros József, Máté Balázs, Bereczky Attila, Szatyor Miklós, Géczy István).....	95
<i>“How are you bats?” Some results of the first 15 years of the national biomonitoring programme – Summary</i>	121
Kétéltűek és hüllők monitorozása Magyarország kilenc tájegységében (Kiss István, Babocsay Gergely, Bakó Botond, Dankovics Róbert, Deme Tamás, Kovács Tibor, Szénási Valentin, Vági Balázs és Vörös Judit).....	122
<i>Monitoring of amphibians and reptiles at nine regions of Hungary, within the frame of the Hungarian Biodiversity Monitoring System – Summary</i>	155
Halközösségek monitorozása Magyarország különböző típusú állóvízeiben és vízfolyásokban (2001-2018) (Sallai Zoltán, Varga Ildikó & Erős Tibor).....	157
<i>Monitoring of fish assemblages in different type of freshwater habitats in Hungary (2001-2018) – Summary</i>	178
A Vadonleső Program első évtizedének tapasztalatai (Vadonleső Csoport).....	179
<i>Experiences of the first decade of the WildWatcher Programme - Summary</i>	198

BEVEZETŐ

Amikor e kötet sorozat előző és egyben eddigi egyetlen kötete több, mint 13 évvel ezelőtt megjelent, senki sem gondolta, hogy e második kötetre ilyen sokat kell majd várni. Az akkori tervek szerint néhány évente, egy-egy újabb monitorozott csoport eredményeit mutattuk volna be, az országos szakmai koordinációt végző specialisták, tudományos igényességű írásain keresztül. A cél és a megközelítés azóta mit sem változott, azonban az időzítés meglehetősen elhúzódott. A jelenlegi kötet fejezeteinek jórésze készhez közeli állapotú kézirat formájában már tíz évvel ezelőtt rendelkezésre állt. A kötet szerkesztése a végéhez közeledett, azonban megjelenés előtt a rendelkezésre álló forrásokat át kellett csoportosítani a monitorozó rendszer további működtetésére.

Általában egy ilyen hosszútávú rendszer működése során vannak építkezésre, fejlesztésre alkalmas periódusok és olyan időszakok, amikor a fenntartás emészt fel a rendelkezésre álló forrásokat. Különösen igaz ez egy hosszútávú biodiverzitás-monitorozásra létrehozott, országos rendszer esetében. Ahhoz, hogy ennek okát meggyőzően megvilágíthassuk, röviden át kell tekintenünk, a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) alapjait.

Vegyük röviden végig, hogy mit is jelentenek e hosszú elnevezés egyes elemei, kimondottan az NBmR szempontjából nézve. Engedjék meg, hogy a tárgyalás sorrendjét – didaktikai okokból – magunk válasszuk meg.

Monitorozás alatt olyan szabványosított módszerrel, rendszeres időközönként végrehajtott felmérés-sorozatokat értünk, mely a megfigyelt objektum (itt még általánosan megfogalmazva) változásait, annak irányát, nagyságát és esetleg más fontos jellemzőit is hűen le tudja írni. Hadd hívjuk fel itt a figyelmet a szabványosítás kritikus fontosságára, melynek hosszú távon, akár sok-sok évtizeden keresztül kell biztosítani az összehasonlíthatóságot ahhoz, hogy az objektum változásairól valóban pontos és megbízható képet kaphassunk. Az NBmR keretein belül ezt a funkciót a leírt és bárki számára elérhető ún. protokollok biztosítják, melyek a mintavételi eljárás módszereit, körülményeit tartalmazzák szabatos, érthető és követhető formában. A protokollok változtatásával nagyon óvatosan kell bánnunk, mindig szem előtt tartva az összehasonlíthatóság fenntartását. Nem szabad tehát összekevernünk a monitorozást a természetvédelmi munkában szintén vitathatatlanul hasznos és fontos szórványadatgyűjtéssel, mely felhasználás szempontjából teljesen más kategóriába sorolandó.

A biodiverzitás szót magyarra biológiai sokféleséggé szokás fordítani, mely számos szerveződési szinten (a genetikai sokféleségtől az egész bioszféra sokféleségéig) értelmezhető. Jellemzésére különböző matematikai formulákat, indexeket dolgoztak ki, melyekkel különbözőképpen írható le e sokféleség. Az NBmR szempontjából a szó jelentése azonban sokkal általánosabb, kevésbé leszűkített.

Az eltérő szerveződési szinteken való értelmezést megtartva, sokkal inkább az élőlények természetvédelmi szempontú állapotára utal. A biodiverzitás-monitorozás során tehát az élőlények, élőlény közösségek helyzetének változásait követjük nyomon, mint említettük szabványos módszerek segítségével. Mivel a teljes bioszféra egésze, sem nagyobb régióinak állapota nem követhető tudományos igényességgel, kiválasztott részleteit (fajokat, fajcsoportokat, ezek közösségeit, élőhelyeket stb.) az ún. komponenseket vesszük górcső alá.

A biodiverzitás-monitorozás nem alap kutatás, noha nagyban támaszkodik alap kutatási eredményekre. A komponensek kiválasztása, a módszerek fejlesztése, az adatok elemzése és az eredmények szintetizálása, értékelése mind komoly tudományos megalapozást igényel. A rendszeres, szigorú protokoll szerinti adatgyűjtés már sokkal inkább természetvédelmi gyakorlati feladat, melynek hosszútávon megbízhatóan kell működnie.

Szerencsés esetben a komponensek a monitorozás során egy rendszerré állnak össze, mellyel egyes régiók, élőlénytípusok, más magasabb szerveződési szintű egységek stb. állapot-változását tudjuk térben és időben elemezni. Ez a megállapítás a komponensek olyan szempontú, gondos kiválasztását feltételezi, mely alapján a velük kapcsolatosan szerzett információk együttes értékelésével adnak teljesebb képet a természet állapotáról. Be kell vallanunk azonban, hogy ezt a funkcióját, még a mai napig sem tudja az NBmR tökéletesen betölteni. A komponensek kiválasztásánál rengeteg olyan praktikus, technikai és történeti szempontot kellett figyelembe venni, mely a kezdeti időszakban rendelkezésre álló működési tapasztalatok hiányával súlyosbítva, nem tette lehetővé a kiválasztás egységes rendszer szintű tervezését. Húsz év működés után, a tapasztalatok fényében, az egyik legfontosabb kihívást az NBmR számára ennek a tökéletlenségnek a javítása jelentheti.

A nemzeti jelző az NBmR országos léptékű működésére vonatkozik, mely több szempontból is értelmezhető. A működtetés során a teljes országot lefedő működési területtel rendelkező tíz nemzeti park igazgatóság monitorozó munkatársainak, az NBmR koordinátoroknak a területi tevékenysége a központi irányítás koordinációjának segítségével elégti ki a nemzeti szintet. Klasszikus esetben a terepi felméréseken dolgozó sok száz kutató, adatgyűjtő, vagy akár laikus önkéntes a területi koordinátorok segítségével kapcsolódhat be az országos adatgyűjtésbe. Az NBmR alapvető célja az ország egészét jellemző természeti állapot monitorozása, a kiválasztott komponensek megfigyelésénél, a módszerek, mintavételi egységek, elemszámok stb. kialakításánál is fontos szempont tehát az országos reprezentativitás megközelítése, szerencsés esetben elérése. A monitorozás léptékének meghatározása során is találó tehát a nemzeti jelző.

Egy ilyen összetett, számos komponenssel, módszerrel, országos szinten foglalkozó rendszer működtetése során a megkezdett és sok éven át gyűjtött adatsorok felbecsülhetetlen értéket jelentenek, mely értékek csak a működés fenntar-

tásával őrizhetőek meg. Amennyiben egy adatsor indokolatlanul megszakad, nem csak egy-egy kieső adatpontot veszítünk, hanem a teljes addigi adatgyűjtés kiértékelhetősége romolhat jelentősen és egyáltalán nem biztos, hogy az újrakezdet működés ezt pótolni tudja. Ezért fontos mindennek előtt a közel azonos, folyamatos szintű energia-ráfordítást biztosítani az NBmR működtetése során.

Visszakanyarodva nyitó gondolatainkhoz: e kötet több fejezetének tíz éve elkészült kéziratai máig a fiókban maradtak. Ezalatt az időszak alatt szerencsére az összes közlésre kiválasztott témában tovább folyt a munka, illetve több olyan program indult azóta, melyek mára közlésre érdemes eredményeket hoztak. Mindez azt jelenti, hogy a korábbi kéziratok helyett, gyakorlatilag teljesen új írások születtek, melyek a ma aktuális állapotokat mutatják, a mai modern eszközökkel elemezve. A késés miatt kerülhettek a kötetbe a denevérek monitorozásának eredményei és a tíz évvel ezelőtt még éppen csak alakuló Vadonleső Program tapasztalatai.

Húsz év egy biodiverzitás-monitorozó rendszer életében is értékelhető hosszúságot jelent, olyannyira, hogy európai, sőt nemzetközi viszonylatban is kuriózumnak számítanak egy NBmR összetettségu és léptékű program ilyen időtávú eredményi, tapasztalatai. Az eredmények sokrétű felhasználhatósága, az egyértelmű tudományos értékein túl, ma már a tudás alapú hazai természetvédelmi munkában az NBmR-t elengedhetlenné teszi. Hatósági döntések, természetvédelmi kezelések, stratégiák és nemzetközi, valamint uniós szintű országjelentések megalapozásakor nélkülözhetetlenek a szolgáltatott információk.

Reméljük, hogy az olvasó is haszonnal forgatja majd ezt a kötete a gerinces állatok hosszútávú monitorozásának eredményeiről, tapasztalatairól, és a sorozat következő köteteire sem kell annyi időt várni, mint amennyi az előző megjelenése óta eltelt.

2019. június 9.

Váczai Olivér
a kötet szerkesztői nevében

AZ ÜRGE HOSSZÚTÁVÚ, ORSZÁGOS MONITOROZÁSA

Váczai Olivér

Kapcsolat: Váczai Olivér; Herman Ottó Intézet Nonprofit Kft., 1223 Budapest,
Park u. 2.; +36-30/286-11-88; volivoli@gmail.com;

ÖSSZEFOGLALÁS

Az ürge (*Spermophilus citellus*) mind élőhelyvesztésre visszavezethető veszélyeztetettsége, mind saját ökológiai rendszerében elfoglalt központi szerepe miatt természetvédelmi szempontból kiemelt fontossággal bír. Az országos ürgeállomány nagyságáról, térbeli megoszlásáról a program indulása előtt nem állt rendelkezésünkre elég információ, emiatt 2001 folyamán az alapállapot tisztázása érdekében felmértük az országos állományt. Ez az országos térképezés jelenti a NBmR Ürgemonitorozó Program alapját és országos reprezentativitásának alátámasztását. A monitorozó program 2000. év tavaszán megalapozó módszertani próbaévvvel indult el, és évenkénti mintavételezéssel az országos ürgeállomány egyedszám-változás irányának és sebességének nyomon-követését szolgálja.

Az alapállapot felméréshez kérdőíves módszert használtunk, míg a rendszeres monitorozáshoz ürgelyukszámoláson alapuló relatív ürgeűrűség-beccsléssel gyűjtjük az adatokat. A kiértékelés során a változások irányának és nagyságának követésén túl a háttérváltozókkal való korrelációkat is vizsgáljuk, a térbeli hatásokat pedig térinformatikai módszerrel (GIS) elemezzük.

Az elkészült országos lelőhely térképről leolvasható az alapállapot jellemzéseiként, hogy az összes 10 x 10 km-es UTM négyzet (1060) 27,5%-ában (292) fordultak elő biztosan ürgek, 55,0%-ában (583) legjobb tudásunk szerint nem voltak kolóniák, és a fennmaradó 17,5%-ában (185) nem tudjuk megbízhatóan, hogy aktuálisan voltak-e. A monitorozás eredményei szerint az elmúlt 18 év alatt határozott csökkenés volt kimutatható az országos ürgeállomány méretét tekintve. Ennek okait keresve fontos eredményt adott a térinformatikai elemzés, mely a fragmentálódás veszélyeire és a megfelelő kezelés fontosságára hívja fel a figyelmet.

Talán még mindig abban a helyzetben vagyunk, amikor a magyarországi ürgeállomány nagyságát és állapotát tekintve, megfelelő intézkedések megvalósításával és tudásunk állandó bővítésével a csökkenő tendencia megállítható, esetleg visszafordítható, illetve az egyes állományok állapota a megnyugtató szintre javítható.

BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS

Az ürget (*Spermophilus citellus*) néhány évtizede még mezőgazdasági kártevőként tartották számon, minden leadott ürgefarkok után pénzjutalom járt. A magyarországi állomány az alkalmas élőhelyfoltok számának drasztikus csökkenésével erősen visszaszorult, ezért a fajt 1982-ben védetté nyilvánították (1982. évi 4. Törvényerejű

rendelet). A Magyar Természettudományi Múzeum által 1995-ben kiadott “Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere” szerint az ürge a legveszélyeztetettebb szárazföldi gerinces fajok közé tartozik (Báldi et al 1995). Az ürge megtalálható a “Berni Egyezmény II. Függeléke a szigorúan védett fajokról” listáján, valamint az élőhelyvédelmi irányelv (92/43/EGK) II. (és IV.) mellékletén szerepelve az Európai Unió Natura 2000 hálózatának is jelölő faja. A 2006 őszen megrendezett nemzetközi ürgekutatók és ürgevédelmi szakemberek találkozáján (1st European Ground Squirrel Meeting, Felsőtárkány, 2006. október 20–24.) a nemzetközi szakemberek aláírásával nyilatkozat született, mely szerint „eddig rendelkezésre álló tudásunk, valamint a találkozón bemutatott információk alapján egyetértünk abban, hogy a közönséges ürge az elterjedési területének túlnyomó részén veszélyeztetett fajnak számít, így megállapítjuk, hogy összehangolt természetvédelmi erőfeszítésekre van szükség a faj fennmaradásához.”

Az 1980-as évektől kezdődően, egyre jobb hatékonysággal és magalapozottsággal áttelepítési programok valósultak meg Magyarországon, melyeket számos esetben uniós finanszírozású, természetvédelmi pályázatok keretei közt végeztek (pl. a legutóbbi a 2013–2018 időszakban megvalósult, „A veszélyeztetett kerecsensólyom és parlagi sas zsákmány forrásának biztosítása a Kárpát-medencében” című LIFE projekt (RAPTORSPREY) ld. <http://sakerlife3.mme.hu/hu>). A hazai ürgeállomány további aggasztó csökkenése miatt 2012-ben a faj fokozottan védett jogi státuszt kapott Magyarországon. A faj védelme érdekében 2017-ben létrejött az Agrárminisztérium természetvédelemért felelős helyettes államtitkárságának felügyelete alatt a Földkútya- és Ürgevédelmi Szakértői Csoport, mely szakmai fórum segít koordinálni az ürgevel kapcsolatos természetvédelmi beavatkozásokat és programokat. A 2018. évtől elfogadott éves ürgetelepítési terv szabályozza az adott év során, tervezett módon lebonyolított ürgetelepítési programok összhangját.

Magyarország a faj elterjedésének észak-nyugati határán fekszik (Mitchell-Jones et al 1999). Európa nyugati részén nem él. Ausztriában korábbi ismereteink szerint csak kis maradványpopulációi fordulnak elő a Bécsi-medencében (Hoffmann et al 2003), azonban Alsó-Ausztriában további jelentős, nem természetes élőhelyein előforduló állományairól számoltak be (Győri-Koósz és mtsai 2018). Macedóniában (Krystufek 1993) található több, kisebb, elszigetelt maradványpopuláció. Németországból az elmúlt 110 évben (Stubbe & Stubbe 1994), Lengyelországból 1983 előtt (Glowacinski 1992, Meczynski 1985) a faj teljesen kipusztult, de a visszatelepítéseknek köszönhetően ma már ismét megtalálható. A volt Jugoszlávia nagy részén (Ruzic 1979), Csehországban (Cepáková & Hulová 2002) és Szlovákiában (Ambros 1998) jelentősen megfogyatkozott, míg Romániában (Murariu 1995, Zaharia et al 2016, Hegyeli Zsolt 2018 szóbeli közlés) még viszonylag erősnek mondható az állomány. Bulgáriában (Koshev 2008), Görögországban (Boutsis et al 2002 szóbeli közlés), Törökország európai részén, Trákiában (Gür & Gür 2002 szóbeli közlés) és a volt Szovjetunió területén (Pantelejev 1998) előfordul a faj, azonban jelenlegi helyzetéről nem áll rendelkezésre részletes információ.

Egy faj elterjedési területének központjából annak határa felé haladva, a faj szempontjából alkalmas élőhelyfoltok egyre jobban feldarabolódnak és fragmentáltabb élőhely-komplexszel találkozunk. Az általános nézet szerint egy faj elterjedési határaihoz közelebbi állományainak kipusztulása nagyobb eséllyel következik be, mint a központi területeken található esetében. Ez a konzervációbiológusok és természetvédelmi szakemberek által elfogadott tétel azonban jó ideje nincs adatokkal alátámasztva. Így Channell és Lomolino 245 faj ilyen irányú vizsgálata az állítást nem támasztotta alá (Channell & Lomolino 2000).

Mivel a még jelentősebb állományokkal bíró keleti régiók természetvédelmi szabályozása, illetve azok érvényesítése gyengébb a hazaiaknál, jelentős felelősség hárul ránk a faj fennmaradásának hosszú távú biztosításában.

Több különösen értékes, ritka ragadozómadár, így elsősorban a kerecsensólyom (*Falco cherrug*) és a parlagi sas (*Aquila heliaca*) egyik legjelentősebb táplálékállata volt az ürge, amíg elegendő mennyiségben elérhető volt számukra. Azóta a legtöbb ismert párnál táplálék váltás történt, melyek más emlős (hőrcsög, mezei nyúl stb.), illetve madár prédára tértek át (Bagyura et al 1994, Bagyura et al 2004, Marin et al 2004, Németh et al 2018). Ezen ragadozómadarak stabil populációinak megteremtéséhez, a fiókaneveléshez fontos a megfelelő minőségű táplálék biztosítása, tehát a kerecsensólyom és a parlagi sas védelméhez többek között az ürgeélőhelyek, illetve -állományok helyreállításán keresztül vezethet az út.

Az ürgelyukakba a nappali hőség elől behúzódnak a puszta kételtűi, hullőli. A bugaci pusztán az ürgelyukak nagy százalékában zöld varangyok (*Bufo viridis*) figyelhetők meg, míg kint a felszínen az esős napok és az éjszakák kivételével szinte sohasem találkozhatunk velük (saját megfigyelés, Katona Krisztián szóbeli közlés 1998, Péchy & Halpern 2010). Hasonlóan fontos lehet a lyukak jelenléte a ritka és fokozottan védett rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) számára is. Valószínűnek tűnik, hogy az állatok fennmaradása szempontjából kulcsfontosságú a menedékhelyek megléte.

Az országos ürgeállomány nagyságáról, térbeli megoszlásáról a program indulása előtt nem állt rendelkezésünkre megfelelő adat, így 2001 folyamán felmértük az országos ürgeállományt. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) keretében megvalósult Országos Ürgetérképezési Program feladata az aktuális ürgeelтерjedés országos szintű leírása mellett az NBmR Ürgemonitorozó Program országos reprezentativitásának vizsgálata volt. A monitorozó program az állomány egyedszám-változás irányának és sebességének nyomon-követésére hivatott. A 2000. évben elvégzett módszertani alapozást követően – éves mintavételezéssel – a program jelenleg is folyik.

Az alábbiakban rövid összefoglalást adunk az NBmR Ürgemonitorozó Programjának eddigi tapasztalatairól és eredményeiről, illetve az Országos Ürgetérképezési Programról, mely utóbbi eredményeinek felhasználási lehetőségeire is példákat mutatunk.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A VIZSGÁLT FAJ

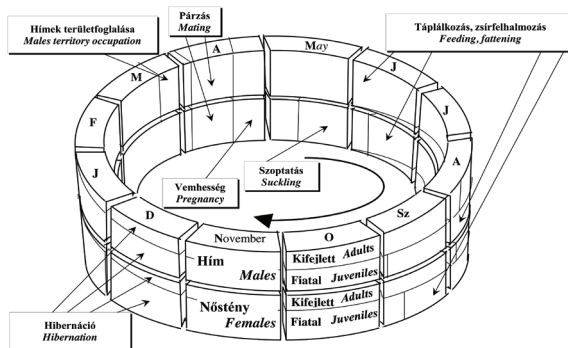


Az ürge (*Spermophilus citellus*) a rágcsálók (*Rodentia*) rendjébe tartozó 22-24 cm hosszú, karcsú testű, 7 cm farkhosszúságú állat. Fülei aprók, bundája a hátán világos pontokkal tarkított sárgásszürke alapszínű, a hasi oldalon rozsdasárga, míg a nyaknál fehér. Mellső végtagjai gyengébbek a hátsóknál (1. ábra).

Elterjedési területének észak-nyugati határán, Magyarországon elsősorban nyílt puszták talajába ássa több kijáratos, gyakran tízméteresnél is hosszabb járatait. Minden egyed külön járatrendszerrel készíti, ezért bár kolóniában élnek, mégsem tekinthetők igazán társas lényeknek. (Váczi 2014, Váczi és mtsai 2007).

1. ábra. Fiatal ürge (*Spermophilus citellus*)

Figure 1. Young European Ground Squirrel (EGS) (*Spermophilus citellus*)



2. ábra. Az ürge éves szaporodási ciklusa

Figure 2. Reproductive cycle of EGS

Tavasszal, március közepe táján hosszú téli álmukból a hímek ébrednek hamarabb, s egy-két hét elteltével, mire a nőstények is előkerülnek, már megvívták párviadalaikat a legjobb területekért (2. ábra). A nemek kizárólag az egy-két hetes párzási időszakban keresik egymás társaságát. A nőstények üregük mélyén, április-május folyamán hozzák világra 3-8 utódokat, melyek nyár végére, elhagyva a fészeküreget, kisebb-nagyobb távolságokra elvándorolnak, külön járatot ásnak maguknak, és abban vészlelik át a telet. Bizonyos testtömeg elérésével először a felnőtt, majd fokozatosan a fiatal (juvenilis) állatok térnek téli nyugovóra (2. ábra). A nyár folyamán elfogyasztott táplálékmenyiség testükben barna zsírszövet formájában raktározva meghatározza az egyedek esélyét a következő tél átvészelésére. Kora ősztől (augusztus-október) a

tavaszi elejéig (március) az ürgék hibernált állapotban alusszák téli álmukat betapasztott kijáratú üregekben (Mrosovsky 1968: *Spermophilus spp.* esetén).

Nappali állatok lévén növényi magvakból (Heschl 1993, Váczi et al 2007: *Spermophilus citellus* esetén,) levelekből, virágokból, olykor rovarokból és madártojásból álló táplálékukat is napkelte és napnyugta közt, világosban keresik.

Az ürge veszély esetén két lábon felegyenesedve jellegzetes füttyöt hallat, mely veszéljés menekülésre készíti a környező fajtársakat.

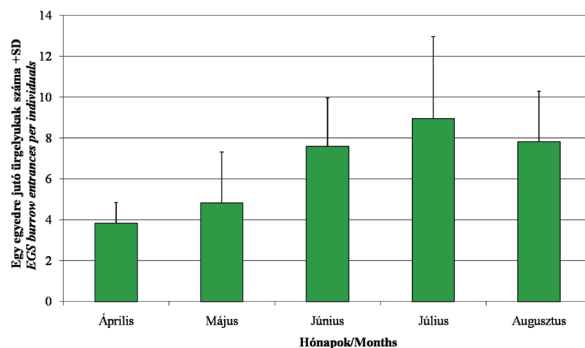
NBMR ÜRGEMONITOROZÓ PROGRAMJÁNAK MÓDSZEREI

ADATGYŰJTÉS

A rövidfűvű puszták optimálisan monitorozható faja az ürge, mivel elegendően nagy, de nem tömeges állománya van, szűktűrésű (növényzet magassága és összetétele, talaj fizikai-kémiai tulajdonságai, talajvízszint, stb.), mérete és nappali aktivitása miatt távolról is jól megfigyelhető, jól csapdázható, valamint a talajba ásott lyukak alapján jelenléte és relatív sűrűsége megbecsülhető.

A monitorozás kialakítása során célunk olyan ürge egyedszám becslési eljárás kidolgozása volt, mely alkalmas akár kis sűrűségű ürgepopulációk méretének gyors, speciális szakértelmet nem igénylő becslésére, egymástól független helyszíneken azonos időben, egységes módon végezve. A módszer eredményességének kritikus eleme a definíciók szó szerinti értelmezése és az utasítások pontos betartása.

Ürgék esetében kézenfekvő az állatok által készített üregek bejáratának, az ürge-lyukaknak a számlálása. Mivel egyetlen egyed több-bejáratos járatrendszert készít, és a bejáratok száma időben jelentősen változik (Katona 1997), csak a szezon azonos időszakában becsült lyukszámokat lehet összehasonlítani (3. ábra). Ez alapján eltérő területek (amennyiben a talajtípus nem különbözik jelentősen a területek között), illetve különböző évek összehasonlítására nyílik lehetőség. A lyukak számát – a lelőhelyek nagy térbeli kiterjedése miatt – becsléssel állapítjuk meg.



3. ábra. Egy egyedhez tartozó ürgelyukak számának változása az aktív szezon során, 1996. Bugac
Figure 3. Short term changes of burrow entrance number per individual through the active season, 1996. Bugac

A vizsgálatok megkezdése előtt megállapodtunk az ürgelyuk definíciójában, az alábbiak szerint:

Az ürgelyuk olyan 4 cm átmérőt (kétujjnyi) elérő, földbe vájt, természetes, körkörös átmérőjű lyuk, melyhez tartozó járat tengelye a földfelszínnel nem közel párhuzamosan indul (nagyobb szöget zár be vele, mint 15°) és nem ágazik el közvetlenül a felszín alatt (4. ábra).

Ezzel szemben a pocoklyuk (mezei pocok (*Microtus arvalis*)) 4 cm-nél kisebb lyukátmérőjű, szinte vízszintes (15° -nál kisebb szöget bezáró) járattal indul és 0,5-1 m²-en belül további pocoklyukakhoz csapahálózattal kapcsolódik.

A hörcsög (*Cricetus cricetus*) által készített lyukak ürgelyuktól való elkülönítésére nem volt szükség, mivel vizsgálataink helyszínén a két faj nem fordult elő egyszerre.

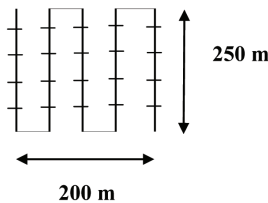
A becslés menete



A lyukak számolását összesen 1 250 m hosszú útvonal két oldalán, 1-1 m-es sávban végezzük. Az út hosszát elegendő a lépések számolásával lemérni. A terület középpontja körül kijelölt állandó 5 db, egymástól 50 m-re eső 250 m hosszú párhuzamos egyenesek mentén végezzük a számolást. A séta során az 5 db 250 m-es szakaszon 50 méterenként felírjuk a talált és definíciónak megfelelő összes ürgelyukak számát. Mivel az állandó mintavételi utak nem követhetik az ürgék területen belüli esetleges elmozdulását, átrendeződését, szükséges lehet egy másik, hasonló mintavételi hely kijelölése, melyet minden évben a legsűrűbbnek látszó területrész körül veszünk fel. (Ez lehet azonos is az állandó



négyszettel.) Az állandó helyhez hasonlóan, ezen az évenként változó mintavételi helyen is elhelyezhető 5 db, egymástól 50 m-re eső 250 m hosszú párhuzamos egyenesek mentén 50 méterenként felírjuk a talált és definíciónak megfelelő összes ürgelyukak számát.



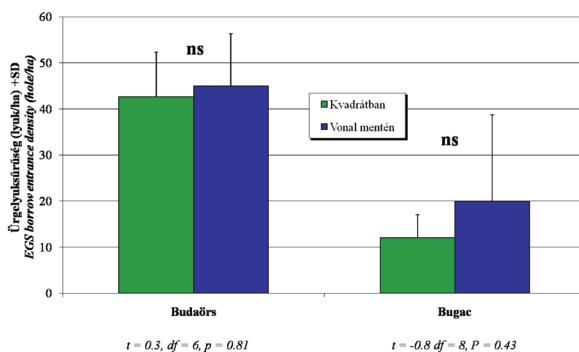
A monitorozás során a becslést minden mintavételi helyen szinkronban, minden év április 22-e (a Föld Napja) hetében kell végezni.

Minden mintavételi helyen az ürgék által benépesített területrészt ötévente GPS segítségével körbe kell járni a bejárési út rögzítésével, és ebből térinformatikai fedvényt (polygon) készíteni. A benépesített terület szélét a szélső ürgelyukak jelölik ki.

A mintavételi helyszínek évről-évre azonosak, azaz állandó mintavételi helyekre kell visszatérni. A felmérést az illetékes nemzeti-park-igazgatóságok koordinátorai szervezik, rövid betanulás után önkéntesek is elvégezhetik. Az eredményeket országos szinten összegyűjtjük és elemezzük. A részletes mintavételi protokoll megtalálható az NBmR honlapján:

(http://www.termeszetvedelem.hu/index.php?pg=sub_472).

A módszer kalibrálásához a Budaörsi repülőtéren nagy lyuksűrűség mellett, majd később Bugacon kis lyuksűrűség mellett, a korábban alkalmazott, (50 x 50 m-es négyzetekben, számos felmérővel a területet csatárláncban átfésülve zajló) lyukszámolási módszerrel párhuzamosan is elvégeztük a becslést (5. ábra) és egymással összehasonlítva egyik esetben sem találtunk különbséget a kapott lyukszámokban (kétmintás t- próba: Budaörs: $t = 0.3$, $df = 6$, $p = 0.81$, Bugac: $t = -0.8$, $df = 8$, $p = 0.43$).



5. ábra. Ürgelyuksűrűség-becslő módszerek összevetése nagy (Budaörs) és kis (Bugac) lyuksűrűség mellett, 1999, 2000.

Figure 5. Comparison of EGS burrow entrance estimation methods in high (Budaörs) and low (Bugac) entrance density, 1999, 2000. – Green bars = quadrants, Blue bars = Line transects

Az évente felmért területekről az ürge-sűrűség-becslés adatain túl a környezeti háttérváltozókat is bekérjük az adatgyűjtőktől. Az adott helyszínen a növényzet átlagos hosszát évente 5 cm-es pontossággal, ránézésre kell megállapítani, a talajvízszint magasságát pedig egy hármas kategóriarendszerbe kell besorolni (1 – előfordul a felszínen, 2 – 1 m-nél nem mélyebb, 3 – 1 m alatt van a talajvízszint). Meg kell adni továbbá a mintavételi hely távolságát a legközelebbi 5 ha-nál kisebb, valamint 5 ha-nál nagyobb erdőfolttól, lakott területtől és másik ürgelelőhelytől. Nyilatkozni kell a területkezelés módjáról és a fizikai talajtípusról is.

ADATFELDOLGOZÁS

A monitorozás során becsült ürge-sűrűség évek közötti, illetve területcsoportok (repülőtérről, egyéb terület) közti eltérését, az adathiányok miatt 4 éves időintervallumok lyuksűrűség-átlagaival számolva, kétutas ismételt mérések

varianciaanalízissel (ANOVA) teszteltük. Az időbeli lefutás részletesebb vizsgálatára a két területcsoportot együtt kezelve, szintén négyéves csoportosításban az időintervallumok közti ürgelyuksűrűség-eltéréseket Friedman ANOVÁ-val, Dunn post hoc teszttel vizsgáltuk.

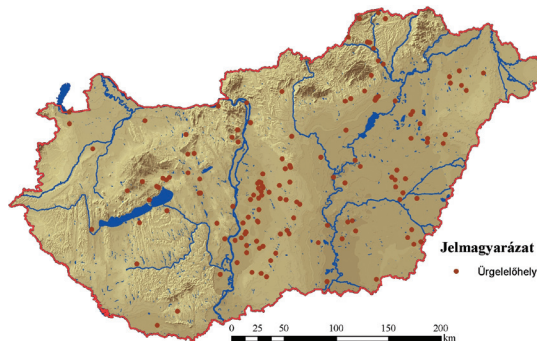
Elemzéseink során az első hat év adatait használva, korrelációt számoltunk a becsült ürgesűrűség és a növényzetmagasság, illetve a talajvízszint változókkal évente és az évek átlagát tekintve, a legközelebbi erdőfolttól, lakott területtől, valamint másik ürgelelőhelytől való távolságok, a talajtípus, a területméret, a tengerszint feletti átlagmagasság és a becsült ürgesűrűség között pedig csak az évek átlagát tekintetve. Kiszámoltuk a becsült ürgesűrűség éves változását, minden területre a hat éves periódusra, illetve adathiány esetében a rendelkezésre álló leghosszabb periódusra és ennek korreláció értékeit is kiszámoltuk a fent említett környezeti háttérváltozókra vonatkozóan. Az elemzéseket Pearson korrelációval végeztük (Précsényi et al 1995).

ORSZÁGOS ÜRGETÉRKÉPEZÉSI PROGRAM MÓDSZEREI

ADATGYŰJTÉS

Az adatgyűjtést kérdőíves módszerrel végeztük az illetékes nemzeti park-igazgatóságok természetvédelmi őreinek és civil szervezetek témában jártas terepi aktivistáinak megkérdezésével. A beérkező adatok megjelenítése 10 x 10 km-es UTM négyzetben, jelenlét-hiány módszer szerint történt, azonban az esetleges későbbi részletesebb felbontás megvalósíthatósága érdekében az egyes lelőhelyek pontos koordinátákkal kerültek az adatbázisba.

A nemzeti park-igazgatóságok kivétel nélkül nyilatkoztak a szakembereik által ismert ürgelelőhelyekről, melyek közül (a NBmR Ürgemonitorozás mintahelyeivel együtt) 148 lelőhely bejelentését megbízhatónak minősítettük (6. ábra). A 2000. év előtti megfigyeléseket, a korábbi irodalmi adatokat, illetve a bejelentő által nem bizonyosnak ítélt előfordulásokat nem soroltuk ebbe a kategóriába, azokat potenciális lelőhelyként kezeltük (további 30 lelőhely).

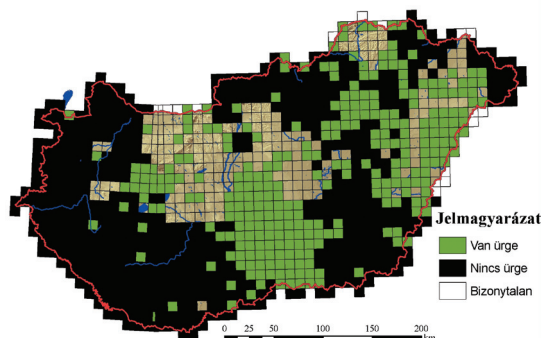


6. ábra. Ismert ürgelelőhelyek elhelyezkedése Magyarországon - 2005. szeptember

Figure 6. Occurrence of known EGS populations in Hungary – September 2005. – Red dots = Presence of EGS

ADATFELDOLGOZÁS

A biztosnak ítélt ürgelelőhelyek alapján meghatároztuk azokat a 10 x 10 km-es UTM négyzeteket, amelyekben előfordul ilyen lelőhely. Ezt a nemzetipark-igazgatóságok szakembereivel, természetvédelmi őrökkel egyeztetettük és kiegészítettük az általuk ismert, pontos koordináták nélküli ürge-előfordulásokat tartalmazó („van ürge”), illetve biztosan ürgementesnek ítélt („nincs ürge”) négyzetekkel. A fennmaradó négyzeteket a „bizonytalan” kategóriába soroltuk. Így az országot lefedő 1060 UTM négyzet mindegyikét besoroltuk a három kategória valamelyikébe (7. ábra).



7. ábra. Ürgejelenlét alapján kategorizált UTM négyzetek Magyarországon

Figure 7. Categorized 10 x 10 km UTM grid cells by EGS presence – Green = EGS presence, Black = EGS absence, Transparent = Uncertain

Annak eldöntésére, hogy a monitorozó programban használt mintaelemszám elegendő-e, évente meghatároztuk a szükséges minimális elemszámot az alábbi képlet segítségével (Précsényi et al 1995):

$$N = \frac{s^2 * z^2 \alpha_{1/2}}{D^2} , \text{ ahol}$$

s^2 a mintából becsült variancia,

z a normális változó kritikus értéke az $\alpha_{1/2}$ szignifikancia szinten

($z = 1,96$, ha a szignifikancia szint $p = 0,05$).

D jelzi azt a különbséget, amely megengedhető a valódi középérték és a mintáink középértéke között.

Az s^2 -t a mintaterületek becsült lyukszámainak varianciája adja, a D értékénél pedig a mintaterületeken belüli lyukszámok minimum és maximum értékei közti különbség felének átlagával számoltunk, minden egyes évre vonatkozóan. Így azt mondjuk, hogy nem fogadunk el nagyobb eltérést a mintaterületek által becsült és a tényleges középérték között, mint amekkora eltérést a mintaterületeken belül átlagosan tapasztalunk a lyukszámokban. Ezt követően összehasonlítottuk az elméleti és a megvalósult minta elemszámokat Wilcoxon páros tesztet használva (Précsényi et al 1995).

A mintaterületek térbeli eloszlás reprezentativitásának vizsgálatához Magyarország 7 nagytája közül megszámoltuk az egyes nagytajak területére eső olyan négyzeteket, amelyekben van ürge, illetve ide vettük a bizonytalan négyzetek egy részét is, az ürge/ürgétlen négyzetek arányában. Szintén megszámoltuk az adott nagytájra eső, ürge/ürgés NBmR mintavételi helyek számát. A fenti két számsorból relatív értékeket számoltunk, melynek során az összes ürge négyzethez, illetve mintaterülethez viszonyítva adtuk meg az egyes nagytajak négyzeteinek, illetve mintavételi helyeinek arányát. A két eloszlást χ^2 teszttel hasonlítottuk össze.

TÉRINFORMATIKAI (GIS) FELDOLGOZÁS

Az elterjedést befolyásoló tényezők térinformatikai (GIS) elemzéséhez főként az Országos Ürgetérképezési Programban gyűjtött elterjedési adatokat használtuk fel, kiegészítve az azóta tudomásunkra jutott ürge-előfordulásokkal. A lelőhelyeket, azok középpontjának koordinátaival, pontszerű objektumként kezeltük. A térinformatikai (GIS) elemzésekhez a következő térképek és adatrendszerek kerültek felhasználásra:

- CORINE Land Cover (Felszínborítás) adatbázis, magyarországi létrehozását a Phare Regionális Környezeti Program finanszírozta 1993 és 1996 között. A projektet a Földmérési és Távérzékelési Intézet (FÖMI), Távérzékelési Főosztálya hajtotta végre. A 2004. évben elkészült 1:50 000 felbontású frissített változatot használtuk.
- Agrotopográfiai Adatbázis (AGROTOPO) az Agrotopográfiai térkép sorozat tematikus adataiból kialakított számítógépes adatbázis, amely EOTR szabványos, 1:100 000 méretarányú, országos adatokat tartalmaz. Az adatbázis a MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet gondozásában készült el 2001. évben. Az adott felbontásban homogén agroökológiai egységekhez a következő, a termőhelyi talajadottságokat meghatározó főbb talajtani paramétereket használtuk:
 - genetikai talajtípus,
 - fizikai talajféleség,
 - talaj vízgazdálkodási tulajdonságai,
 - kémhatás és mészállapot,
 - termőréteg vastagság.
- Digitális Térképészeti Adatbázis (DTA-50), a Magyar Honvédség Térképész Szolgálatával készített adatbázis.
- Vízkészlet-gazdálkodási Atlasz Magyarország belvív-veszélyeztetettségi térképét a vízügyi igazgatóságok munkatársainak közreműködésével szerkesztette Pálfi Imre 2002 decemberében, az OVF megbízására. A térkép M=1:500 000 méretarányban készült. Magyarország ártéri öblözeteinek M=1:100 000 eredeti papír változatát a VITUKI Rt. készítette 1977-ben. A felhasznált fedvény az ártéri öblözetek lehatárolását, a hullámteret, az 1%-os és 0,1%-os valószínűségű elöntési területeket ábrázolja digitális változatban.
- Országos Térképészeti Adatbázis (OTAB) 1:100 000. A Geometria Térinformatikai Rendszerház és az InfoGraph Informatikai Szolgáltató Kft. által kifejlesztett 2005. évi változata.

Az elemzések az Országos Környezetvédelmi Természetvédelmi és Vízügyi Főigazgatóság, Környezetvédelmi és Természetvédelmi Igazgatóság, Természetvédelmi Főosztályán 2005. évben készültek, ESRI ArcGIS 9.0 programcsomag használatával.

Az elemzések során leválogattuk külön-külön az egyes rendelkezésre álló, releváns térképi adatrendszerek (CORINE-50 Land Cover, AGROTOPO, Vízkészlet-gazdálkodási Atlasz) azon poligonjait, melyekre ürge elterjedési pontok estek. Ezt követően megállapítottuk, hogy ezen poligonok kiszemelt változói milyen értéket vesznek fel, majd meghatároztuk, hogy ezek az értékek milyen gyakorisággal fordulnak elő. Így megkaptuk az ismert ürgelelőhelyekre az adott változó gyakoriság eloszlását. Hasonlóan jártunk el az ország területére szerkesztett, az ürge elterjedési pontokkal azonos számban (N = 156) kirajzolt random pontokkal is, mellyel célunk a kínálat meghatározása volt. Az elkerülés, illetve a választás meghatározásához a két gyakoriság-eloszlást (ürgelelőhely pontokhoz, illetve random pontokhoz tartozó gyakoriság eloszlások) hasonlítottuk össze, minden változó esetében, Chi² tesztet alkalmazva. A kategorizált változók esetében (CORINE, AGROTOPO változói, talajvízszint) azokat az értékeket, ahonnan az ürge és a random pontok egyaránt hiányoztak, kizártuk (sem ürge szempontból, sem területméret szempontjából nem jelentős kategóriák). A „random” és „ürgés” pontok által meghatározott és az egyes adatbázisok változóinak értékeire vonatkozó gyakoriság eloszlásokat Chi² teszttel hasonlítottuk össze.

Kétféle potenciális elterjedés-térképet rajzoltunk. A „preferencia” térképhez a fent leírt térképi alapadatbázisok változóiból azokat az értékeket válogattuk le, melyeket az ürge az elemzések szerint preferált, azaz melyek az „ürgés” pontok alatt nagyobb gyakorisággal jelentek meg, mint a „random” pontok alatt. Belekerült a leválogatásba tehát például a CORINE-50 adatbázis változójának „repülőterek” értéke, mivel az „ürgés” pontok alatt 12,8%, míg a „random” pontok alatt 0% volt a relatív gyakorisága. A „preferencia” térképre végül azok a térszínek kerültek, melyek az összes felhasznált változó szempontjából ilyen, „preferált” értéket vettek fel. Kimaradt tehát az a repülőter például, amely talajának kémhatása erősen savas volt. A másik potenciális elterjedés térkép az ürge számára „elviselhető” térszerveket mutatja. Ebben az esetben Magyarországi területéből kihagytuk azokat a térszerveket, amelyek a felhasznált térképi alapadatbázisok változóinak olyan értékeit hordozták, amelyek egyetlen ürgelelőhely alatt sem voltak megfigyelhetők. Mindkét térképből kivágtuk továbbá a következő térszerveket is: autópályák 25-25 m-es, főutak 20-20 m-es, műutak 10-10 m-es, vasútvonalak 10-10 m-es és csatornák 1-1 m-es puffer sávval két oldalukon, valamint a folyók saját szélességükkel. A pufferzónák méretét az egyes vonalas objektumok ürge elterjedésre gyakorolt hatásai alapján állapítottuk meg, korábbi terepi tapasztalatok és benyomások alapján. A potenciális elterjedés térképekre kiszámoltuk a foltok méretének átlagát, szórását, összterületét és a foltok számát. A kétféle potenciális térképen számolt változókat kétmintás t-próbával hasonlítottuk össze.

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

ÜRGELELŐHELY TÉRKÉPEZÉS ÉS ÜRGEMONITOROZÓ PROGRAM

TERÜLETI MEGOSZLÁS

Az országos ürgelelőhely-térkép 10 x 10 km-es felbontásban készült el. Az adatszolgáltatók köre a saját területüket feltehetően a lehető legjobban ismerő természetvédelmi őrk, más nemzeti parki szakemberek és civil szervezetek a témában jártas terepi

képviselői voltak. Az országos ürgetérkép tehát a magyarországi állomány 2001. évre vonatkozó legátfogóbb és legaktuálisabb helyzetét, térbeli eloszlását mutatja.

A kategorizálás szerint az összes 10 x 10 km-es UTM négyzet (1060) 27,5%-ában (292) van ürgelelőhely, 55,0%-ában (583) mai tudásunk szerint nincsen, és a fennmaradó 17,5%-ában (185) nem tudjuk megbízhatóan, hogy van-e (7. ábra). Ez területarányban azt jelenti, hogy ebben a felbontásban az országnak csak 17,3 %-áról (566,7 km²) nem tudjuk, hogy él-e rajtuk ürge, vagy sem. Az ürgelelőhelyeket tartalmazó négyzetek 36,0%-ában pontos, koordinátákkal leírt ürgelelőhelyeket ismerünk.

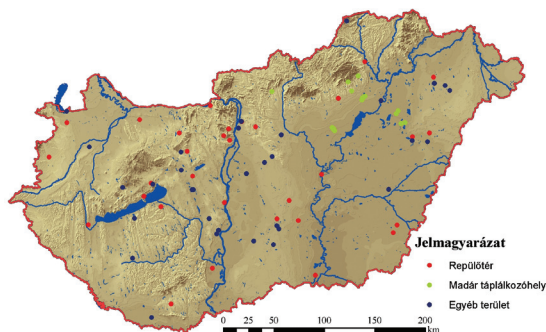
Természetesen felmerül a kérdés, hogy ez a viszonylag durva felbontás milyen kérdések megválaszolására teszi alkalmassá az elterjedés-térképet. Nyilvánvaló, hogy az ürgelelőhelyek méretének ismeretében (néhány hektártól néhány száz hektárig) a 100 km²-es mintavételi egységek nem optimálisak, tehát élőhely-választás vizsgálatára ebben a formában alkalmatlanok. Az elterjedés térbeli mintázatával kapcsolatban óvatos megfigyeléseket talán már tehetünk. A térkép (7. ábra) az ürge nyílt, alföldi (pusztai) jelentős elterjedtségét és a szerényebb hegylábi és dombok közti jelenlétét mutatja. A nedvesebb, erdősebb régiókban és a hegységekben már sokkal ritkább az ürgek jelenlétét mutató négyzetek. Szintén megfigyelhető, hogy az ország keleti régiójában gyakoribbak az előfordulások, ami többek között abból adódik, hogy Magyarországon húzódik keresztül a faj elterjedésének nyugati határvonala.

A további elemzésbe csak azokat a területeket vontuk be, (az ország területének 82,7%-át) amelyekről biztosan tudjuk, hogy tartalmaznak-e ürgelelőhelyet, vagy sem. A fent definiált „ismert” négyzetek 33,4%-ában van ürgelelőhely. A fentiek figyelembevételével, azt feltételezve, hogy a “bizonytalan” kategóriájú négyzetek az ismertekéhez hasonló arányban tartalmaznak ürgelelőhelyet, az országot lefedő 1060 négyzet közül 354 tartalmazhat ürgelelőhelyet.

NBMR ÜRGEMONITOROZÁS ORSZÁGOS REPREZENTATIVITÁSA

A 2005. évben az NBmR Ürgemonitorozó program keretében felmért 80 mintaterület reprezentativitása kérdésének megválaszolására alkalmasnak látszik a térképezéskor alkalmazott felbontás. A 2001. évi országos felmérés időben még elég közeli ahhoz, hogy a 2005-ig gyűjtött adatokat ehhez hasonlítsuk. Felmerült ugyanis a kérdés, hogy a NBmR Ürgeprogram mintaterületei (8. ábra) számukban és térbeli elrendezésükben megfelelően reprezentálják-e az ország ürgeállományát. A mintaterületek (80) összesen 65 négyzetet érintenek, azonban ha csak azokat tekintjük, amelyekben megtalálható az ürge, akkor ez a szám 51. Az előzőekben országos szinten becsült 354 ürgelelőhelyet tartalmazó négyzetet figyelembe véve tehát az ürge NBmR négyzetek annak 14,4%-át teszik ki. Ezt követően összehasonlítottuk a kiszámolt elméleti és a megvalósult minta elemszámokat és azt találtuk, hogy egyetlen év (2002) kivételével a megvalósult mintaelemszámok lényegesen nagyobbak a szükséges minimumnál (Wilcoxon páros teszt: $Z = 1,99$, $N = 6$, $p = 0,046$) (9. ábra). Mivel a fenti becslésünk szerint általában jóval meghaladtuk a kritikus értéket, kijelenthetjük, hogy a 2005-ig tartó időszakot tekintve biztosan elegendő számú mintaterületet monitorozunk, azok – legalábbis számuk

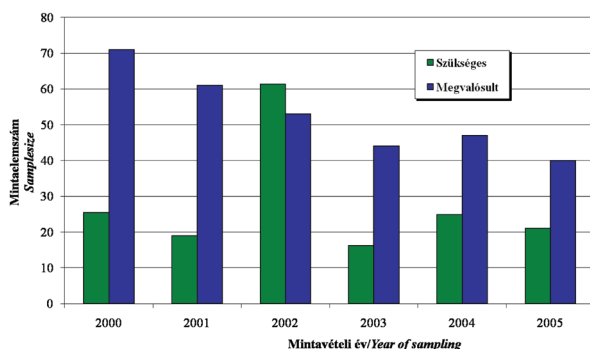
szempontjából – jól reprezentálják az országos ürgeállományt. A reprezentativitás vizsgálatának aktualizálásához újabb országos szintű felmérés szükséges, melynek feltételeit a 2018 végén zárult RAPTORSPREY LIFE projekt (<http://sakerlife3.mme.hu/hu>) teremtette meg és a Bükki Emlőstani Kutatócsoport Egyesület koordinálásában meg is valósult. Az adatok elemzése és publikálása azonban még folyamatban van, így a közeli jövő feladata a 2005-ös elemzések megismétlése az azóta megváltozott körülményekre vonatkozóan.



8. ábra. NBmR mintavételi helyek térbeli elrendezése

Figure 8. Geographic distribution of HBMS EGS study sites – Red dots = Airports, Green dots = Territories of birds of prey, Blue dots = Other sites

További feltétele a reprezentativitásnak a mintavételi helyek térbeli eloszlása. Az egyes nagytájak területére eső „ürgés” négyzetek és az ürgés NBmR mintavételi helyek számából relatív értékeket számoltunk, melynek során az összes ürgés négyzethez, illetve mintaterülethez viszonyítva adtuk meg az egyes nagytájak négyzeteinek, illetve mintavételi helyeinek arányát. A két eloszlást összehasonlítva nem találtunk szignifikáns különbséget köztük ($\chi^2 = 0,88$, $df = 6$, $p = 0,99$).



9. ábra. Szükséges minimális- és megvalósult mintaelemszámok alakulása a monitorozás első hat évében
Figure 9. Minimal and realized sample size of HBMS EGS study plots, 2000-2005. – Green bars = Minimal sample size, Blue bars = Realized sample size

Becslésünk alapján tehát az országos ürgeállomány 14,4%-át felmérve, azok változásaiból az egész állományra vonatkozó jogos következtetéseket vonhatunk

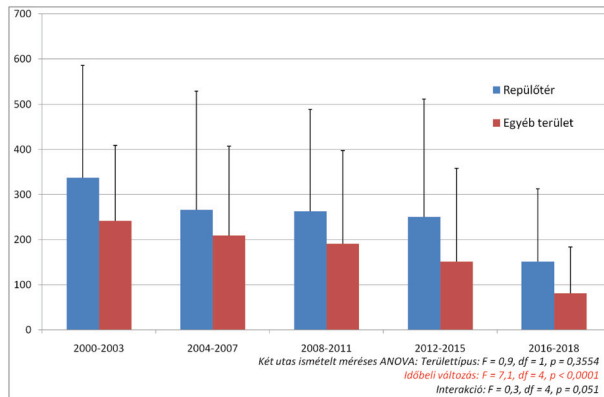
le. Ezt a megállapítást az első időszakra vonatkozóan biztosan kijelenthetjük, azonban nincs okunk feltételezni, hogy a későbbiekben ebben gyökeres változás következett volna be. Mindazonáltal a közeli jövőben napvilágot látó országos felmérés tükrében ez az elemzés is aktualizáltan megismételhető lesz.

Ez a felmérési arány eredményeink szerint az évek döntő többségében messze meghaladta a minimális elemszám értékét (annak ellenére, hogy az országos átlomány nagyságára vonatkozó becslésünk enyhén túlbecsli annak méretét), mely alapján kijelenthetjük, hogy a mintaelemszámra vonatkozóan **a felmérés országosan reprezentatív.**

Számításaink szerint az egyes nagytájak területére eső ürgelelőhelyet tartalmazó, illetve nem tartalmazó négyzeteinek aránya hasonló eloszlást mutat, mint az egyes nagytájakra eső mintavételi helyek száma. Általánosságban tehát megállapíthatjuk, hogy a mintavételi helyek **térbeli elhelyezése is támogatja az országos reprezentativitást.**

ORSZÁGOS ÁLLOMÁNY EGYEDSŰRŰSÉG VÁLTOZÁSA

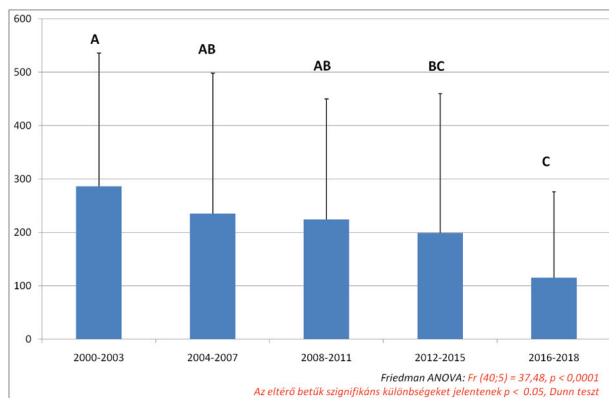
A tizenkilenc éves intervallumot átölő monitorozás során, négy éves periódusokat összehasonlítva, ürge-sűrűségben a repülőtereken illetve egyéb területeken elhelyezkedő két területcsoport között nem, az évek között azonban különbséget találtunk (két-utas ismételt mérések ANOVA: területek között: $F = 0,9$, $df = 1$, $p = 0,3554$; évek között: $F = 7,1$, $df = 4$, $p < 0,0001$; interakció: $F = 0,3$, $df = 4$, $p = 0,9051$)(10. ábra).



10. ábra. A két területtípusban az átlagos ürgegyuk-sűrűség időbeli változásai, négyéves periódusokban.

Figure 10. Temporal changes of EGS burrow entrance densities of the two type of land use categories (airport, non-airport) in four years groups.

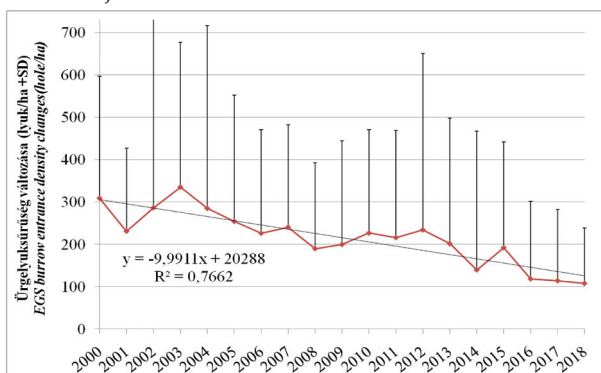
A két területcsoportot együtt kezelve, a négy éves időintervallumok között talált különbségek szerint az évek előrehaladtával egyre nagyobb különbség mutatkozik a kezdeti állapothoz képest (11. ábra) (Friedman ANOVA: $F_r(40;5) = 37,48$, $p < 0,0001$, a Dunn post teszt eredményei az ábráról leolvashatóak).



11. ábra. A hazai ürgeállomány változása az elmúlt 19 évben, négy éves periódusokban.

Figure 11. Temporal changes of the Hungarian EGS population size in four years groups in the last 19 years.

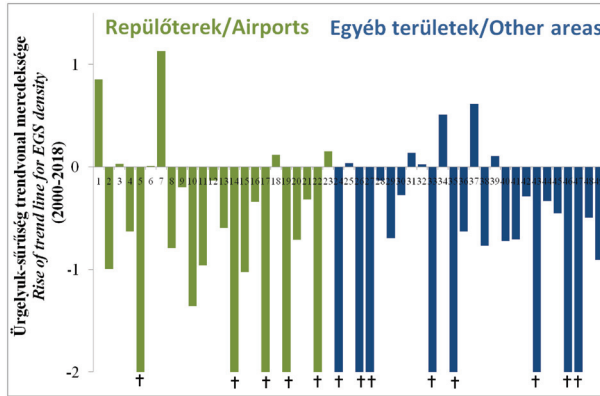
Az ürgesűrűség adatok évenkénti átlagai is egyértelmű csökkenést mutatnak (lineáris regresszió: meredekség: $-9,991$, $F = 55,7$, $n = 19$, $r^2 = 0,766$, $p < 0,0001$), változását a 12. ábra mutatja.



12. ábra. A hazai ürgeállomány változása az elmúlt 19 évben, éves bontásban.

Figure 12. Temporal changes of the Hungarian EGS population size in the last 19 years.

Az egyes területek ürgesűrűségének időbeli változásainak bemutatására a terület éves sűrűségadataira illesztett egyenes meredekségét használtuk fel. Amennyiben az adott területről az ürge végérvényesen eltűnt, ott az értéket a meredekségértéktől függetlenül a jobb láthatóság érdekében -2 -nek vettük és az 13. ábrán kereszttel is megjelöltük. A repülőterek esetében 6 területen (26,1%) a trend pozitív, vagy nincs változás, 17 területen (73,9%) a tendencia negatív, az egyéb területek közül 6 területen (23,1%) pozitív, vagy állandó, 20 területen (76,9%) negatív a tendencia, mely arány nem különbözik egymástól (Fiser's exact teszt: $f = 1,088$, $p = 1$). A repülőterek esetében 5 területről (21,7%), az egyéb területek esetében 8 helyről (30,1%) pusztult ki az ürge a 19 éves időszak alatt, ami jelentős eltérés a két területtípus között (Fiser's exact teszt: $f = 0,769$, $p = 0,5322$).



13. ábra. Az egyes mintavételi helyszínek (számokkal jelölve) ürgeállományának változása az elmúlt 19 év során. Az x tengely feletti oszlopok növekedést, az alattiak csökkenést jelentenek. A kipusztult állományok -2 értéket kaptak és † jellel jelöltük.

Figure 13. EGS population size changes in different study plots (marked by numbers) in the last 19 years. Positive bar means growing population, negative means decreasing. Disappeared populations are marked by † and has a value -2.

Ürge egyedsűrűségbeli változása a monitorozás kezdeti éveiben nem volt még kiutatható, ami bizakodásra adott okot. A csökkenés statisztikailag a legutóbbi négy éves periódusban jelent meg. A módszer az egész finom változásokra nem érzékeny, valamint a lyukak eltűnésének időszüksége miatt egyfajta késleltetést hordoz. Az országos szintű változás mára egyértelmű csökkenést mutat, ami felhívja a figyelmet a faj érzékenységére. A két területtípus (repülőtér és egyéb területek) ürge-sűrűség változásában nem találtunk különbséget, bár azoknak a területeknek az aránya, ahonnan eltűntek az ürgek a repülőterek esetében kissé alacsonyabbnak látszott. A monitorozás megkezdésekor kiválasztott repülőterek egy része mára már nem működik, vagy csak alkalmanként használják. Tudjuk, hogy a füves repülőterek kezelése repülésbiztonsági okokból többé-kevésbé megoldott (Váci & Altbäcker 1999), szemben a sokszor kezeletlen, vagy elégtelen kezelésű egyéb területekkel. Ez az eredmény is utal az élőhelyek megfelelő kezelésének fontosságára. A felnövő gyepvegetáció, a becserjesedő élőhely egyre kevésbé ideális az ürgepopuláció számára (ld. a következő fejezetet is), melyre szélsőséges esetben kipusztulással is reagálhatnak (Kis et al, 1998, Gedeon et al 2012). Az egyre gyakoribb, szélsőséges időjárási események sokszor szintén nem kedvezőek az ürgek fennmaradása szempontjából. A hármashatárhegyi mintaterületen, 2007 augusztusában, egy gyors, nagymennyiségű csapadék leesésével járó eseményt követően tapasztaltunk nagyarányú pusztulást, melyet a felszínen elhullott állatok jeleztek (Gedeon Csongor szóbeli közlés 2007). Az Esztergomi repülőtér ürgeállománya egy extrém csapadékos tavasz belvizes időszaka miatt pusztult ki végérvényesen (Prommer Mátyás szóbeli közlés 2012). A hazai rókaállomány jelentősen megerősödött (Márton et al 2016), melyben feltehetőleg szerepe volt a néhány évtizede zajló veszethettség elleni immunizálásnak is. Az erősödő predációs nyomást a kivadult, vagy éppen csak kijáró házi kedvencek (házimacska és kutya) tovább növelik, ami biztosan nem hat kedvezően a hazai ürgeállományra. Tovább ronthatja a helyzetet a nagy sűrűségű vaddisznóállomány (Deutsch & Heltai 2017), mely a füves területek al-

kalmasságát túrásaival tovább csökkentheti. A későbbiekben még részletezett izoláció hatása szintén rendkívül kedvezőtlenül érinti az ürgeállományokat, különösen azért, mert ennek hatása a többi negatív hatást nagyban felerősíti. A korábban működő, összefüggő, nagy metapopulációs rendszerek esetében ugyanis amennyiben egy szubpopuláció valamilyen kedvezőtlen hatás következtében kipusztult, a hatás elmúltával esély volt a környező szubpopulációkból a terület újra benépesítésére, hiszen az összeköttetés fenn állt. A jelenlegi helyzetben sajnos a természetes úton történő újrakolonizáció lehetősége az esetek döntő többségében megszűnt (Gedeon et al 2017).

Bár Magyarország az ürge elterjedési területének nyugati, észak-nyugati határvidékén terül el (Mitchell-Jones et al 1999, Channell & Lomolino 2000) nincs okunk feltételezni, hogy a magyarországi ürgeállomány, csak földrajzi helyzete miatt, fogyásra, esetleg kipusztulásra lenne ítélve. Az utóbbi évek eredményei szerint tőlünk nyugatabbra (Győri-Koós és mtsai 2018) a korábbiakban gondoltakhoz képest (Hoffmann et al 2003, Stubbe & Stubbe 1994) jelentősebb, északabbra (Ambros 1998, Cepáková & Hulová 2002, Glowacinski 1992) szórványosan vannak, illetve voltak állományok. Azt mondhatjuk, hogy élőhely-vizsgálataink során az ürge egy jelentősnek nevezhető állományát vizsgáltuk.

A NBmR Ürgemonitorozó Programjában szereplő háttéradatokat általában durva kategóriarendszer használatával gyűjtjük. Ennek fő oka, hogy a kitűzött cél szerint a monitorozó programnak olyannak kell lennie, hogy az adatgyűjtést rövid betanulás után önkéntesek is elvégezhesék. Emiatt nem lehet a méréseknek jelentős eszközigénye, minden kérdést vagy a helyszínen, vagy a kapcsolattartó nemzeti parki koordinátorral való egyeztetés során kell megválaszolni. A háttéradatok durva kategorizálását egy nem speciálisan képzett adatgyűjtő is elég nagy biztonsággal el tudja végezni, így, bár nem részletes felbontású, ám megbízhatóbb adatokhoz juthatunk. Mindebből következik az is, hogy az eredmények kiértékelése során óvatosan kell fogalmaznunk, hiszen a rendszertől csak az igen erős, gyakran drasztikus hatások és változások kimutatását várhatjuk el. A kezdeti években az adatgyűjtők aktív háttéradat-szolgáltatása a későbbiekben jelentősen csökkent, ezért az elemzésekhez az első hat év adatait használtuk fel.

KÖRNYEZETI HÁTTÉRVÁLTOZÓK SZEREPE

Az első hat felmérési év átlagából számolt növényzet magasság, illetve kategorizált talajvízmélység szignifikáns korrelációt mutatott az átlagos ürgesűrűséggel a mintavételi helyeken. A talajvízmélység két további évben mutatott korrelációt az ürgesűrűséggel 2000-ben és 2001-ben. Más években, illetve az ürgesűrűség változással nem találtunk szignifikáns korrelációt a vizsgált változók között (1. táblázat). A többi háttérváltozó vizsgálata során csupán a tengerszint feletti magasság és az átlagos ürgesűrűség között találtunk szignifikáns korrelációt (2. táblázat). A tengerszint feletti magasság az átlagos, kategorizált talajvízszinttel szintén korrelációt mutatott ($r = 0,33$, $N = 60$, $p = 0,01$).

Pearson korreláció	Növényzethossz			Talajvízmélység			
	r	p	n	r	p	n	
Átlagos ürgesűrűség (egyed/ha)	-0,28	0,03	62	0,31	0,01	63	
Éves ürgesűrűség változás (egyed/ha/év)	-0,16	0,23	58	0,05	0,71	58	
Ürgesűrűség (egyed/ha)	2000	-0,27	0,08	41	0,33	0,03	41
	2001	-0,22	0,15	46	0,43	< 0,01	47
	2002	0,17	0,28	41	-0,09	0,57	44
	2003	-0,30	0,07	39	0,15	0,35	42
	2004	-0,25	0,12	39	0,22	0,15	45
	2005	-0,31	0,06	38	0,20	0,21	40

1. táblázat. A növényzethossz, a talajvízmélység és az ürgesűrűség közti összefüggés a NBmR Ürgeprogram mintavételi helyein, 2000-2005.

Table 1. Relation between vegetation height, water table level and EGS density at study plots of HBMS EGS program, 2000-2005.

Pearson korreláció					Távolság			
	Magasság	Területméret	Talajtípus	Erdőfolt	Erdő	Ürgeelőhely	Lakott terület	
Átlagos ürgesűrűség	r = 0.32	r = -0.06	r = -0.01	r = -0.03	r = 0.04	r = -0.16	r = -0.08	
	N = 60	N = 62	N = 63	N = 56	N = 62	N = 50	N = 62	
	p = 0.01	p = 0.62	p = 0.93	p = 0.84	p = 0.79	p = 0.26	p = 0.56	
Éves sűrűség változás	r = 0.11	r = -0.05	r = 0.12	r = 0.17	r = 0.02	r = 0.02	r = 0.04	
	N = 56	N = 57	N = 58	N = 52	N = 57	N = 47	N = 57	
	p = 0.42	p = 0.73	p = 0.36	p = 0.23	p = 0.89	p = 0.90	p = 0.77	

2. táblázat. Az átlagos ürgesűrűség, az éves sűrűség változás és háttérváltozók közti korreláció a NBmR Ürgeprogram mintavételi helyein, 2000-2005.

Table 2. Correlation among mean EGS density, EGS yearly density changes and background variables at study plots of HBMS EGS program, 2000-2005.

Hasonlóan Kis et al (1998) kisléptékben kimutatott összefüggésével, a hat adatfelvételi év átlagos ürgesűrűsége és az átlagos **növényzet magasság** gyenge negatív kapcsolatban van egymással. Bár ez a tendencia majdnem minden évben többé-kevésbé megjelenik, a szignifikancia-szintet egyik évben sem éri el. A növényzet magassága függ az adott időszakot megelőzően lehullott csapadék mennyiségétől és a terület kezelésétől is. Az ürgén (Kis et al 1998) és rokon fajokon elvégzett megfigyelések (Balph 1984: *Spermophilus armatus* esetén, McCarley 1966: *Spermophilus tridecemlineatus* esetén) szerint is az alacsonyabb növényzet kedvez az ürgék fennmaradásának. Így ebben a léptékben is azt mondhatjuk, hogy a rövidebb növényzet-magassághoz tartozó esetlegesen kevesebb elérhető táplálék mennyiség legalábbis gyengébb korlátozó tényezőt jelent, mint a hosszú növényzet által okozott kedvezőtlen hatások. Egy lehetséges hipotézis szerint a lyukak környékén zajló társas viselkedéshez előnyösebb a rövid fű, mivel a szociális kommunikációban, illetve vészjelzéshez használt testrészek (elsősorban az állat farka) jobban látszanak (Hersek & Owings 1993: *Spermophilus columbianus* esetén).

Egy másik hipotézis szerint az állatok mozgása rövid fűben feltehetőleg kevesebb energiát igényel, mint sűrű növényzetben. Evolúciós előnyt élvez tehát az az egyed, amelyik a rövid fűvű részeken mozog a hosszú fűben élőkkal szemben. Így ez a stratégia rögzülhetett a faj története során.

Egy harmadik hipotézis megerősítéséhez más vizsgálatok is hozzájárulnak, melyekben szintén negatív kapcsolatot találtak a lyuksűrűség és a növényzet magassága

között (McCarley 1966, Balph 1984). Az üreglakók egy jelentős részénél az üreg bejárata, vagy a bejárat körül tartózkodó állat elrejtésének adaptív értéke kisebb, mint a földi veszély észlelését biztosító nyílt élőhely választása. Az ürge egyik fő légi ragadozója, a kerecsensólyom (*Falco cherrug*) (Bagyura et al 1994, Bagyura et al 2004, Marin et al 2004), melynek vadászati technikája a következő: a magasból kiszemelt áldozattól több tíz méteres távolságban, nagy sebességgel közelíti meg a földfelszínt, és az ürge irányában repülve a felszín felett néhány deciméterrel siklik, majd innen csap le rá (Prommer Mátyás szóbeli közlés 2005). Az a távolság tehát, amilyen messze az ürge elláthat a földfelszín felett, kritikus lehet a madár észlelésében, illetve a lyukba menekül- és sikerének tekintetében. Az oldalirányú kilátás fontosságával kapcsolatban hasonló következtetésekre jutott Arenz & Leger (1997) egy manipulációs vizsgálatában, melynek során egy természetes populációban olyan extra táplálkozóhelyeket biztosítottak tizenhárom-csikos ürgék (*Spermophilus tridecemlineatus*) számára, amelyekből az oldalirányú kilátás lehetősége eltérő mértékű volt. Eredményei szerint lényegesen több állat kereste fel a jobb kilátású táplálkozóhelyeket, mint a takartakat, jóllehet egy másik vizsgálatban a felfelé nézés fontosságát is igazolni tudták (Arenz & Leger 1999).

Bármely léptékben is nézzük, igen nehezen vizsgálható a **talajvízszint** ürgék elterjedésére gyakorolt hatása. A talajvízszint mérése körülményes és a mérések meglehetősen lokális érvényűek. A vízszint talajtípustól függően más-más időbeli dinamikát mutat és időszakosan még a csapadékvíz is a talajvízhez hasonló hatást gyakorolhat az ürgékre. Nem meglepő azonban az az összefüggés, melyet az ürgék szempontjából jelentősen elkülönülő, durva kategóriákba sorolt talajvízszint átlaga és az átlagos ürgesűrés között találtunk: minél mélyebben van a talajvíz, annál magasabb az átlagos ürgesűrés az adott mintavételi helyszínen. Volt néhány olyan, csapadékosabb tavasz (2000. 2001.), amikor az egyes években talált ürgesűrés és a talajvízszint kategóriák között is elég erős volt a kapcsolat ahhoz, hogy az általunk használt, durva módszerrel is kimutatható legyen. Az ürgék magas talajvízszint elkerülését könnyen megmagyarázhatjuk, hiszen az ürgeöntés kísérletes bizonyítéka annak, hogy az ürgék elkerülik a vízzel elöntött helyeket. Tapasztaltunk már azonban természetes körülmények között is olyan jelenséget, amikor a hirtelen, nagy mennyiségben leeső csapadék a felszínre kényszerítette egyes térrészekben az ürgéket (Pécsi Repülőtér 2001. április). A téli hibernáció alatt valószínűsíthetően az ürgék még érzékenyebbek lehetnek az akár 1,5 - 2 m mélyen fekvő hibernákulum (azaz téli alvókamra) szárazságára, hiszen az átnedvesedett szőrzet szigetelőképességének jelentős csökkenése az amúgy is szigorú energetikai korlátok közé szorított állatok számára végzetes lehet (Neuhaus 2000). Ezért az ürgék élőhelyválasztásában a talajvíz szintjének komoly jelentősége van.

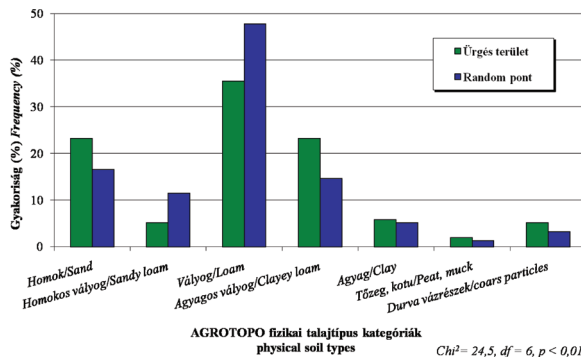
A megvizsgált többi környezeti háttérváltozó közül csupán a **tengerszint feletti magasságnak** volt kimutatható, pozitív hatása az ürgesűrésre. Mivel mintavételi helyeink mind alföldi, esetleg középhegységi füves területekre estek (maximális magasság 380 m), és mivel Macedóniában 2 500 m tengerszint feletti magasságig előfordul a faj (Krystufek 1993), az eredmény természetesen nem jelenti az ürgék magasság-preferenciáját élőhelyválasztásukra nézve. A jelenség magyarázatát keresve elképzelhető, hogy ebben az esetben is a talajvíz, illetve a lefolyó csapadékvíz kedvezőtlen hatásainak elkerülését kell szem előtt tartanunk. Az alföldi és középhegységi viszonyok között a kiemelkedő dombok és kisebb hegyek még egyéb tekintetben síkvidéki tulajdonságokkal rendelkezhetnek, azonban a talajvíz szint várhatóan mélyebben van az

alacsonyabb térszínekhez képest, illetve a csapadékvíz is a gödrökben gyűlik inkább össze. Erre utal a tengerszint feletti átlagmagasság és a talajvízszint közötti pozitív korreláció is, azaz minél magasabban van egy vizsgált ürgelelőhely a tenger szintje felett, annál távolabb van a felszíntől a talajvíz a kategorizálás alapján.

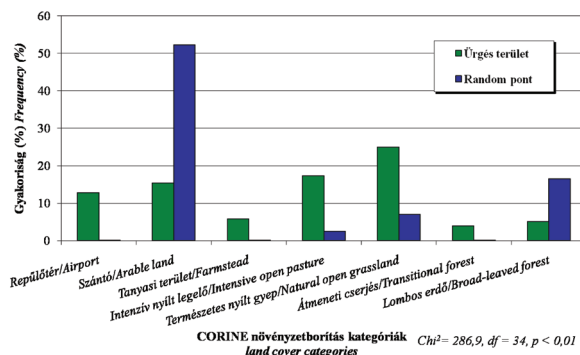
Az erdőtől, lakott területtől, illetve szomszédos ürgelelőhelytől való távolságokkal számolva nem találtunk szignifikáns korrelációt az ürgesűréséssel kapcsolatban. Mivel a mintavételi helyeket általában úgy választottuk ki, hogy azok ténylegesen, vagy legalábbis potenciálisan ürgek számára alkalmasak legyenek, kerültük az erdőszéleket, illetve a nagyobb települések forgalmas részeihez való közelséget. Emiatt feltehető, hogy a mintavételi helyek olyan közelségében, mely már hatással lenne rájuk, egyáltalán nem találhatóak erdők és forgalmas területek. Így az erdőszel vagy az emberi forgalom hatásának kimutatására célzott vizsgálatokra lenne szükség. Más vizsgálataink során (Váczai 2006), a közvetlen emberi jelenlét negatív hatására, legalábbis mikrohabitat-léptékben, semmilyen bizonyítékot nem találtunk (hasonlóan McCarley 1966: Spermophilus tridecemlineatus esetében, Van Horne & Sharpe 1998: S. townsendii esetében). Hasonló lehet a helyzet a mintavételi helyek fizikai talajtípusával, illetve terület-méretével kapcsolatosan. Feltehető, hogy ezek a tényezők, bár adott esetben fontosak lehetnek az élőhelyválasztás során, esetünkben nem limitálnak, hiszen nagy valószínűséggel egyik helyszínen sincsenek a kritikus érték, illetve „minőségi szint” alatt. A fizikai talajtípus hatásaival a későbbiekben még foglalkozunk.

AZ ÜRGE ÉLŐHELYVÁLASZTÁSÁT BEFOLYÁSOLÓ TÉNYEZŐK GIS ELEMZÉS ALAPJÁN

A térinformatikai elemzések előkészítése során a legtöbbször abba az akadályba ütköztünk, hogy nincs megfelelő felbontású, frissített, pontos térképi alapadatbázis az elemzésekhez (Kertész 1997). Szerencsére az általunk felhasznált térképi alapadatbázisok néhány évnél nem régebbi frissítésűek. Így azt mondhatjuk, hogy a felhasznált térképek, legalábbis aktualitásukat tekintve, céljainknak megfeleltek.



14. ábra. Ürgés és random pontok gyakoriság-eloszlása fizikai talajtípus kategóriák esetében, 2005. **Figure 14.** Probability distribution of physical soil type categories at EGS presence and random points, 2005. – Green bars = EGS presence, Blue bars = Random points



15. ábra. Ürgés és random pontok gyakoriság-eloszlása a makrohabitat használat szempontjából legjelentősebb növényzetborítási kategóriák esetében, 2005.

Figure 15. Probability distribution of most important plant coverage (CORINE) categories at EGS presence and random points, 2005. – Green bars = EGS presence, Blue bars = Random points

Összesen 156 ürgelelőhely került bele abba az adatrendszerbe (6. ábra), melyet térinformatikai elemzésnek vetettünk alá. Eredményeink alapján az ürgelelőhelyek és a véletlen pontok által kijelölt felszínborítási adatbázis (CORINE-50 Land Cover) kategóriák gyakoriság eloszlásai szignifikáns eltérést mutattak ($Chi^2 = 286,9$, $df = 34$, $p < 0,01$) (11. ábra). Hasonló eredményeket kaptunk az agrotopográfiai térkép (AGRO-TOPO) genetikai talajtípusra ($Chi^2 = 82,7$, $df = 25$, $p < 0,01$), fizikai talajtípusra ($Chi^2 = 24,5$, $df = 6$, $p < 0,01$) (12. ábra), a talaj kémhatására ($Chi^2 = 16,8$, $df = 4$, $p < 0,01$), a talaj vízgazdálkodási mutatójára ($Chi^2 = 41,9$, $df = 8$, $p < 0,01$) és a Vízkészlet-gazdálkodási Atlasz talajvízszint változójára ($Chi^2 = 14,7$, $df = 6$, $p = 0,02$) elvégzett elemzések esetében is. Nem találtunk különbséget a termőréteg vastagságra vonatkozóan ($Chi^2 = 11,9$, $df = 6$, $p = 0,06$). A vízkészlet-gazdálkodási Atlasz Magyarország ártéri öblözteinek eltérő valószínűséggel előtűnt területei közti eloszlás az ürge és a random pontok esetében szintén nem különbözött ($Chi^2 = 3,8$, $df = 2$, $p = 0,15$).

A felszínborítás (CORINE Land Cover) preferált kategóriái közül szembevetendő a **repülőterek** kiemelt szerepe (11. ábra). Korábbi felméréseink is azt mutatták (Váczy & Altbäcker 1999), hogy a repülőterek kezelt gyepreszei kiváló ürge élőhelynek tekinthetők.

Az ember által nem állattartási célokra fenntartott gyepterületeken máshol is megfigyelték már rokon fajok megtelepedését (McCarley 1966: *Spermophilus tridecemlineatus* esetében, Van Horne & Sharpe 1998: *S. townsendii* esetében). A repülőtereken az ürge és az ember igényei szerencsés módon több ponton is találkoznak. A repülőgépek fel- és leszállásához viszonylag nagy kiterjedésű, sík, nyílt, fátlan, rövid növényzetű, jó vízelvezető képességű térrészre van szükség, mely tulajdonságok mindegyike kiválóan megfelel az ürgek számára is (Kis et al 1998, Váczy & Altbäcker 1999). A repülőter kiválasztása, a csapadékvíz szükség szerinti elvezetése és a növényzet állandó kezelése legeltetéssel vagy rendszeres, gyakori nyírással hosszú távon, kis ingadozásokkal biztosítja a szükséges feltételeket. Korábban kérdőíves módszerrel kimutattuk, hogy a repülőter-üzemeltetőket,

amennyiben nem túl magas az ürgesűrűség, egyáltalán nem zavarja az állatok jelenléte (Váczi & Altbäcker 1999). Többek között a repülőterek ürge-szempontból való fontossága is hozzájárult ahhoz, hogy az Európai Unió Natura 2000 hálózatának területkijelölései eredményeként több magyarországi repülőtér (pl. Kenyeri Repülőtér, Péri Repülőtér, Szegedi Repülőtér, Szentkirályszabadjai Repülőtér stb.) is tagja lett a speciális védeltséget élvező hálózatnak, éppen az ürgére, mint jelölő fajra való tekintettel (275/2004. (X. 8.) Korm. rendelet, 6. és 7. számú mellékletei).

A természetes **nyílt gyepek**, az intenzív nyílt legelők, a tanyasi területek általában szintén a repülőtereknél leírt tulajdonságokkal rendelkeznek, talán a csapadékvíz elvezetettséget kivéve. Úgy tűnhet, hogy eltér a többitől az átmeneti cserjés területek kategória, mely gyakran a legeltetés alól kivont és becserjésedő területeket jelenti. Ezeknél a korábban kezelt és alkalmas ürgelelőhely becserjésedése, esetleg erdősülése történhet, mely feltehetőleg az ürgék visszaszorulási folyamatának egy olyan fázisa, amikor még élnek állatok a területen (Krystufek 1993). Az intenzív legelők preferenciája korábbi eredményeinket támasztja alá a rövid fű preferenciájára vonatkozóan (Kis et al 1998).

Két olyan területtypust találtunk, melyeket jelentős mértékben **elkerülnek** az ürgék: a mezőgazdasági területeket és a lombos erdőket. Feltehetőleg a módszer hibáira utal az a tény, hogy ezekben a kategóriákban, melyek az ország igen jelentős területét lefedik, ürge lelőhelyet térképeztünk. Egyik magyarázata lehet ennek az olyan kis lelőhelyfoltok jelenléte, melyek nem jelennek meg külön kategóriaként az 1:50 000 felbontású alaptérképen. A másik lehetőség a kategorizálás hiányosságaira utalhat, mely a lombos erdők kategóriájába sorolja egyes peremterületeken előforduló gyepes területeket, illetve a felhagyott és visszagyepesedő szántóföldeket még azok régi kategóriájával szerepelteti. Sokéves tapasztalatunk alapján elmondhatjuk, hogy aktuálisan szántóföldi művelés alatt álló területen, illetve zárt lombos erdőkben az ürge nem figyelhető meg.

A talajlakó állatok szempontjából a **talaj fizikai és kémiai tulajdonságai** döntő fontosságúak lehetnek (Parer & Libke 1985), hiszen itt élük le életük egy jelentős részét (Everts et al 2004). A talajtípus vizsgálata során a fizikai talajtípusok közül a homok, a vályogos agyag és a durva vázrészeket tartalmazó talaj esetén találtunk több ürgés pontot, mint random pontot az ország térképén, ezzel szemben a homokos vályog és a vályog-talajok ürgék által nem kedveltnek mutatkoztak. A homok-talajok, melyeken a legtöbb ürgelelőhelyet találtuk, jó vízelvezető képességük és viszonylag könnyű áshatóságuk miatt lehetnek különösen kedvezőek. Mint azt korábban láthattuk, a talaj- és a csapadékvíznek igen nagy szerepe van az ürgék területhasználatának kialakításában. Talán ez lehet az oka a talaj vízháztartással kapcsolatban mutatott preferencia-elkerülés kapcsolatnak is, azonban felmerül, hogy az egyes talajtípusokhoz kötődő növényközösségek mennyire alkalmas élőhelyfoltok az ürgék számára. Hiszen hiába alkalmas önmagában egy talajtípus az ürgék számára, ha azon olyan növényközösségek tudnak csak fennmaradni, melyek táplálékként vagy éppen a kilátás szempontjából nem elégítik ki a rágcsálók igényeit. Feltehető, hogy szintén ebből a szempontból van jelentősége a

talaj kémhatásának is. Az erősen savanyú talajok elkerülése a rövidfűvű puszták növényegyüttesének preferenciájával függhet össze, hiszen a legtöbb pusztagyep társulás erősen savanyú talajokon nem fordul elő. Mindamellett a sok csapadék eredménye is lehet az erősen elsavanyodott felső rétegű talaj (Hortobágyi & Simon 1981), mely szintén nem kedvelt sajátosság az ürgék szempontjából.

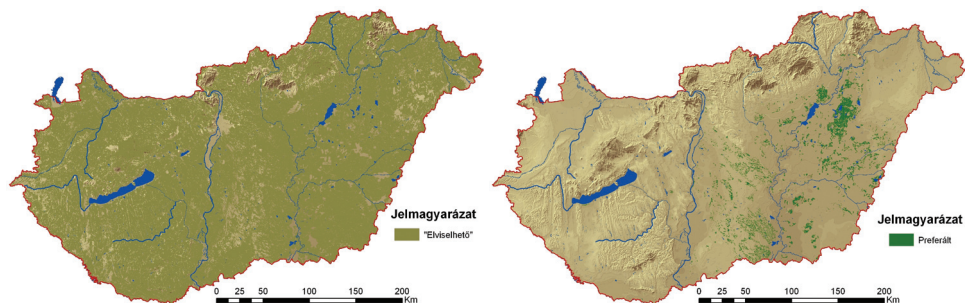
Bár a **termőréteg vastagsága** szerint a random és ürgés helyek eloszlása nem különbözött szignifikánsan, ez nagyon közel volt a szignifikancia szinthez ($p = 0,06$). Ez a tulajdonság valószínűleg sokkal inkább a járatkészítés korlátainak alakításán keresztül hathatna, mintsem a víz általi kiöntés veszélyén vagy a táplálékként szolgáló növények hiányán keresztül, ráadásul az ürgék számára járatkészítés szempontjából legfeljebb a talaj felső 2 m-e bír jelentőséggel, hiszen ez alá a szint alá még téli hibernákulumuk elkészítése során sem ásnak. A változó felbontása (ha csak a felső 2 m-t szemléljük) feltehetően nem elég finom ahhoz, hogy jelen elemzéssel markánsan kimutatható legyen a hatás. A járatkészítéssel eltöltött idő hossza, illetve a járatok maximális lehetséges mélysége mindenképpen kulcsfontosságú lehet az élőhelyválasztásban.

Természetesen a talaj itt tárgyalt, különböző fizikai és kémiai tulajdonságai nem függetlenek egymástól, így az egyes változókra mutatott preferencia egy másik, nem vizsgált változón, esetleg valamely biotikus tényezőn keresztül is hathat. Mivel a járatkészítő állatok a talaj tulajdonságaira erősen visszahatnak, az sem zárható ki, hogy itt a választás-elkerülés folyamatán túl egy hatás-visszahatás tényezőt is figyelembe kell venni. Elképzelhető tehát, hogy a talajképződés folyamatát, az aprózódást, a víz talajba jutását, stb. erősen befolyásolhatja az ürge több ezer éves jelenléte, ezzel alakítva és nem feltétlenül választva a lelőhelyen talált talajtípust (Laundré 1998).

A **talajvíz, csapadékvíz vagy belvíz szint**, illetve előfordulásának gyakorisága minden bizonnyal rendkívül fontos az ürgék területválasztásában, melyre utalnak korábban részletezett korrelatív eredményeink is. Sajnos nem sikerült olyan adatbázist találnunk, amely elég jó felbontással, elég megbízhatóan tartalmazna vízszintekkel és elöntési gyakoriságokkal kapcsolatos adatokat ahhoz, hogy abból egyértelműen kimutatható lenne az ürgék ezzel kapcsolatos viselkedése. Bár a Vízkészlet-gazdálkodási Atlasz talajvízszint-változójára nézve a random és ürgés pontok térbeli eloszlása különbözött, ez mégsem mutatott egyértelműen a talaj felsőbb régióira vonatkozó talajvíz elkerülést az ürgék elterjedésében. Éppen emiatt ezt a változót a potenciális élőhelyek feltérképezésében nem tudtuk felhasználni.

POTENCIÁLIS ELTERJEDÉS TÉRKÉPEK

A megvalósult és potenciális élőhelyek térinformatikai térképezése sok fontos információt szolgáltat az adott faj elterjedésével kapcsolatban (Clark et al 1993, González et al 1992, Pereira & Itami 1991). Kétféle potenciális elterjedés-térképet



16. ábra. Potenciális „elviselhető” ürgeélőhelyek térbeli eloszlása, 2005.

Figure 16. Map of modelled „tolerable” EGS habitat, 2005. – Green area = Tolerable conditions

17. ábra. Potenciális „preferált” ürgeélőhelyek térbeli eloszlása, 2005.

Figure 17. Map of modelled „preferable” EGS habitat, 2005. – Green area = Preferable conditions

készítettünk, melyek két irányból próbálják behatárolni a lehetséges élőhelyeket. Az egyik térkép az **elkerülésen alapul**, így azok a térrészek kikerültek a potenciális helyek köréből, melyeken valamely fontos tényező legalább egyik változója olyan értéket vett fel, amelyen sehol sem tapasztaltunk ürgejelenséget az országban. Így egy viszonylag nagy területet kaptunk, amelyről elmondhatjuk, hogy az alkalmas ürgeélőhelyeket viszonylag nagy biztonsággal tartalmazza. Gyenge pontja természetesen, hogy számos olyan tényező létezik, melyeket nem vizsgáltunk, illetve nincs országos lefedettségű adatbázisunk ezzel kapcsolatban, és emiatt a térképünkről ismeretlen nagyságú és helyzetű további foltokat még ki kellene vágnunk. Az „elviselhetőségi” térkép tehát erős területi felülbecslését adja az alkalmas ürgeélőhelyek mozaikjának Magyarországon (13. ábra).

A másik irányú megközelítés a **„preferált” területek térképe**, mely jelentős területi alulbecslését adja az ürgeélőhelyeknek Magyarországon, mivel ez országos szinten minden felhasznált szempont lényeges változóját tekintve előnyben részesített térrészeket mutatja. Az ürge számára potenciálisan benépesíthető területek mérete ennél feltehetően nagyobb, hiszen az állatok nemcsak a minden szempontból optimális tulajdonságokkal rendelkező területeket foglalják el, hanem tűrőképességük szerint az egyes szempontokat tekintve „kompromisszumokra” kényszerülnek (14. ábra).

Mind a „preferencia” (összesen 238 295 ha) (14. ábra), mind az „elviselhető” (összesen 7 858 507 ha) (13. ábra) potenciális elterjedéstérkép erősen fragmentált képet mutat, jóllehet az előbbi állomány átlagos foltmérete (átlag terület = $25,8 \pm 135,5$ ha, $N = 9241$) lényegesen kisebb az utóbbiánál (átlag terület = $308,9 \pm 1335,4$, $N = 25438$) (kétmintás $t = 33,3$, $df = 26838$, $p < 0,01$).

A potenciális ürgeélőhelyek mérete valahol a két térkép összesített foltmérete között (238 295 ha – 7 858 507 ha) helyezkedik el, azonban ennél pontosabbat eredményeink alapján nem mondhatunk. Látszik, hogy mindkét térkép erősen fragmentált, izolált foltokból tevődik össze, a „preferált” területek átlagos foltmérete lényegesen kisebb az „elviselhető” foltok méreténél. Az előbbi, területmérettel kapcsolatos gondolatmenethez hasonlóan a foltok átlagos mérete is vélhetően a két érték (25 ha – 309 ha) között keresendő.

A FRAGMENTÁCIÓ LEHETSÉGES HATÁSAI

Aurambout et al (2005) szerint a habitat-fragmentáció három különböző szempontból fontos a korábban összefüggő területen élt élőlények fennmaradása szempontjából. 1.) A fragmentáció a nagyobb foltot számos kisebbre bontja, amely **területvesztést** és ezen keresztül a **források csökkenését** okozza. Emiatt a terület csak kevesebb élőlény eltartására lesz alkalmas. 2.) A folt-feldarabolódás a **folt-szélek méretének drasztikus növekedését** okozza. A széleken a mikroklimatikus viszonyok és a predációs hatások kedvezőtlenebbek lehetnek a belsőbb területeknél, melyek szintén az élőlények sűrűségének csökkenéséhez vezethetnek. 3.) A feldarabolódott területeken élő, izolálódott populációk méretük folytán ki vannak téve a **beltenyésztettség** általi genetikai leromlásnak, illetve egyéb véletlen hatásoknak (Gedeon et al 2017). Ez az egyes izolátumok kipusztulása folytán tovább csökkentheti az állományok méretét. Az izoláció mértéke a foltok méretén és a köztük lévő távolságokon, illetve barriereken túl az adott állatfaj mozgékonyágán is múlik.

Amerikai mókusfajok esetében a még áthidalható távolság 120 m és 400 m között változott (Zollner 2000). Az egyik mókusfaj élőhelyének feldarabolódása az állatok területek közti mozgékonyágát jelentősen csökkentette (Sheperd & Swihart 1995). Nyilvánvaló, hogy a nyílt földfelszínen mozgó ürge által áthidalható távolság nem azonos a fán élő mókusok ilyen adatával, azonban nagyságrendi eltérés nincs közöttük (Turrini et al 2008). Ennek alapján a foltok közti távolságok, figyelembe véve a gyakran köztük húzódó utak és folyóvizek elválasztó hatását, nem indokolják a fent kapott fragmentáltságról alkotott képünk lényegi felülbírálatát.

ÜRGEPOPULÁCIÓK FENNMARADÁSÁT BEFOLYÁSOLÓ TÉNYEZŐK - TERÜLETKEZELÉS

Már számos olyan tényezőt ismerünk, melyek megfelelő beállításával egy ürgepopuláció fennmaradását elő lehet segíteni. Első helyen kell említenünk a **növényzet hosszának** legeltetéssel vagy az aktuális növényzet növekedésének mértékét figyelembe vevő kaszálással történő kezelését. Meg kell tiltani az érintett területen a növényzet természetellenes **bolygatásával járó tevékenységeket** (szántás, kapálás, motorkerékpározás, stb.), mivel ez csökkenti az ürge számára hasznos terület méretét. Az **élőhelyfragmentáció** folyamata reálisan tekintve nemhogy nem fordítható vissza, de még megállítására sincs rövid távú esély. A foltok összekötése ökológiai folyosók létesítésével, azok nagy száma, kis mérete és a vonalas létesítmények (utak, folyóvizek) elszigetelő hatása miatt szintén kivitelezhetetlen. Az alkalmassá vált foltok benépesítése így csak körültekintően tervezett **áttelepítési programokkal** valósítható meg (Gedeon és mtsai 2011). A területek kiválasztásának számos szempontját már ismerjük (pl. Györi-Koósz 2017). Az ismert területminősítő tényezők változóinak felvételével egy-egy terület alkalmassága vagy alkalmatlansága valószínűsíthető. Az áttelepítés számos szempont szerint tesztelt módszerrel kivitelezhető, azonban az áttelepített állománynak otthont adó terület legalább olyan mértékű gondozást igényel, mint a természetes állományoké. Az áttelepítések hatékonyságának, illetve sikerességének folyamatos javítása, illetve az esetleges hirtelen beavatkozás szükségességének felismerhetősége megkívánja az újonnan létrehozott állomány monitorozását is.

Ma még abban a szerencsés helyzetben vagyunk, hogy a magyarországi ürgeállomány elég népes és megfelelő állapotban van ahhoz, hogy kellő intézkedések

megvalósításával és tudásunk állandó bővítésével **ez az állapot fenntartható**, illetve nagyon **lassú ütemben javítható** legyen.

KITEKINTÉS

Mintegy húsz év óta foglalkozom ürgek viselkedésének, ökológiájának és védelmének kérdéseivel (pl. Váczi & Altbäcker 1999, Váczi 2006, Gedeon et al 2017, Németh et al 2018). Ennek során a terepi leíró jellegű megfigyelésektől a szimulációs modellezésen, a laboratóriumi és terepi manipulációs kísérleteken át a térinformatikai elemzésekig és a közösségi tudomány (citizen science) alapú megközelítéssel végzett vizsgálatokig, a védelmi intézkedések tervezése és jogalkotási kihívások kezelése során szerzett tapasztalatokig, valamint a nagyszámú rokon fajjal foglalkozó, igen sokrétű publikációból szerezhető információk alapján nehéz lett volna nem észrevenni az ürge központi szerepét több tekintetben is. A központi szerep egyrészt megnyilvánul élő és élettelen környezetére gyakorolt erős **diverzitás-stabilizáló hatásában** (ökológiai kulcsfaj, *keystone species*), másrészt a természetvédelem számára nyújtott kiváló lehetőségben, mely az ürget, mint **zászlós fajt** (*flagship species*) kiemelve, annak élőhelyét és a hozzá kapcsolódó élőlények, folyamatok és gazdálkodási formák válnak megőrizhetővé.

Az ürgehez hasonló életmódú, rokon prérikutya fajokon (*Cynomys spp.*) számtalan olyan elemzés látott napvilágot, melyek az adott faj kulcsfaj voltát voltak hivatottak igazolni. Kotliar et al 1999-ben egy áttekintő munkában előfeltevésként megkérdőjelezték ezt az általánosan elterjedt nézetet, azonban a 200 feletti tudományos publikáció elemzését követően, azzal a kitételrel, hogy a prérikutyák hatása gyakran túlértékelt, a kulcsfaj pozíciót mégis indokoltnak és igazolhatónak tekintették (Kotliar et al 1999). A közönséges ürge (*Spermophilus citellus*) esetében nem áll rendelkezésre olyan nagyszámú és átfogó publikált eredmény, mely alapján a faj kulcsfaj jellege alátámasztható lenne. Mindazonáltal számos eredmény és tapasztalat sejteti, hogy amennyiben elegendő erre irányuló vizsgálattal rendelkeznenk, ez a státusz igazolható lenne.

Az ürge lyukászó tevékenységével átalakítja környezetét és ezzel számos olyan élőhelyet teremt, mely kedvező diverzitás-fok kialakulását eredményezheti. Saját megfigyeléseink szerint az ürgegyukak eloszlása befolyásolja a mezei pocok (*Microtus arvalis*) és a mezei tücsök (*Grillus campestris*) lyukainak eloszlását. A pusztán található zöld varangyokhoz (*Bufo viridis*) hasonlóan más kétéltű- és hüllőfajok, köztük a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) is itt kereshet menedéket az időjárás kedvezőtlen hatásai elől, sőt, telelésre is használhatják az elhagyott ürgegyukákat (Péchy & Halpern 2010). A növényzet-összetételére a mértékletes bolygatással, a kihordott földkupacokkal létrehozott állandó, új élőhelyfoltokkal, valamint a talaj vízháztartásának megváltoztatásával (Laundré 1998) hathatnak. Az ürge a fokozottan védett kerecsensólyom (*Falco cherrug*) és parlagi sas (*Aquila heliaca*) elsődleges tápláléka, amennyiben elérhető számára (Bagyura et al 1994). A szintén ritka molnárgörény (*Mustela eversmanni*) is előszeretettel vadászik rájuk.

Érdeemes lenne tehát a faj irodalmából talán leginkább hiányzó kutatási irányt, az ürge biotikus tényezőkkel való kölcsönhatását vizsgálni. A növényzettel és ragadozóival, valamint az azonos élőhelyen élő más állatfajokkal mind köl-

sönösen hatnak egymásra, melynek mentén a rövid fűvű pusztai életközösségek kialakulnak, állapotuk stabilitást, javulást vagy romlást mutat.

Az ürge monitorozása rávilágíthat az élőhely leromlásának kezdetére, a folyamatok sebességére és előrehaladásának, illetve a megállítására tett erőfeszítések eredményességének folyamatos nyomonkövetésére. A pusztai élőhely olyan különleges értéket képvisel, melynek fenntartása fontos feladata a magyar természetvédelemnek. Ez az élőhely olyan fokozottan védett és veszélyeztetett állatfajoknak biztosít megélhetést, mint a rákosi vipera, a molnárgörény, a parlagi sas és a kerecsensólyom. Fenntartásához szükséges a megfelelő emberi beavatkozás, hiszen a növényzet kezelése nélkül jelentős átalakulás várható. A megfelelő kezelés alatt olyan extenzív legeltetést kell érteni, mely ősi, szintén értéket képviselő háziállatokkal (rackajuh, szürkemarha stb.) valósítható meg a legeredményesebben. A 2016-ban az Év Emlősének választott ürge társadalmi megítélése semmiképpen sem negatív, az emberek nagy része nem találja visszataszítónak és a múlt század közepén elterjedt kártevői megítélése is mára feledésbe merült. Látható, hogy az ürge több, természetvédelmi szempontból fontos komponens összekapcsolásával olyan zászlós (*flagship*), s egyúttal ernyő faj (*umbrella species*) lehet, mely alkalmas a hozzá kapcsolódó komponensek, az élőhely és a természetközeli, ősi fajtákkal megvalósított extenzív legeltetés fenntartásának népszerűsítésére és ezen keresztül megóvására.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Az NBmR Ürgemonitorozó Programjának adatgyűjtését a nemzeti park igazgatóságok szakemberei mellett önkéntesek is végezték. Az összes adatgyűjtő nevének felsorolására e keretek között sajnos nincs lehetőség, mégis nagy köszönet illeti őket. Az adatgyűjtésen túl, további szervezési és koordinációs feladatokat láttak el a nemzeti park igazgatóságok mindenkori monitorozó koordinátorai, mely elengedhetetlen volt az adatgyűjtés működésében. A mindenkori természetvédelemért felelős minisztérium Természetmegőrzési Főosztály vezetője, jelenlegi és egykori munkatársai szintén elvülhetetlen szerepet játszottak a rendszer működtetésében, csakúgy, mint a minisztérium természetvédelmi szakmai vezetői. A program működtetésének finanszírozása a Magyar Állam különböző forrásaiból valósult meg.

IRODALOMJEGYZÉK

- Ambros, M. 1998: Notes to the distribution and occurrence of ground squirrel (*Spermophilus citellus* Linnaeus, 1758) in Slovakia and the respective of its protection. *Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku*, III: 133-142. Szlovákul, angol összefoglalóval
- Arenz C. L. & Leger D. W. 1997: Artificial visual obstruction, antipredator vigilance, and predator detection in the thirteen-lined ground squirrel (*Spermophilus tridecemlineatus*). *Behaviour*, 134: 1101-1114.
- Arenz, C. L. & Leger, D. W. 1999: Thirteen-line ground squirrel (*Sciuridae: Spermophilus tridecemlineatus*) antipredator vigilance: monitoring the sky for aerial predators. *Ethology*, 105: 807-816.
- Aurambout, J. P., Edress, A. G. & Deal, B. M. 2005: A spatial model to estimate habitat fragmentation and its consequences on long-term persistence of animal populations. *Environmental Monitoring and Assessment*, 109: 199-225.
- Bagyura, J., Haraszthy, L. & Szitta, T. 1994: Feeding biology of the Saker falcon *Falco cherrug* In: B.-U. Meyburg & R. D. Chancellor eds., *Raptor Conservation Today*. WWGBP/The Pica Press, Berlin: 397-401.
- Bagyura, J., Haraszthy, L., Gróf, S. & Demeter I. 2004: Comparison of Saker falcon *Falco cherrug* predation In: R. D. Chancellor & B.-U. Meyburg eds.: *Raptors worldwide*. Proceedings of the VI World Conference on birds of prey and owl. WWGBP/MME, Budapest: 673-677.
- Báldi, A., Korsós, Z. & Csorba, G. 1995: Magyarországi szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi értékelési rendszere. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest: 59.

- Balph, D. F. 1984: Spatial and social behavior in a population of Unita ground squirrels: Interrelations with climate and annual cycle In: Murie, J. O. & Michener, G. R. (eds.): The biology of ground-dwelling squirrels. University of Nebraska Press, Lincoln, Nebraska: 336-352.
- Cepáková, E. & Hulová, S. 2002: Current distribution of the European souslik (*Spermophilus citellus*) in the Czech Republik. *Lynx* (Praha), 33: 89-103.
- Channell, R. & Lomolino, M. V. 2000: Dynamic biogeography and conservation of endangered species. *Nature*, 403: 84-86.
- Clark, J.D., Dunn J.E. & Smith K.G. 1993: A multivariate model of female black bear habitat use for a geographic information system. *Journal of Wildlife Management*, 57(11): 519-526.
- Deutsch, F. & Heltai, M. 2017: A vaddisznó jelenlétének vizsgálata közvetett jelek alapján egyes budai kerületekben. *Vadbiológia* 19: 1-12.
- Everts E. G., Strijkstra A. M., Hut R. A., Hoffmann I. E. & Millesi E. 2004: Seasonal Variation in Daily Activity Patterns of Free-Ranging European Ground squirrels. *Chronobiology International*, 21(1): 57-71.
- Gedeon, Cs., I., Boross, G., Németh A. & Altbäcker, V. 2011: Release site manipulation to favour European ground squirrel *Spermophilus citellus* translocations: translocation and habitat manipulation. *Wildl. Biol.* 17: 97-104.
- Gedeon, Cs. I., Hoffmann, I. E., Vaczi, O., Knauer, F., Slimen, H. B., Stefanovic, M., Lehoczky, É., Laborczi, A. & Suchentrunk F. (2017): The role of landscape history in determining allelic richness of European ground squirrels (*Spermophilus citellus*) in Central Europe. doi:10.4404/hystrix-28.2-11823
- Gedeon, Cs. I., Vaczi, O. Koósz, B. & Altbäcker, V. 2011: Morning release into artificial burrows with retention caps facilitates success of European ground squirrel (*Spermophilus citellus*) translocations. *European Journal of Wildlife Research*, 57(5): 1001-1005.
- Głowacinski, Z. (Ed.): 1992: Polish Red Data Book of Animals . Panstwowe Wydawnictwo Rolnicze i Lesne, Warszawa: 352. Lengyelül, angol összefoglalókkal
- González, L. M., Bustamante, J. & Hiraldo, F. 1992: Nesting habitat selection by the Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. *Biological Conservation*, 59: 45-50.
- Győri-Koósz, B. & Faragó, S. 2017: Az ürge [*Spermophilus citellus* (Linnaeus, 1766)] tápláléknövényei, mint potenciális elterjedési tényezők, ökológiai értékelésük alapján. *Magyar Apróvad Közlemények* 13: 161-165.
- Győri-Koósz, B., Posautz, A., Kübber-Heiss A. & Suchentrunk, F. 2018: Individual diet data of the European Ground Squirrel (*Spermophilus citellus*) from stomach content analysis in a vineyard habitat population. VII. European Ground Squirrel Meeting & Subterranean Rodents Workshop, Book of abstracts, Budapest. p: 35.
- Hersek, M. J. & Owings, D. H. 1993: Tail flagging by adult California ground squirrels: a tonic signal that serves different functions for males and females. *Animal Behaviour*, 46(1): 129-138.
- Heschl, A. 1993: On the ontogeny of seed harvesting techniques in free ranging ground squirrels. *Behaviour*, 125(1-2): 39-50.
- Hoffmann, L., Millesi, E., Huber, S., Everts, L. G. & Dittami, J. P. 2003: Population dynamics of European ground squirrels (*Spermophilus citellus*) in a suburban area. *Journal of Mammalogy*, 84(2): 615-626.
- Hortobágyi, T. & Simon, T. 1981: Növényföldrajz, társulástan és ökológia . Tankönyvkiadó, Budapest: 546.
- Katona, K. 1997: Az ürge (*Citellus citellus*) mikrohabitat használata Bugacpusztán . Szakdolgozat. ELTE, Etológia Tanszék, Budapest: 41.
- Kertész, Á. 1997: A térinformatika és alkalmazásai . Holnap Kiadó, Budapest: 240.
- Kis J., Vaczi O., Katona K. & Altbäcker V. 1998: A növényzet magasságának hatása a cinegési ürgék élőhelyválasztására. *Természetvédelmi Közlemények*, 7: 117-123.
- Koshev, Y. 2008: Distribution and status of the European Ground Squirrel (*Spermophilus citellus*) in Bulgaria. *Lynx* (Praha), n. s., 39(2): 251-261.
- Kotliar, N. B., Baker, B. W. & Whicker, A. D. 1999: A critical review of assumptions about the prairie dog as a keystone species. *Environmental Management*, 24(2): 177-192.
- Krystufek B. 1993: European Sousliks (*Spermophilus citellus*, Rodentia, Mammalia) of Macedonia. *Scopolia*, 30: 1-19.
- Laundré, J. W. 1998: Effect of ground squirrel burrows on plant productivity in a cool desert environment. *Journal of Range Management*, 51: 638-643.
- Marin, S. A., Ivanov, I. L., Georgiev, D. G. & Boev, Z. N 2004: On the food of Imperial eagle *Aquila heliaca* on Sakar Mountain and Dervent Heights, Bulgaria In: R. D. Chancellor & B.-U. Meyburg eds.: Raptors worldwide. Proceedings of the VI World Conference on birds of prey and owl. WWGBP/MME, Budapest: 589-592.
- Márton, M., Markolt, F., Szabó, L., Kozák, L., Lanszki, J., Patkó, L. & Heltai, M. 2016: Den site selection of the European badger, *Meles meles* and the red fox, *Vulpes vulpes* in Hungary. *Folia Zool.*, 65(1): 72-79.

- McCarley, H. 1966: Annual cycle, population dynamics and adaptive behavior of *Citellus tridecemlineatus*. *Journal of Mammalogy*, 47(2): 294-316.
- Meczynski, S. 1985: Does the European ground squirrel, *Spermophilus citellus* Linnaeus, 1766, still occur in Poland? *Przegląd Zoologiczny*, 29(4): 521-526.
- Mitchell-Jones, A. J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, 1999: The atlas of European mammals. Academic Press, London: 190-191.
- Mrosovsky, N. 1968: The Adjustable Brain of Hibernators. *Scientific American*, 218(9): 110-118.
- Murariu, D. 1995: Mammal species from Romania. Categories of conservation. *Trav. Mus. Hist. Nat. "Grigore Antipa"*, 35: 549-566.
- Németh A., Cserkés T., Nagy L., Altbäcker V., Horváth M., Prommer M., Váczi O. (2018): A Raptors-Prey LIFE projekt (LIFE13 NAT/HU/000183) összefoglaló jelentés (2014-2018) Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Túrkeve. 28 pp.
- Neuhaus, P. 2000: Timing of hibernation and molt in female Columbian ground squirrels. *Journal of Mammalogy*, 81: 571-577.
- Pantelejev, P. A. 1998: The rodents of the palearctic (composition and ares) . A. N. Severtzov IEE of RAS, Moszkva: 117.
- Parer I. & Libke J. A. 1985: Distribution of rabbit, *Oryctolagus cuniculus*, warrens in relation to soil. *Australian Wildlife Research*, 12: 387-405.
- Péchy, T. & Halpern, B. 2010: Mesterséges telelőüreg kétélvtűek és hullók számára. *Állattani Közlemények*, 95(2): 239-252.
- Pereira, J. M. C. & Itami, R. M. 1991: GIS-based habitat modeling using logistic multiple regression: a study of the Mt. graham red squirrel. *Phot. Engin. Remote Sens.*, 57(11): 1475-1486.
- Précsényi, I., Barta, Z., Karsai, I. & Székely, T. 1995: Alapvető kutatástervezési, statisztikai és projekt értékelési módszerek a szupraindividuális biológiában. KLTE VÖCS, Debrecen: .
- Ruzic, A. 1979: Decreasing number of the ground squirrel (*Citellus citellus* L.) in Yugoslavia in the period 1947 to 1977. *Ekologija*, 14(2): 158-194. Szerbül, angol összefoglalóval
- Sheperd, B. F. & Swihart, R. K. 1995: Spatial dynamics of fox squirrels (*Sciurus niger*) in fragmented landscapes. *Canadian Journal of Zoology*, 73: 2098-2105.
- Stubbe, M. & Stubbe, A. 1994: Mammals and field of mammalogy in Eastern Germany . Martin-Luther -Universität, Halle-Wittenberg: 52.
- Turrini, T., A., Brenner, M., Millesi E. & Hoffmann, I. E. 2008: Home ranges of European Ground Squirrels (*Spermophilus citellus*) in two habitats exposed to different degrees of human impact. *Lynx (Praha)*, 39(2): 323-332.
- Váczi, O. 2006: Abiotikus környezeti tényezők hatása ürgeék tér- és időbeli aktivitásmintáza. Doktori értekezés, ELTE Etológia Tanszék, Budapest. pp. 132.
- Váczi, O. (2014): Ürge *Spermophilus citellus* LINNAEUS, 1766. In: Haraszthy, L. (Ed): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár: 683-686.
- Váczi, O. & Altbäcker, V. 1999: Magyarországi füves repülőterek ürgeállományának felmérése. *Természetvédelmi Közlemények*, 8: 205-214.
- Váczi, O., Németh, I. & Altbäcker, V. 2007: Közönséges ürge (*Spermophilus citellus* LINNAEUS, 1766). In: Bihari, Z., Csorba, G. & Heltai, M. (Ed.): *Magyarország emlőseinek atlasza*. Kossuth Kiadó, Budapest: 140-143.
- Van Horne, B. & Sharpe, P. B. 1998: Effects of tracking by armored vehicles on Townsend's ground squirrels in the Orchard Training Area, Idaho, USA. *Environmental Management.*, 22: 617-623.
- Zaharia, G., Petrencu, L. & Baltag, E. 2016: Site selection of European ground squirrels (*Spermophilus citellus*) in Eastern Romania and how they are influenced by climate, relief, and vegetation. *Turkish Journal of Zoology* 40(6): 917-924.
- Zollner, P. A. 2000: Comparing the landscape level perceptual abilities of forest sciurides in fragmented agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, 15: 523-533.

DISTRIBUTION AND MONITORING OF EUROPEAN GROUND SQUIRREL IN HUNGARY

Váczai O.

SUMMARY

European ground squirrel (EGS) (*Spermophilus citellus*) has an exceptional conservation status. The species is endangered because of habitat loss and it plays a central role in its ecological system. Because of lack of information on size and spatial distribution of Hungarian EGS populations, a country level survey was carried out in 2001. This program was a considerable base-line survey of the Hungarian Biodiversity Monitoring System (HBMS) EGS Monitoring Program. It was started in 2000 with a test year and is still carried out to provide data on trends of country level changes of EGS populations.

A questionnaire was used for the mapping program, while burrow entrance counting method was carried out to estimate relative density. Trends, slope of changes, correlation with background variables and GIS for spatial effects were used for data analysis.

The first step of the GIS analysis was to select the polygons of available databases (CORINE-50 Land Cover, AGROTOPO, Atlas of Water resources management) which overlaps to ground squirrel distribution site. After that, we examined the value of these polygons covered. Based on this, we were able to clarify the frequency of the values. This gave the frequency distribution of the certain variable on the known ground squirrel distribution areas. We analyzed the random sites designated in the country in the same number as the known distribution areas of the species ($N = 156$) using the same method to be able to define the available resource. For the determination of background causes of preference and avoidance, we compared the two frequency distributions (one according to the ground squirrel distribution areas and the other to the random sites). We developed two potential distribution maps. The first is the "preference" map. In order to compile this map, we selected those values of variables of layouts that ground squirrel might prefer based on our analyses, namely they were more frequent in ground squirrel distribution areas than in the random ones. The other map shows areas that might be potentially "tolerable" for the species. In this map we left out areas of Hungary having values that did not exist on any ground squirrel distribution areas.

Distribution map shows that out of all (1060) 10 by 10 km UTM grid cells of Hungary 27,5% (292) contained EGS populations, 55,0% (583) do not contained any of them and 17,5% (292) was uncertain if it contained or not (figure 7.).

Results of the monitoring program has shown that there were a definite decrease on the status of Hungarian EGS populations in the last 19 years (figure 10, 11, 12., 13.). At HBMS sampling sites vegetation length estimated based on the average of the first six surveyed years and categorized groundwater level show correlation to the average ground squirrel density. Correlation between groundwater level and ground squirrel density was found in two additional years, 2000 and 2001. Analyzing other background data we found significant correlation only between the height above sea level and the average ground squirrel density (table 1, 2.).

As a result of GIS analysis, significant difference was found in the frequency distribution of CORINE land cover categories of ground squirrel presence areas and random sites (figure 15.). Analysis of soil type genetics and physics, reaction and lime-content and water-management feature of soil based on the agrotopographic database gave similar results (figure 14.). No significant difference of the thickness of productive layer of soil was found.

“Preference” (238 295 ha) and “tolerance” (7 858 507 ha) potential distribution maps show a high level of fragmentation of the sites. Average patch size of the former one (average size = $25,8 \pm 135,5$ ha, $N = 9241$) is much smaller than the later one’s (average size = $308,9 \pm 1335,4$ ha, $N = 25438$) (figure 16, 17.).

Development of potential habitat maps made it clear that not only present ground squirrel areas but potential distribution areas (where ground squirrel is absent at present) show significant fragmentation and are highly isolated. Although mosaic, fragmented habitat structure does not necessarily conclude to the extinction of populations, it is needed for the survival to maintain habitat patches in at least the present quality and quantity and to ensure connection between them. Based on these findings we can conclude that the status of Hungarian ground squirrel population is in worrisome nature conservation status but hopefully it can be sustained on a long-term with adequate conservational measures.

Corresponding author: Olivér Váczi, Herman Ottó Institute Nonprofit Ltd.
1223 Budapest Park u. 2. HUNGARY, Tel: +36-30-286 11 88,
Email: volivoli@gmail.com

KISEMLŐSÖK TÁJ- ÉS IDŐFÜGGŐ ELŐFORDULÁSI MINTÁZATA ÉS MENNYISÉGÜK ÉVES VÁLTOZÁSA GYÖNGYBAGOLY, *TYTO ALBA* KÖPETVIZSGÁLAT ALAPJÁN

Horváth F. Győző, Horváth Adrienn, Boldogh Sándor, Szentgyörgyi Péter,
Estók Péter, Dudás Miklós, Endes Mihály, Kalivoda Béla és Mátics Róbert

ÖSSZEFOGLALÁS

Jelen tanulmányban kisemlősök elterjedésének és abundancia változásának eredményeit értékeltük a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) keretén belül végzett monitorozási program 2000-2018 közötti időszaka alapján. A 19 éves országos felmérés során öt bagolyfaj köpeteinek gyűjtésével összesen 3369 köpetminta került feldolgozásra, melynek jelentős része (95,67%, N = 3223) gyöngybagolytól származott, így e faj köpetmintáinak adatait vettük figyelembe az értékelésnél. A teljes mintaanyag 84 711 db köpete és törmelékes anyaga feldolgozásával összesen 307 992 zsákmányállatot azonosítottunk, melyekből 304 323 volt a meghatározott kisemlős példányok száma. Az összesített országos mintában a kisemlősök a gyöngybagoly teljes táplálékkészletének 98,81%-át jelentették, míg egyéb zsákmány 1,19% arányban fordult elő a baglyok étrendjében. Több kisemlős taxon esetén szignifikáns különbséget találtunk a konstancia értékek nagytájak közötti összehasonlításában. A monitorozási program számos kisemlős, mint a védett vízcickány fajok, a csalitjáró pocok és a törpeegér, valamint további rágszálófajok, mint a közönséges földipocok, a közönséges kőszapocok és a pírók erdeieger esetében elterjedési területük pontosításához járult hozzá. A konstancia hosszabb időperióduson keresztül jellemző csökkenő tendenciája egyedül a güzüeger esetén volt megfigyelhető. A random permutációs módszerrel generált Pianka-féle niche átfedés érték minden nagytáj párosításában szignifikánsan magasabb volt, mint a szimulációval előállított átlagérték, ami nagytáj léptékben a gyöngybagolyok táplálék hasznosításának nagyfokú hasonlóságát bizonyította. Ezt megerősítette, hogy a zsákmányfajok relatív gyakoriságának nagytájak összehasonlításában kapott szignifikánsan magas Spearman-féle rangkorrelációs értékei a gyakorisági sorrendek hasonlóságát tükrözték. Az alacsony gyakoriságú pocokfajoknál és több funkciós csoport esetén a PERMANOVA a nagytájak szignifikáns hatását mutatta, amely a funkciós csoportok és fajok nagytájak közötti különböző gyakorisági eloszlására utalt. A gyakorisági sorrendek hasonlósága igazolta Magyarország kisemlős közösségeinek homogenitását, ugyanakkor a konstancia értékek különbségei, a ritkább pocokfajok és egyes funkciós csoportok gyakoriságának eltérései a nagytájak különbözőségeinek kimutatását bizonyították. A kisemlős taxonok, valamint funkcionális csoportok relatív gyakoriságának időbeli változásában csak néhány esetben tudtunk kimutatni trendszerű változást. A cickányok közül a keleti cickány relatív abundancia változása enyhe növekvő trendet, míg a mezei cickány és a vízcickányok tömegessége csökkenő és növekvő

trendek váltakozásával fluktuáló dinamikát mutatott. Ezzel szemben a mezei pocok gyakoriságának időbeli változása nem tükrözte a fajnál leírt többéves ciklusokban történő periodikus változást. A kőszapocok relatív gyakorisági értékeinek időbeli változása is nagyrészt nem-lineáris függvény szerinti növekvő trendet mutatott, azonban ez a teljes 19 éves monitorozási időszakra nem volt jellemző. A güzüegér relatív gyakorisági értékeinek nem-lineáris időbeli változása mutatott nagyobb ingadozásokat. A funkcionális csoportok közül a szinantróp fajok tömegessége a teljes monitorozási periódusra vonatkozóan lineáris függvény szerint, enyhe növekvő tendenciával változott, mutatva, hogy a gyöngybaglyok táplálék-összetételében ezen emberhez kötődő fajok jelentősége fokozatosan növekedett.

BEVEZETÉS

A gyöngybagoly (*Tyto alba* Scopoli, 1769) az Antarktisz kivételével minden kontinensen elterjedt, közepes méretű, éjszakai aktivitású kozmopolita bagolyfaj (Taylor 1994), amely főként a nyílt természetközeli élőhelyek és az ember által hasznosított, mezőgazdasági művelés alatt álló területek alkotta mozaikos táj csúcsragadozója (de Bruijn 1994, Taylor 1994, Charter *et al.* 2009, Frey *et al.* 2011, Kross 2016). A gyöngybagoly elsősorban teresztris kisemlősöket (pockok, egerek, cickányok) zsákmányol (Jaksić *et al.* 1982, Mikkola 1983, Taylor 1994, Marti *et al.* 2005, Tores *et al.* 2005, Askew *et al.* 2007a), táplálék-összetételének különböző biogeográfiai régiókban végzett vizsgálata megerősítette, hogy ez az emberközeli bagolyfaj kisemlős specialista (Marti *et al.* 2005, Trejo & Lambertucci 2007, Milana *et al.* 2016, Charter *et al.* 2018).

A gyöngybagoly egyéb bagolyfajokhoz viszonyított nagyobb táplálék niche szélessége, főként széles spektrumú kisemlős fogyasztása miatt, táplálék-összetételét bármely más ragadozó madárhoz képest sokkal nagyobb mértékben vizsgálták (Everett *et al.* 1992). Köpeteinek gyűjtése és elemzése elsősorban táplálkozás-ökológiai megközelítésű, mint zsákmány fogyasztásának szezonális (Smith *et al.* 1972; Bosé & Guidali 2001, Latková 2008, González Fischer *et al.* 2011, 2012, Paspali *et al.* 2013) és hosszú távú időbeli (Marti 1988, 2010; Love *et al.* 2000; Lyman 2012) vagy különböző gradiensek (Travaini *et al.* 1997, Leveau *et al.* 2006, Trejo & Lambertucci 2007, Teta *et al.* 2012, Hindmarch & Elliott 2015) menti változásának, illetve a táplálék-összetétel földrajzi régiók (Barbosa *et al.* 1992, Milana *et al.* 2016), valamint különböző hasznosítású és élőhely szerkezetű tájak közötti különbségének összehasonlítása (Bontzorlos *et al.* 2005, Rodríguez & Peris 2007, Charter *et al.* 2009, Milchev 2015, Veselovský *et al.* 2017, Horváth *et al.* 2018). E vizsgálatokon túl azonban számos esettanulmány fókuszált kiemelten a kisemlős együttesek összetételének felmérésére, fajgazdagságuk és diverzitásuk becslésére, melyek egy része csak köpetelemzéseket (Millán de la Peña *et al.* 2003, González Fischer *et al.* 2012, Massa *et al.* 2014, Torre *et al.* 2015a), míg más vizsgálatokban az indirekt módszer mellett elevenfogó csapdással végzett mintavételezést is alkalmaztak (Bonvicino & Bezerra 2003, Bernard *et al.* 2010, Rocha *et al.* 2011, Andrade & Monjeau 2014, Heisler *et al.* 2016).

A köpetvizsgálatok adatainak értékelése szempontjából ellentmondásos és sokat vitatott kérdés, hogy a gyöngybagoly táplálékfogyasztása arányos-e az adott zsákmány elérhetőségével, vagy mint opportunista ragadozó elsősorban a nyereséges zsákmányt részesíti előnyben, amely nagy sűrűséggel fordul elő az adott területen (Yom-Tov & Wool 1997, Millán de la Peña *et al.* 2003, Bernard *et al.* 2010, Andrade *et al.* 2016). A prédaváltás mechanizmusát ('switching') (Murdoch 1969, Andersson & Erlinge 1977) a gyöngybagoly

ly esetében bizonyították (Tores et al. 2005). Az alternatív zsákmány hipotézis szerint a faj gyorsan átválthat más táplálékforrásra, ha a fő zsákmányfajok mennyisége csökken a baglyok környezetében (Tores et al. 2005, McDowell & Medlin 2009, Charter et al. 2009, Marti 2010). Annak ellenére, hogy a baglyok sűrűségfüggő zsákmányolása következtében a köpetvizsgálatok adatai adott préda esetében alul- vagy felülpreferáltság miatt torzulhatnak, a baglyköpetek vizsgálatát számos hosszú távú monitorozási tanulmány alkalmazta kisemlősök különböző ökológiai megközelítésű vizsgálatában. Több tanulmány a köpetvizsgálatok adatait használta fel az időjárás és a klímaváltozás, valamint a kisemlősök közösségi összetételének változása közötti összefüggések vizsgálatához (Avery 1999, Szpunar et al. 2008a, Thiam et al. 2008, Heisler et al. 2014, Torre et al. 2015a, Escribano et al. 2016). A gyöngybaglyok köpetvizsgálatában számos földrajzi régióban frekvenciát téma a kisemlős közösségek összetételére ható különböző tájhasználat és a mezőgazdasági területek biodiverzitása közötti összefüggések feltárása (Askew et al. 2007b, Bontzorlos et al. 2005, Charter et al. 2009, Lyman 2012, Kross et al. 2016, Horváth et al. 2018). Clark & Bunck (1991) hét évtized adatait értékelte, kimutatta a cickányok csapadék mennyiséggel arányos növekedését és a rágcsálók ezzel párhuzamos csökkenését. A tanulmány rámutatott arra, hogy az emberi beavatkozások tájszerkezetre gyakorolt hatása megváltoztatta a kisemlősök elérhetőségét, ami a gyöngybaglyok táplálék-összetételének változását eredményezte (Clark & Bunck 1991). Love et al. (2000) hosszú távú adatsorok alapján bebizonyította az intenzív mezőgazdasági művelés hatását a gyöngybagoly táplálkozásának változására. Kimutatták, hogy az intenzív mezőgazdaság negatívan hat a ritka és élőhely specialista fajok, míg kedvez az élőhely generalista fajok elterjedésének, továbbá a mezőgazdasági tevékenységek nem befolyásolják a fajgazdagságot vagy a fajösszetételt, azonban a fajgyakoriságot igen (Millán de la Peña et al. 2003). Vigués et al. (2018) tanulmánya 30 éves gyöngybagoly köpetvizsgálat adatsora alapján értékelte a kisemlős közösség tájhasználat függő változását. Eredményei szerint a fajgazdagság nem változott a tájhasználat átalakulása során, azonban funkcionális csoportok (guild) szintjén az abundancia jelentős különbségét detektálták (Vigués et al. 2018). Kisemlős közösségi paraméterek hosszú távú változását értékelte Milana et al. (2018) meta-analízise, amely 40 évet átfogó gyöngybagoly köpetvizsgálat adatait szintetizálta. Az évek jobb prediktornak bizonyultak, mint a különböző mintahelyek, de ez a hatás nem volt szignifikáns a fajgazdagság változásában, azonban az idő függvényében a dominancia index növekvő, míg a Shannon diverzitás csökkenő trendjét írták le (Milana et al. 2018).

Másfelől számos köpetvizsgálatot alkalmazott tanulmány alapján bizonyították endemikus, ritka vagy korábban ismeretlen elterjedésű kisemlősök előfordulását, melyeknél esetenként a csapdázással végzett felmérés nem járt sikerrel (Bonvicino & Bezerra 2003, Velarde et al. 2007, Szpunar et al. 2008b, Baglan & Catzefils 2016, Ogada 2018). Továbbá a köpetvizsgálat módszere alkalmas volt e nehezen vizsgálható fajok elterjedésének feltérképezésére is (Colvin & McLean 1986, Popov et al. 2004, Avery et al. 2005). A ritka kisemlős fajok monitorozásához azonban nem minden esetben megfelelő a baglyköpet vizsgálat módszere (Rodríguez & Peris 2007), mivel egy adott cél faj indirekt detektálhatóságát befolyásolja az életmenet stratégiája, alacsony lokális sűrűsége és élőhely-használata (Goguen 2016). Azonban a csapdázások eredményei is lehetnek torzítottak (Kalivoda 2003), ha egyes fajok, melyek számára a csapdák vonzóak ('trap-attracted species'), mennyiségük túlbecsült, vagy melyek kerülnek a csapdákat ('trap-shy species'), így tömegességük alábecsült (Andrade et al. 2016). Továbbá a nagyobb költséggel, időbeli ráfordítással járó csapdázások nem feltétlen érintenek bizonyos mikro-

élőhelyeket, melyek egy adott faj számára meghatározott élőhelyfoltokat jelentenek, valamint a módszer érzékeny a mintavételi ráfordításra (Torre et al. 2004, Heisler et al. 2016). Magyarország emlős faunájának ritka, fokozottan védett kisémlős fajait tekintve a bagolyköpet vizsgálatok jelentős mértékben hozzájárultak a magyar szöcskeegér (*Sicista trizona* Frivaldszky, 1865) előfordulásának bizonyításához (Schmidt 1971a, Szentgyörgyi et al. 1996), majd jelenleg ismert állományának feltérképezéséhez. A faj intenzív kutatása a Borsodi-Mezőség területéről származó egyetlen példány detektálásával indult el (Endes et al. 1991). Később a fajra és erre a területre fókuszáló bagolyköpet vizsgálatok több mintavételi pontról származó előfordulási adatok alapján megerősítették a magyar szöcskeegér jelenlétét (Cserkész et al. 2004, Cserkész 2007). Ezek az eredmények segítettek a csapdázások helyszíneinek kiválasztását, így közvetlen csapdázás módszerével is bizonyították a mintegy 80 évig nem látott faj túlélte állományának fennmaradását (Cserkész & Gubányi 2008). A köpetvizsgálatok és a csapdázás eredményei alapján lehetővé vált a magyar szöcskeegér fajvédelmi tervének kidolgozása (Cserkész 2004), illetve további tapasztalatok birtokában a fajvédelmi terv módosítása (Cserkész et al. 2010). Számos bagolyköpet vizsgálatból származó adat pontosította a jégkorszaki reliktum északi pocok (*Microtus oeconomus* Pallas, 1776) elterjedésének megismerését is, mint a Kisalföld területén az erdei fülesbagoly (*Asio otus* Linnaeus, 1758) (Andrési és Sódor 1981a), vagy a réti fülesbagoly (*Asio flammeus* Pontoppidan, 1763) (Andrési és Sódor 1981b; Jánoska 1992, 1993) táplálék-összetételének vizsgálatai. Továbbá Somogy megye kisémlős faunáját feltáró szisztematikus gyöngybagoly köpetvizsgálatok a faj számos új előfordulási adatát rögzítették (Purger 2008, 2013, 2014). A köpetvizsgálatok ennél a fajnál is gyarapították a fajvédelmi terv kidolgozását megalapozó háttérinformációt (Horváth és Gubányi 2006).

Mint a fenti fokozottan védett két kisémlősfaj detektálásának eredményei is mutatják, Magyarországon a bagolyköpet vizsgálatok során több évtizedes tapasztalat és jelentős mennyiségű publikált eredmény gyűlt össze (Kalivoda 1999, 2003). A köpetvizsgálatokon alapuló kutatásokat tekintve Kalivoda (2003) tanulmánya 5 időszakot különböztetett meg, melyek közül ötödikként különítette el az NBmR-program megkezdésétől bevezetett monitorozást. Jelen tanulmányban a korábbi köpetvizsgálatok két periódusát emeljük ki, melyek eredményei fontos referencia adatokat jelentenek az NBmR újabb adatainak értékelésénél. Az egyik Schmidt Egon munkássága, aki az 1960-as évek elejétől a '70-es évek végéig Magyarország területét lefedő köpetanyag feldolgozását végezte el, a kb. százezres nagyságrendű adatot több mint 40 publikációban dolgozta fel (Kalivoda 1999, 2003). Faunisztikai szempontból fontos megemlíteni az egyes ritkább zsákmányállatok előfordulását elemző munkáit (Schmidt 1968, 1971a, 1971c, 1974a, 1974b, 1974c). Egy-egy költőhely körüli terület faunisztikai elemzésén túl a bagolyköpetekből kapott adatokat állatföldrajzi vonatkozásban is értékelte (Schmidt 1969a, 1971b). A legfontosabb faunisztikai munkák (Schmidt 1969a, 1973a, 1976) mellett kisémlős- és madárökológiai (Schmidt 1965, 1966, 1970, 1972), valamint biometriai és taxonómiai (Schmidt 1967c, 1969b) vizsgálatokat is publikált. Továbbá elvégezte a gyöngybagoly és az erdei fülesbagoly európai (Schmidt 1973b, 1975), illetve az uhu eurázsiai táplálékmintáinak (Jánossy & Schmidt 1970) átfogó feldolgozását. A másik a hetvenes évek végétől induló hosszabb időszak, amely során megkezdődtek olyan hosszabb távú köpetvizsgálatok is, amelyek egy-egy nagyobb térléptékű területre (pl. megyék, tájegységek) vonatkozóan a baglyok táplálkozásökológiai vagy a kisémlősök elterjedésének felmérésére fókuszáltak. A köpetvizsgálatok hatalmas adatain alapuló korábbi morfológiai munkákat (pl. Demeter és Lázár 1984, Demeter 1995) követően,

az Alföldről származó köpetminták elemzése alapján a *Sylvaemus* subgenusba tartozó erdeiegér fajok kraniometriai vizsgálatának újabb eredményeit tették közzé (Cserkész 2005). Több tanulmány táplálkozásökológiai szempontból értékelte a köpetvizsgálatok eredményeit (Andrésí és Sódor 1986, Mátics 1991, Horváth 2000a), míg más vizsgálatok különböző tájegységekre vonatkozó kisemlős felmérést végeztek (Szentgyörgyi et al. 1994a, 1994b; Endes és Harka 1998; Kovács és Cserkész 2006). Baranya megye területén a gyöngybagoly költőládás megtelepítésével (Bank et al. 2019) párhuzamosan végzett köpetvizsgálatok (Horváth 1994, 1999; Horváth és Jeney 1998, Horváth és Dudás 2007), valamint Somogy megye területét lefedő UTM négyzetekre vetített szisztematikus köpetgyűjtések (Purger 1996, 1997, 2002, 2004, 2005, 2008, 2013, 2014) több, mint két évtizedes felmérésnek tekinthetők, melyek eredményeiből számos faunisztikai elemzés született. A bagolyköpetek vizsgálata a Dráva menti területek biodiverzitás monitorozásában is szerepet kapott, részletes kisemlős faunisztikai értékeléseket publikáltak a folyó menti területekre vetítve (Horváth 1995, 1998; Purger 1998; Horváth et al. 2005). Továbbá több tanulmány foglalkozott a gyöngybagolyok táplálék összetételének különböző tájegységek közötti összehasonlításával (Horváth et al. 2008, Szűcs et al. 2014), valamint a baglyok táplálék-összetétele és a vadászterületek tájmintázata közötti összefüggések vizsgálatával (Horváth 2000b; Horváth et al. 2003, 2005; Szép et al. 2017, 2019; Horváth et al. 2018).

Magyarországon a bagolyköpet elemzéseken alapuló tapasztalatok, főként a két kiemelt kutatási időszak eredményei megalapozták az NBmR keretén belül 2000-ben elindított, a kisemlősök országos léptékű bagolyköpet vizsgálatán alapuló monitorozási programot. Mint NBmR alprogram, legfontosabb célja a fajok elterjedési és gyakorisági viszonyainak nyomon követése, újabb információk gyűjtése a védett, fokozottan védett fajok elterjedéséről, valamint a kisemlősök gyakorisági változásának tájlépték függő értékelése. Jelen tanulmányban célunk az eddigi 19 éves monitorozási időszak eredményeinek szintézise, vizsgálva a kisemlős taxonok nagytáj és középtáj skálára vetített előfordulási mintázatát, a nagytájakra vonatkoztatott teljes zsákmánylista alapján a gyöngybagolyok niche átfedését, a különböző prédacsoportok által nagytáj léptékben lehatárolt kisemlős együttesek gyakorisági viszonyait, valamint kiemelt kisemlős taxonok és funkcionális csoportok relatív gyakoriságának időbeli változását.

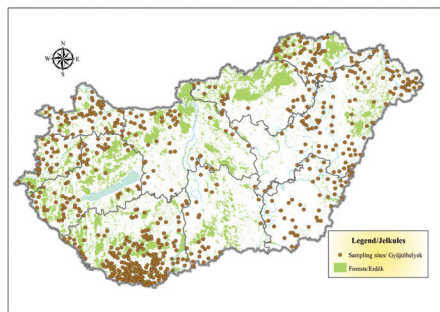
ANYAG ÉS MÓDSZER

VIZSGÁLT TERÜLET ÉS MINTAGYŰJTÉS

A kisemlősök elterjedés és abundancia változásának monitorozása a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretén belül Magyarország teljes területére kiterjedő, elsősorban gyöngybagoly köpetek elemzéséből származó adatok gyűjtésén és feldolgozásán alapul (Török et al. 2001). A monitorozás első 4 évében (2000-2003) a köpetgyűjtések és feldolgozásuk minden nemzeti park területén 10-10 mintavételi pont alapján a nemzeti parkokhoz, illetve ezek területét reprezentáló 10×10 km-es UTM négyzetekhez kötődtek. Ezen időszak tapasztalatai alapján szükségessé vált a protokoll megváltoztatása, amit alapvetően két probléma indokolt. Az eredeti protokollban felvázolt területi lefedettség az első évek mintavételezéseinél csak részben valósult meg. A 10-10 mintavételi helyen történt gyűjtés a kisebb regionális gyöngybagoly állományú nemzeti parkok esetében nehezen valósult meg. A másik megoldandó probléma az adatok feldolgozásának egységesítése és az adatok adatbázisba szervezése volt. Ennek

megfelelően a módosított protokoll alapján 2004-től a térbeli lefedettség vonatkozásában a mintavétel alapegységének Magyarország kistérségi felosztása (Dövényi et al. 2010) alapján a középtájakat tekintettük, és e tájegységekre vonatkoztattuk a gyűjtéseket és az adatok értékelését (Kalivoda 2003, Horváth 2005).

A kisemlősök bagolyköpeteken alapuló monitorozásában a mintavételezés indirekt, melynek eredményességét elsősorban a zsákmányállatokat, mint monitorozó objektumokat vadászó, adott esetben preferáló bagolyfajok, kiemelten a gyöngybagoly elterjedése és lokális sűrűsége határoz meg. Az országos mintavétel eddigi 19 éves időszakában öt bagolyfaj, gyöngybagoly (*Tyto alba*), erdei fülesbagoly (*Asio otus*), macskabagoly (*Strix aluco* Linnaeus, 1758), kuvik (*Athene noctua* Scopoli, 1769) és uhu (*Bubo bubo* Linnaeus, 1758) köpeteit gyűjtötték. Ennek megfelelően összesen 3369 köpetminta került feldolgozásra, melynek jelentős része (95,67%, N = 3223) gyöngybagoly köpetminta volt. A különböző bagolyfajok köpetmintáinak megoszlását nagytáj léptékben foglaltuk táblázatba, amely alapján az Alföld területéről dolgoztuk fel a legtöbb mintát, míg a Dunántúli-középhegység esetén a legkevesebbet. A gyöngybagoly köpetek gyűjtésén kívül az egyéb bagolyfajokra is fókuszáló mintagyűjtés azonban nem volt általános az ország különböző tájegységeiben, főként a Fertő-Hanság és az Órségi Nemzeti Park területén volt jellemző (1. táblázat), így a nagytájak rangsorát alapvetően a gyöngybagoly köpetek mennyiségi megoszlása határozta meg. Ennek megfelelően az eddigi 19 éves monitorozási időszak országos szintű értékelésénél jelen tanulmányban a gyöngybagoly köpetminták adatait vettük figyelembe. A felhasznált minták részletes adatait (érintett középtájak, UTM négyzetek, települések száma, minta- és köpetszám) a 2. táblázat tartalmazza. A 19 éves monitorozási időszakban Magyarország minden nagytájában volt köpetgyűjtés és a 36 középtáj közül mindössze 3 tájegységben (Visegrádi-hegység, Börzsöny, Bükk-vidék) nem volt mintavétel. A gyöngybagoly köpetminták 651 különböző térbeli lokalitásból (település, tanya, egyéb köpetelő hely) származtak (1. ábra). A minta- és a köpetszámok eltérését az évi átlagérték \pm SE alapján is prezentáltuk (2. táblázat). A gyöngybagoly köpeteinek gyűjtésére irányuló mintavétel eredményessége az Észak-magyarországi-középhegység területén volt a legkisebb, több évben adathiány volt jellemző.



1. ábra: A gyöngybagoly (*Tyto alba*) köpetgyűjtések mintavételi lokalitásai (települések, tanyák, köpetelő helyek) a 19 éves monitorozási időszakban

Figure 1: Sampling localities (settlements, barns, roosting sites) of Common Barn-owl (*Tyto alba*) pellet collection during the 19-year monitoring period

1. táblázat: A mintavételezésbe bevont különböző bagolyfajok köpetmintáinak nagytáj léptékű megoszlása és gyakorisági aránya a 19 éves monitorozási időszakban

Table 1. The macro-regional distribution and frequency of owl pellets sampled in the 19-year-long monitoring period

Bagolyfaj Nagytáj	Tyto alba		Asio otus		Strix aluco		Athene noctua		Bubo bubo		Σ	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
A	1754	96.43	35	1.92	4	0.22	4	0.22	-	-	1797	53.3
DD	887	99.55	1	0.11	3	0.34	-	-	-	-	891	26.3
DK	101	93.52	6	5.55	1	0.93	-	-	-	-	108	3.2
EMK	106	92.17	-	-	8	6.96	-	-	1	0.87	115	3.4
KA	248	82.39	43	14.29	6	1.99	1	0.33	3	0.99	301	8.9
NYMP	127	80.89	17	10.83	10	6.37	2	1.27	1	0.64	157	4.6

A: Alföld, DD: Dunántúli-dombság, DK: Dunántúli-középhegység, EMK: Észak-magyarországi-középhegység, KA: Kisalföld, NYMP: Nyugat-magyarországi peremvidék

2. táblázat: A gyöngybagoly köpetmintáinak gyűjtésével érintett középtájak, UTM négyzetek és települések száma, valamint a 19 éves időszak 6 nagytájra vetített mintáinak adatai

Table 2. The number of meso-regions, UTM squares and settlements involved in the analyses of Common Barn-owl pellets and sample parameters in the six macro-regions for the 19-year-long monitoring period

Nagytáj						
Minták adatai	Alföld	Dunántúli-dombság	Dunántúli-középhegység	Északi-magyarországi-középhegység	Kisalföld	Nyugat-magyarországi-peremvidék
középtájak száma	13	4	3	5	3	4
UTM négyzetek száma	190	61	23	31	40	37
települések száma	306	134	34	55	60	54
mintaszám	1757	887	101	106	257	131
átlagos mintaszám/						
év ± SE	92,47 ± 10,58	46,68 ± 8,94	5,32 ± 1,32	5,58 ± 1,95	13,53 ± 1,52	6,89 ± 0,83
köpetszám	45935	27393	1655	2154	5371	2203
átlagos köpetszám/						
év ± SE	2417,63 ± 287,47	1441,74 ± 286,81	87,11 ± 32,13	113,37 ± 48,59	282,68 ± 61,08	115,95 ± 23,41

HATÁROZÁSI METODIKA, ALAP- ÉS SZÁRMAZTATOTT ADATOK

A gyűjtött köpetanyag egész köpeteket, gyakran köpettörmeléket is tartalmazott. A köpetek feldolgozása száraz technikával, kézi felbontással (Schmidt 1967b), az előkerült zsákmányállatok alacsony taxonómiai szintű azonosításával történt. A kisemlősöket és denevéreket a publikált irodalom alapján a csontvázparaméterek (koponya, mandibula és fogak jellemzői) alapján azonosítottuk (Schmidt 1967b, März 1972, Yalden 1977, Yalden & Morris 1990, Ujhelyi 1994). A *Neomys* fajok, mint a közönséges vízicickány, *Neomys fodiens* (Pennant, 1771) és a Miller-vízicickány, *Neomys anomalus* (Cabrera, 1907) egyedek azonosítása az alsó állkapocs koronanyúlvány magasságának mérésével történt, ha ez nem volt lehetséges, akkor nem szintű (*Neomys* sp.) besorolást alkalmaztunk. Az *Apodemus* genuson belül a *Sylvaemus* subgenusba tartozó közönséges erdei egér, *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758), sárganyakú erdei egér, *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834) és kislábú erdei-

gér, *Apodemus uralensis* (Kratochvíl & Rosicky, 1952) fajokat erdei egerek (*Apodemus* spp.) néven foglaltuk össze. Azon csontmaradványok esetén, amely alapján a pirók erdei egér, *Apodemus agrarius* (Pallas, 1771) egyértelmű elkülönítése sem volt biztos, *Apodemus* sp. indet. megnevezéssel került regisztrálásra. A *Mus* nem testvérfajai, nevezetesen a házi egér, *Mus musculus* (Linnaeus, 1758) és güzüegér, *Mus spicilegus* (Petényi, 1882) példányait a zygomatikus ív aránya alapján különítettük el (Macholán 1996, Kryštufek & Macholán 1998, Cserkész et al. 2008), ha ezek hiányoztak a koponyáról vagy csak mandibulát találtunk, akkor a genus nevet adtuk meg (*Mus* spp.). Továbbá a madarakat koponya, csőr, lábak, medencecsont és tollak, a békákat (Anura) a koponya és a posztkraniális csontváz részei (Schaefer 1932), valamint a rovarokat (Insecta) a kitinváz elemi alapján azonosítottuk.

A koponya és állkapocscsont alapján pontosan becsülhető a ragadozó által elejtett zsákmány mennyisége és minősége (Shawyer 1998). Az alprogram elsősorban a kisemlősök elterjedésének monitorozására fókuszál, de a vizsgált 19 éves időszak értékelésében a kisemlősök mellett figyelembe vettük az egyéb zsákmányállatok előfordulását, így a teljes zsákmánykészlet minden komponensének számát a 'minimum ismert egyedszámmal' (minimum number of individuals = 'MNI') becsültük. Ennek értékét a kisemlősök esetén a csontok azonos anatómiai részei alapján (Klein & Cruz-Uribe 1984, McDowell & Medlin 2009, Torre et al. 2015a, Tulis et al. 2015), a madaraknál a koponyák, csőrök és hosszú csontok, valamint a békáknál a medence és frontoparietális maradványok alapján adtuk meg, amely az eredmények értékelésének alapadatait jelentette. A MNI értékekből különböző idő- és tájleptékre vetítve számítottuk az egyes zsákmány taxonok és a funkcionális csoportok relatív abundancia értékét (MNI%).

A kisemlős együttesek makrorégió léptékű összehasonlításához a fajok élőhely preferenciája alapján négy funkcionális csoportot (guild) különítettünk el (Torre et al. 2015a, Veselovský et al. 2017): 1) erdei élőhelyek fajai – *Apodemus* spp. és vöröshátú erdei pócok *Myodes glareolus* (Schreber, 1780); 2) nyílt területek fajai, amely a *Microtus arvalis* (Pallas, 1778), *M. agrestis* (Linnaeus, 1761), *M. subterraneus* (de Selys-Longchamps, 1836), *Mus spicilegus*, *Crocidura suaveolens* (Pallas, 1811), *C. leucodon* (Hermann, 1780) fajok csoportját foglalja magában; 3) szinanthróp guild, mint a *Mus musculus*, *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769), *R. rattus* (Linnaeus, 1758) fajok együttese; 4) vizes élőhelyek fajainak csoportja, amely magában foglalja a víztűrő fajokat, mint a *Neomys fodiens*, *N. anomalus*, *Arvicola amphibius* (Linnaeus, 1758), *Micromys minutus* (Pallas, 1771), melyek előnyben részesítik a vizes élőhelyeket. Továbbá azon kisemlősöket, melyeket egyik funkcionális csoportba sem soroltuk, generalista fajcsoportként (*S. araneus* (Linnaeus, 1758), *S. minutus* (Linnaeus, 1766), *A. agrarius*) különítettük el.

STATISZTIKAI MÓDSZEREK

A statisztikai értékelést R v3.4.0 környezetben (R Core Team 2017) végeztük. Első lépésben 16 kisemlős taxon (14 faj, 2 nem) mintánkénti előfordulása alapján százalékos konstancia (C%) értéket számítottunk, amit nagytáj és középtáj skálára vetítve, átlag (\bar{x}) \pm SE és 95%-os konfidencia intervallum (CI) megadásával prezentáltuk. A középtáj léptékben számított konstancia értékeinek felhasználásával Kruskal-Wallis ANOVA alapján teszteltük a mintákban jellemző állandóság nagytájak közötti különbségét. A teszt szignifikáns eredménye esetén a minták páronkénti összehason-

lításához Dunn-féle post hoc tesztet alkalmaztunk (Zar 2010). A vizsgált kisemlős taxonok elterjedésének értékeléséhez egyrészt megadtuk a középtáj-léptékű jelenlét/hiány adatokat, másrészt detektált előfordulásuk alapján táblázatba foglaltuk az érintett középtájak, 10×10 km-es UTM négyzetek, mintaszámok mennyiségét és arányát, a fajok összesített egyedszámát, valamint a teljes kisemlős mennyiséghez viszonyított relatív arányát. A konstancia hosszú távú változásának értékelésében a középtájak mintáiban jellemző előfordulások jelentették az alapadatot, melyek alapján a konstancia átlagát nagytáj/év léptékben adtuk meg. A 19 éves monitorozási periódus alapján a kapott átlagértékeket az évek függvényében szórásdiagramokon ábráztuk, és az esetleges trendeket a 'geom_smooth' függvénnyel szemléltettük, 'gam' és 'loess' módszerrel végeztük az illesztést (Cleveland et al. 1992).

Második lépésben a gyöngybaglyok nagytáj léptékű zsákmányösszetételét három elemzés alapján hasonlítottuk össze. Először a teljes zsákmánykészlet adatainak felhasználásával a gyöngybagoly niche átfedését a Pianka index számításával értékeltük:

$$O_{12} = O_{21} = \frac{\sum_{i=1}^n p_{2i} p_{1i}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (p_{2i}^2) \sum_{i=1}^n (p_{1i}^2)}}$$

ahol p_i az i -edik zsákmány gyakorisága az étrendben. Az index értéke 0 (nincs átfedés) és 1 (teljes átfedés) közötti tartományban változik. Az átfedés szignifikanciáját randomizációs módszerrel az 'EcoSimR' programcsomag alkalmazásával teszteltük (Gotelli et al. 2015). A tájegységekre összevont adatok alapján továbbá a gyakorisági sorrendek összehasonlításához Spearman-féle rangkorrelációt alkalmaztunk (Zar 2010), amely a különbözőséget értékeli, függetlenül annak mértékétől. A módszer megmutatja, hogy a fajlisták gyakorisági sorrendje mennyiben egyezik meg a tájegységek összehasonlításában. A rangkorrelációs elemzést a teljes zsákmánykészlet és külön a kisemlős együttesek összehasonlításában is elvégeztük. A teljes taxonlista, valamint különböző prédacsoportok által nagytáj léptékben lehatárolt együttesek (cickányok, egérfélék, pocokfélék, elkülönített funkcionális csoportok) különbözőségének mértékét Bray-Curtis hasonlósági index számításán alapuló többváltozós permutációs varianciaanalízis (PERMANOVA) alkalmazásával teszteltük (permutációk száma: 9999) (McArdle & Anderson 2001, Anderson 2017), a 'vegan' csomag 'adonis2' függvényét (Oksanen et al. 2018) alkalmazva. Annak érdekében, hogy növeljük az alacsony gyakoriságú prédakategóriák hatását, négyzetgyök transzformációt alkalmaztunk (Lepš & Šmilauer 2003). A PERMANOVA eredményeit ugyancsak Bray-Curtis index számításával képzett távolságmátrixon alapuló nem metrikus többdimenziós skálázás (NMDS) (Cox & Cox 2001, Groenen & Velden 2014, Anderson 2017) módszerével jelenítettük meg grafikusán, melyhez a 'vegan' csomag 'metaMDS' függvényét (Oksanen et al. 2018) használtuk.

Harmadszor a kiemelt kisemlős taxonok, valamint az elkülönített funkcionális csoportok relatív gyakoriságának időbeli változását vizsgáltuk, amihez a középtájakra vetített abundancia nagytájakra számított átlagos gyakoriság értékeit vettük figyelembe. A kapott átlagértékeket az évek függvényében ebben az esetben is szórásdiagramokon ábráztuk, az esetleges trendek megjelenítéséhez 'geom_smooth' függvényt használva 'gam' és 'loess' módszerrel végeztük az illesztést (Cleveland et al. 1992). Az eredményeket egységesen $P \leq 0,05$ esetén fogadtuk el szignifikánsnak (Sokal & Rohlf 1997).

EREDMÉNYEK

KONSTANCIA ÉS NAGYTÁJ LÉPTÉKŰ FAJ-GYAKORISÁGI MINTÁZAT

A 2000-2018 közötti monitorozás során gyűjtött 3223 minta 84711 db gyöngybagoly köpete és törmelékes anyaga feldolgozásával összesen 307992 zsákmányállatot azonosítottunk, melyekből 304323 volt a meghatározott kisemlős példányok száma. A gyöngybagolyok zsákmánykészletének mennyiségi adatait 4 fő kisemlős taxon (Soricidae, Arvicolinae, Murinae, Gliridae) és az egyéb taxonok alapján, mint kétélűek, madarak, denevérek, egyéb emlősök és rovarok meghatározott példányait elkülönítve, nagytáj léptékben foglaltuk táblázatba (3. táblázat). Az összesített országos mintában a kisemlősök a gyöngybagoly teljes táplálékkészletének 98,81%-át jelentették, míg egyéb zsákmány mindössze 1,19% arányban fordult elő a baglyok étrendjében. Az adatok nagytáj léptékű megoszlását tekintve a kisemlősök aránya 97,76 – 99,01% között ($\bar{x} = 98,64 \pm 0,16\%$), míg az egyéb zsákmánykategória százalékos aránya 0,99 – 2,24% közötti intervallumban ($\bar{x} = 1,25 \pm 0,15\%$) változott (3. táblázat). A mezei pocok, mint fő prédaállat nagyarányú fogyasztása következtében mind a 6 nagytáj esetén a pocokfélék (Arvicolinae) jelentették a legnagyobb arányú zsákmánycsoportot, melynek relatív gyakorisági értéke 40,98 – 58,09% között változott ($\bar{x} = 46,23 \pm 2,53\%$). A nagytáj léptékű átlagos megoszlás alapján az egérfélék ($\bar{x} = 26,57 \pm 2,42\%$, intervallum: 20,7 – 37,24%) és a cickányfélék ($\bar{x} = 25,53 \pm 2,26\%$, intervallum: 19,75 – 34,18%) hasonló mennyiségben jelentek meg (3. táblázat).

3. táblázat: A 19 éves gyöngybagoly köpetvizsgálat nagytájakra összesített táplálék-összetétele, amely tartalmazza a zsákmány taxonok minimum ismert egyedszámát (MNI) és relatív gyakorisági értékét (MMI%)
Table 3. The food composition based on Common Barn-owl pellets collected in the 19-year long period (summarized by macro-regions), including the minimum number of individuals (MNI) and relative frequency (MM%) of prey taxa

Nagytáj Zsákmány taxon	A		DD		DK		ÉMK		KA		NYMP	
	MNI	MNI%	MNI	MNI%	MNI	MNI%	MNI	MNI%	MNI	MNI%	MNI	MNI%
Soricidae	42 848	26.10	14 815	20.00	2 444	24.19	4 018	19.75	7 649	28.96	4 401	34.18
<i>Sorex araneus</i>	13 516	8.23	4 796	6.47	6 40	6.33	1 480	7.27	3 814	14.44	1 971	15.31
<i>Sorex minutus</i>	5 218	3.18	1 426	1.92	2 37	2.35	3 87	1.90	1 226	4.64	4 78	3.71
<i>Neomys fodiens</i>	6 78	0.41	5 81	0.78	7	0.07	13	0.06	96	0.36	40	0.31
<i>Neomys anomalus</i>	1 281	0.78	7 85	1.06	5	0.05	38	0.19	96	0.36	88	0.68
<i>Neomys sp</i>	4 99	0.30	3 22	0.43	59	0.58	11	0.05	1 39	0.53	1 63	1.27
<i>Crocidura suaveolens</i>	12 106	7.37	4 631	6.25	7 75	7.67	1 346	6.62	1 082	4.10	8 81	6.84
<i>Crocidura leucodon</i>	9 518	5.80	2 269	3.06	7 21	7.14	7 43	3.65	1 196	4.53	7 80	6.06
Arvicolinae	76 211	46.42	30 359	40.98	4 488	44.42	11 818	58.09	12 118	45.88	5 358	41.62
<i>Myodes glareolus</i>	7 82	0.48	6 99	0.94	54	0.53	29	0.14	2 37	0.90	1 98	1.54
<i>Microtus agrestis</i>	1 348	0.82	9 40	1.27	91	0.90	6	0.03	81	0.31	1 88	1.46
<i>Microtus arvalis</i>	72 245	44.01	27 222	36.74	4 134	40.92	11 663	57.32	10 992	41.62	4 591	35.66
<i>Microtus subterraneus</i>	8 90	0.54	9 89	1.33	1 92	1.90	92	0.45	3 89	1.47	1 75	1.36

<i>Microtus oeconomus</i>	0	0.00	2	0.00	0	0.00	0	0.00	3 26	1.23	66	0.51
<i>Arvicola amphibius</i>	9 46	0.58	5 07	0.68	17	0.17	28	0.14	93	0.35	1 40	1.09
<i>Murinae</i>	42 533	25.91	27 588	37.24	2 935	29.05	4 212	20.70	6 239	23.62	2 951	22.92
<i>Rattus norvegicus</i>	5 41	0.33	2 68	0.36	1	0.01	46	0.23	54	0.20	16	0.12
<i>Rattus sp</i>	5 54	0.34	2 05	0.28	20	0.20	10	0.05	1 54	0.58	57	0.44
<i>Apodemus agrarius</i>	9 772	5.95	5 427	7.32	3 80	3.76	6 93	3.41	8 17	3.09	5 47	4.25
<i>Apodemus sp</i>	14 881	9.06	12 759	17.22	1 473	14.58	1 239	6.09	3 036	11.50	1 640	12.74
<i>Apodemus indet.</i>	2 615	1.59	2 644	3.57	33	0.33	1 23	0.60	2 53	0.96	70	0.54
<i>Micromys minutus</i>	2 817	1.72	1 152	1.55	2 18	2.16	2 60	1.28	5 50	2.08	2 45	1.90
<i>Mus spicilegus</i>	3 026	1.84	2 208	2.98	48	0.48	5 06	2.49	3 03	1.15	94	0.73
<i>Mus musculus</i>	1 811	1.10	1 054	1.42	1 47	1.46	2 52	1.24	2 75	1.04	1 49	1.16
<i>Mus sp</i>	6 374	3.88	1 775	2.40	6 00	5.94	1 072	5.27	7 67	2.90	1 30	1.01
<i>Sicista trizona</i>	5	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Gliridae	4 18	0.25	3 56	0.48	9	0.009	20	0.10	7	0.03	30	0.23
<i>Glis glis</i>	0	0.00	10	0.01	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
<i>Muscardinus avellanarius</i>	4 18	0.25	3 46	0.47	9	0.09	20	0.10	7	0.03	30	0.23
Egyéb zsákmány	1 729	1.05	9 36	1.26	2 26	2.24	2 72	1.34	3 78	1.43	1 28	0.99
Kétlélűek	2 84	0.17	43	0.06	2	0.02	11	0.05	15	0.06	12	0.09
Madarak	1 167	0.71	8 09	1.09	2 16	2.14	2 41	1.18	3 53	1.34	90	0.70
Denevérek	1 62	0.10	56	0.08	5	0.05	18	0.09	6	0.02	5	0.04
Emlősök	60	0.04	1	0.00	1	0.01	2	0.01	1	0.00	2	0.02
Rovarok	56	0.03	27	0.04	2	0.02	0	0.00	3	0.01	19	0.15

A: Alföld, DD: Dunántúli-dombság, DK: Dunántúli-középhegység, ÉMK: Észak-magyarországi-középhegység, KA: Kisalföld, NYMP: Nyugat-magyarországi peremvidék

A kisemlősök előfordulási adatai alapján 14 kiemelt kisemlősfaj és 2 genus százalékos konstancia értékének vizsgálatában elsőként nagytáj és középtáj léptékekben adtuk meg a konstancia átlagát és szóródási paramétereit. Mindkét tájlépték esetén a gyöngybagoly fő zsákmányállata, a mezei pocok 95% feletti konstancia értéke volt a legmagasabb. A cickányok közül az erdei cickány és a két *Crocidura* faj esetén volt jellemző mindkét tájléptékben magasabb állandóság érték. Ehhez hasonlóan a minták nagy arányában fordult elő az erdei egerek taxoncsoport (*Apodemus* spp.), melynek nagytáj léptékű konstancia értéke meghaladta a 90%-ot. Kiemeljük még a pírók erdei egér mintákban jellemző magasabb állandóságát, amely mindkét tájlépték esetén 65% feletti érték volt (4. táblázat).

4. táblázat: A vizsgált kisemlős taxonok konstancia (C%) értékének számított átlaga \pm SE és 95%-os konfidencia intervalluma (CI) a két tájléptékben (nagy- és középtáj)

Table 4. Average values \pm SE and 95% confidence intervals (CI) of the constancy (C%) of taxons at the macro- and meso-regional level

Fajok	Nagytáj (N = 6)			Középtáj (N = 33)		
	\bar{x} (%)	\pm SE	CI 95%	\bar{x} (%)	\pm SE	CI 95%
<i>S. araneus</i>	71.37	5.69	56.74 – 85.99	79.68	3.17	73.22 – 86.15
<i>S. minutus</i>	50.03	4.75	37.81 – 62.25	62.75	3.88	54.83 – 70.67

<i>Neomys sp.</i>	41.58	4.32	30.47 – 52.69	39.82	3.87	31.93 – 47.71
<i>C. suaveolens</i>	75.08	4.93	62.40 – 87.77	79.81	3.14	73.41 – 86.22
<i>C. leucodon</i>	70.88	4.77	58.62 – 83.13	80.20	2.71	74.67 – 85.73
<i>M. glareolus</i>	27.48	3.66	18.08 – 36.88	26.08	3.52	18.82 – 33.34
<i>M. arvalis</i>	98.12	0.80	96.05 – 100.18	96.89	1.31	94.23 – 99.56
<i>M. agrestis</i>	25.12	5.29	11.52 – 38.72	30.54	4.44	21.33 – 39.75
<i>M. subterraneus</i>	36.16	6.22	20.17 – 52.15	36.94	3.76	29.27 – 44.61
<i>A. amphibius</i>	20.91	2.22	15.19 – 26.62	24.61	3.14	18.17 – 31.05
<i>R. rattus</i>	4.29	0.56	2.85 – 5.74	7.92	1.59	4.58 – 11.26
<i>A. agrarius</i>	66.29	5.80	51.38 – 81.22	67.69	3.61	60.34 – 75.04
<i>Apodemus spp.</i>	91.16	2.64	84.38 – 97.94	83.35	2.98	80.28 – 92.43
<i>M. minutus</i>	49.89	1.62	45.71 – 54.06	55.69	2.69	50.17 – 61.19
<i>M. musculus</i>	34.67	3.74	25.05 – 44.30	35.81	3.17	29.35 – 42.29
<i>M. spicilegus</i>	40.29	7.25	21.65 – 58.94	43.71	5.16	33.15 – 54.29

A kisemlősök középtáj léptékű konstancia értékeinek nagytájak közötti összehasonlításában a Kruskal-Wallis ANOVA 8 rágcsáló taxon esetén adott szignifikáns különbséget a mediánok tesztelésében, míg a cickányfélék esetén nem volt szignifikáns különbség (5. táblázat).

5. táblázat: A vizsgált kisemlős taxonok középtáj léptékű konstancia értékeinek nagytájak közötti Kruskal-Wallis medián tesztje

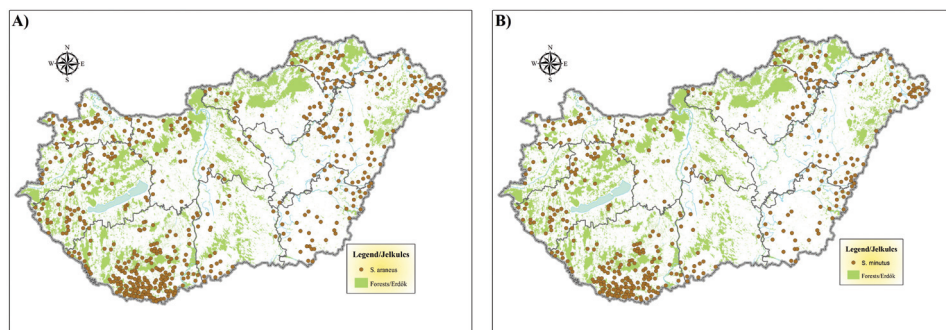
Table 5. The Kruskal-Wallis test of meso-regional constancy values (C%) of small mammal taxons between macro-regions

Taxon	Kruskal-Wallis H(5, N = 100)	P
<i>S. araneus</i>	9.54	0.089
<i>S. minutus</i>	9.63	0.086
<i>Neomys sp.</i>	4.26	0.512
<i>C. suaveolens</i>	10.14	0.071
<i>C. leucodon</i>	11.15	0.049
<i>M. glareolus</i>	41.13	< 0.01
<i>M. arvalis</i>	5.15	0.397
<i>M. agrestis</i>	36.27	< 0.01
<i>M. subterraneus</i>	15.22	< 0.01
<i>A. amphibius</i>	17.28	< 0.01
<i>R. rattus</i>	20.63	< 0.01
<i>A. agrarius</i>	6.98	0.222
<i>Apodemus spp.</i>	6.13	0.294
<i>M. minutus</i>	17.61	< 0.01
<i>M. musculus</i>	12.88	0.025
<i>M. spicilegus</i>	15.33	< 0.01

A pocokféléken belül a medián teszt 4 alacsonyabb gyakoriságú faj esetén adott szignifikáns eredményt (5. táblázat). A vöröshátú erdei pocok köpetmintákban jellemző állandóságának megoszlása 6 nagytáj párosításban volt szignifikánsan különböző. Az Alföld területére számított középtáj léptékű konstancia értékek szignifikánsan alacsonyabbak voltak, mint a Dunántúli-középhegység (post hoc Dunn teszt: $z = 5,05$, $P < 0,001$) a Kisalföld ($z = 3,35$, $P < 0,05$) és a Nyugat-magyarországi-peremvidék ($z = 2,95$,

$P < 0,05$) területén. Az Észak-magyarországi-középhegység területén jellemző középtáj léptékű konstancia is szignifikánsan kisebb volt, mint a Kisalföld ($z = 3,35$, $P < 0,05$) és a Nyugat-magyarországi-peremvidék ($z = 3,03$, $P < 0,05$), valamint a Dunántúli-dombság ($z = 4,77$, $P < 0,001$) esetén kapott értékek. A védett csalityáró pocok esetén a nagytájak páronkénti összehasonlításában 6 szignifikáns különbség határozta meg a medián teszt eredményét. A Dunántúli-dombság területén kapott magas konstancia érték szignifikánsan nagyobb volt, mint az Alföld ($z = 4,67$, $P < 0,001$), a Dunántúli-középhegység ($z = 4,11$, $P < 0,001$), az Észak-magyarországi-középhegység ($z = 4,45$, $P < 0,001$) és a Kisalföld ($z = 4,59$, $P < 0,001$) területére vetített középtáj léptékű állandóság. A közönséges földipocok esetén a nagytájak mindössze egy párosításában kapott szignifikáns különbség határozta meg a Kruskal-Wallis ANOVA eredményét. A Dunántúli-dombság területén számított középtáj léptékű konstancia érték szignifikánsan magasabb volt, mint az Észak-magyarországi-középhegység területén (post hoc: $z = 3,36$, $P < 0,05$). A pocokfélék közül végül a közönséges kőszapocok konstancia értékének nagytájak közötti megoszlása is szignifikáns volt (5. táblázat), amit a minták páronkénti tesztelése alapján 3 nagytáj párosításban kapott szignifikáns különbség eredményezett. A faj esetén a Dunántúli-dombság középtájainak előfordulási adatai alapján számított konstancia érték szignifikánsan nagyobb volt, mint az Alföld ($z = 3,02$, $P < 0,05$), a Dunántúli-középhegység ($z = 3,101$, $P < 0,05$) és a Nyugat-magyarországi-peremvidék ($z = 3,503$, $P < 0,01$) területéről kapott értékek. Az egérfélék (Muridae) családján belül elsőként a házi patkány konstancia értékének nagytájak közötti szignifikáns megoszlását emeljük ki (5. táblázat). A faj középtáj léptékben kimutatott állandósága alapján a medián teszt eredményét mindössze két középtáj párosításban kapott szignifikáns különbség határozta meg. A Dunántúli-középhegység területén kapott konstancia szignifikánsan alacsonyabb volt, mint az Alföld ($z = 2,97$, $P < 0,05$) és a Dunántúli-dombság ($z = 3,16$, $P < 0,05$) területére vonatkozó értékek. Az egérfajok közül továbbá a törpeegér konstancia értékeinek nagytáj közötti megoszlása volt szignifikáns, amit egy mintapár összehasonlításában kapott szignifikáns különbség eredményezett. A faj középtáj léptékű konstanciája a Dunántúli-dombság esetén volt szignifikánsan nagyobb, mint a Nyugat-magyarországi-peremvidék középtájai esetén számított értékek (post hoc: $z = 3,08$, $P < 0,05$). Végül a házi és güzüegér konstancia értékeinek nagytájak közötti megoszlása volt szignifikáns (5. táblázat). A házi egér mintákban jellemző középtáj léptékű állandósága alapján a post hoc teszt egy minta párosításában adott szignifikáns különbséget. A Dunántúli-dombság előfordulási adataiból számított konstancia szignifikánsan magasabb volt, mint a Dunántúli-középhegység adataiból számított érték (post hoc: $z = 3,11$, $P < 0,05$). A güzüegér konstancia értékeinek nagytájak közötti megoszlását két mintapár esetén kapott szignifikáns különbség határozta meg, az Észak-magyarországi-középhegység középtájaiban regisztrált előfordulások alapján számított konstancia szignifikánsan magasabb volt, mint a Dunántúli-középhegység (post hoc: $z = 3,08$, $P < 0,05$) és a Nyugat-magyarországi-peremvidék ($z = 3,22$, $P < 0,05$) területén jellemző érték.

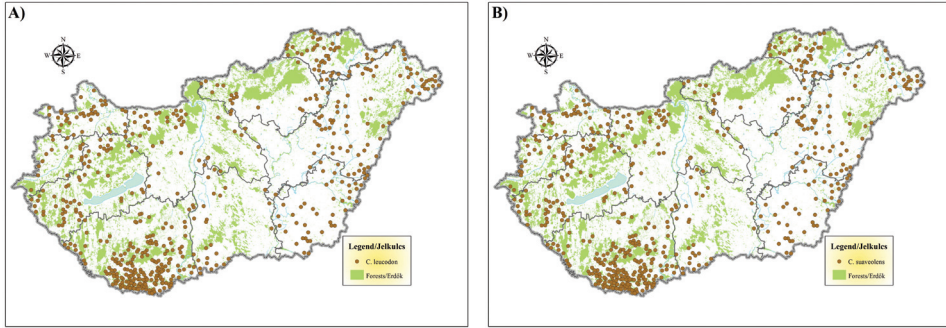
A kiemelt kisemlős taxonok középtáj léptékű jelenlét/hiányát (6. táblázat), illetve detektált előfordulásuk alapján az érintett középtájak, 10×10 km UTM négyzetek, mintaszámok mennyiségét és arányát, a fajok összesített egyedszámát, valamint a teljes kisemlős mennyiséghez viszonyított relatív arányát táblázatban foglaltuk össze (7. táblázat). A cickányfélék közül az erdei cickány a mintavételi lokalitások 88%-ból, összesen 575 különböző térbeli ponton került elő a köpetmintákból (2. ábra/A).



2. ábra: Az erdei cickány – *Sorex araneus* (A) és a törpecickány – *Sorex minutus* (B) elterjedési ponttérképe a 19 éves adatok alapján

Figure 2: Distribution map of the common shrew – *Sorex araneus* (A) and the pygmy shrew – *Sorex minutus* (B) based on the 19-year monitoring data

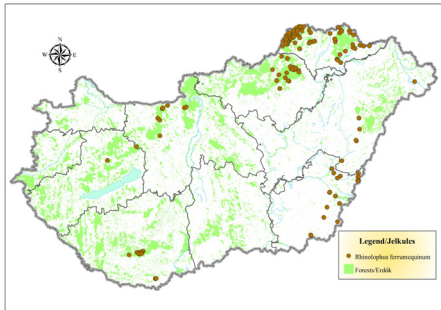
Minden mintavétellel érintett középtájban, míg az ország összes mezorégiójához viszonyítva a középtájak több mint 90%-ban fordult elő (6-7. táblázat). A faj a teljes mintaszám közel 63%-ban jelent meg, a teljes kisemlős mennyiséghez viszonyított relatív abundanciája azonban nem érte el a 10%-os részesedést (7. táblázat). A faj nagytáj léptékű átlagos konstancia értékeire illesztett függvény nem-lineáris változást mutatott. A 19 éves monitorozási periódus első 11 évében (2000-2010) a faj előfordulása enyhe növekvő trend szerint változott, az ezt követő időszakban az előfordulás gyakorisága 2014-ig csökkent, míg átlagos konstancia értéke 2015-től ismét növekedett (3. ábra/A). A törpecickány 484 gyűjtőhely (74,35%) mintáiban fordult elő (2. ábra/B), középtáj léptékű detektálása azonban hasonló volt az előző fajhoz (6-7. táblázat). A köpetminták több mint 40%-ából került elő, és e faj meghatározott kisemlős mennyiség közel 3%-át tette ki (7. táblázat). A mintákban jellemző állandóság időbeli dinamikája ennél a fajnál is nem-lineáris függvény szerint változott, mutatva a törpecickány előfordulási gyakoriságának enyhe telítődési trendjét (3. ábra/B). A mezei cickány 570 (87,56%) különböző gyűjtőhelyről került elő (4. ábra/A). A köpetgyűjtésekkel érintett középtájak 100%-ban jelent meg, míg a középtájak összes számához viszonyítva több mint 90%-ban fordult elő (6-7. táblázat). UTM léptékben a faj 350 10×10 km-es négyzetben fordult elő, továbbá a gyöngybagoly tápláléklistában megjelenő nagyobb frekvenciáját mutatta, hogy a minták több mint 65%-ában mutattuk ki jelenlétét. A teljes kisemlős egyedszámhoz viszonyított aránya azonban 5% volt (7. táblázat). A faj átlagos konstancia értékének nem-lineáris függvény szerinti időbeli változását tekintve, a mintákban jellemző előfordulási arány a monitorozás kezdetétől (2000) növekedett, 2008-2010 között érte el a legnagyobb értéket, majd az ezt követő időszakban csökkenő trend szerint változott (3. ábra/C). A keleti cickány lokális előfordulási mintázata hasonló volt az előző fajhoz, 575 térbeli ponton mutattuk ki jelenlétét, ami az összes gyűjtőhely 88,63%-át jelentette (4. ábra/B).



4. ábra: A mezei cickány – *Crocidura leucodon* (A) és a keleti cickány – *Crocidura suaveolens* (B) elterjedési ponttérképe a 19 éves adatok alapján

Figure 4: Distribution map of the bicoloured white-toothed shrew – *Crocidura leucodon* (A) and the lesser white-toothed shrew – *Crocidura suaveolens* (B) based on the 19-year monitoring data

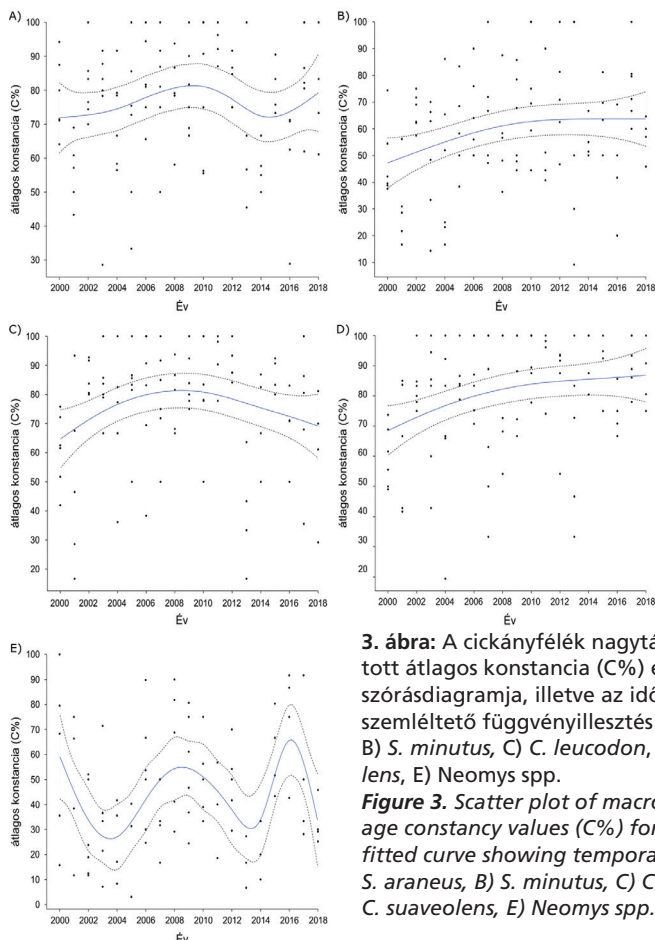
Középtáj léptékű előfordulása is teljesen azonos volt az előző, nagyobb termetű rokon fajával (6-7. táblázat), amely hasonlóság az UTM léptékű lefedettség esetén is jellemző volt (7. táblázat). A mintaszámok tekintetében a keleti cickány azonban az előző fajhoz képest a teljes mintaszám nagyobb részéből került elő, és az összegyűjtéshez viszonyított relatív abundancia értéke is magasabb volt (7. táblázat). A keleti cickány előfordulási gyakoriságának nagytájakra vetített átlaga nem-lineáris függvény illeszkedésével, enyhe telítődéssel növekedett (3. ábra/D). A vízcickányok (*Neomys* spp.) 360 különböző gyűjtőhely mintáiban jelentek meg, ami a 19 év alatt ellenőrzött összes térbeli lokalitás 55,3%-át jelentette (5. ábra).



5. ábra: A vízcickányok – *Neomys* spp. elterjedési ponttérképe a 19 éves adatok alapján

Figure 5: Distribution map of water shrews – *Neomys* spp. based on the 19-year monitoring data

A vízcickányok előfordulási dinamikáját a *Neomys* genus összesített adatai alapján értékeltük, az érintett középtájak 97%-ából kerültek elő vízcickányok, míg a középtájak teljes mennyiségéhez viszonyítva ez az arány közel 89%-os volt (6-7. táblázat). UTM léptékű előfordulási arányuk alacsonyabb volt, mint a *Sorex* és *Crocidura* fajoké, ami a teljes mintaszámra vonatkoztatott detektálási arányukat is jellemezte. A vízcickányok teljes kisemlős mennyiségéhez viszonyított gyakorisága nem érte el a 2%-ot (7. táblázat). Az átlagos konstancia értékük nem-lineáris változása az évek során fluktuáló dinamikát mutatott. A mintákban jellemző állandóság periodikus változásának két alacsony értéke 2004-ben és 2014-ben volt jellemző, melyek közül az előfordulási gyakoriság visszaesése 2004-ben volt jelentősebb. A konstancia a következő négy évben növekedett, és a 2014-re detektált visszaesést követően a vízcickányok köpetmintánkenti előfordulási gyakorisága 2016-ban érte le a maximumát (3. ábra/E).



3. ábra: A cickányfélék nagytájakra számított átlagos konstancia (C%) értékének szórásdiagramja, illetve az időbeli változást szemléltető függvényillesztés – A) *S. araneus*, B) *S. minutus*, C) *C. leucodon*, D) *C. suaveolens*, E) *Neomys* spp.

Figure 3. Scatter plot of macro-regional average constancy values (C%) for soricids and fitted curve showing temporal changes – A) *S. araneus*, B) *S. minutus*, C) *C. leucodon*, D) *C. suaveolens*, E) *Neomys* spp.

6. táblázat: A konstancia értékelésénél figyelembe vett kisemlős taxonok középtájankénti előfordulása
Table 6. Meso-regional occurrence of small-mammal taxa considered in the interpretation of constancy values

Nagytáj / Középtáj / Faj		Sar	Smi	Cle	Csu	Nsp	Mgl	Mag	Moc	Msu	Aam	Aag	Mmi	Msp	Mmu
Alföld	Alsó-Tiszavidék	x	x	x	x	x		x		x	x	x	x	x	x
	Bácskai-síkvidék	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
	Berettyó-Körösvidék	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
	Drávamenti-síkság	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
	Dunamenti-síkság	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
	Duna-Tisza közti síkvidék	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x
	Észak-Alföldi Hordalékkúp-síkság	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x
	Felső-Tiszavidék	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x
	Hajdúság	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x	x
	Körös-Maros köze	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x	x
	Közép-Tiszavidék	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x
	Mezőföld	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
	Nagykunság	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x	x
Nyírség	x	x	x	x	x	x			x		x	x	x	x	

Dunántúli-dombtság	Balaton-medence	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Belső-Somogy	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x
	Külső-Somogy	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x	x	x
	Mecsek és Tolna-Baranyai-dombvidék	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x	x	x
Dunántúli-középhegység	Bakonyvidék	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x	x	x
	Dunazug-hegyvidék	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x	x	x
	Vértes-Velencei-hegyvidék	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x	x	x
Észak-magyarországi-középhegység	Aggtelek-Rudabányai-hegyvidék	x	x	x	x	x						x	x	x	x			
	Cserhátvidék	x	x	x	x	x	x	x				x		x	x	x	x	x
	Észak-Magyarországi-medencék	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x	x	x
	Mátravidék	x	x	x	x	x							x	x			x	x
	Tokaj-Zempléni-hegyvidék	x	x	x	x	x							x	x	x	x	x	x
Kisalföld	Győri-medence	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Komárom-Esztergomi-síkság	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Marcal-medence	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Nyugat-magyarországi peremvidék	Alpokalja	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x
	Kemeneshát	x		x	x	x	x	x				x	x	x	x	x	x	x
	Sopron-Vasi-síkság	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Zalai-dombvidék	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Sar: *Sorex araneus*, Smi: *Sorex minutus*, Cle: *Crocidura leucodon*, Csu: *Crocidura suaveolens*, Nsp: *Neomys* spp., Mgl: *Myodes glareolus*, Mag: *Microtus agrestis*, Moc: *Microtus oeconomus*, Msu: *Microtus subterraneus*, Aam: *Arvicola amphibius*, Aag: *Apodemus agrarius*, Mmi: *Micromys minutus*, Msp: *Mus spicilegus*, Mmu: *Mus musculus*

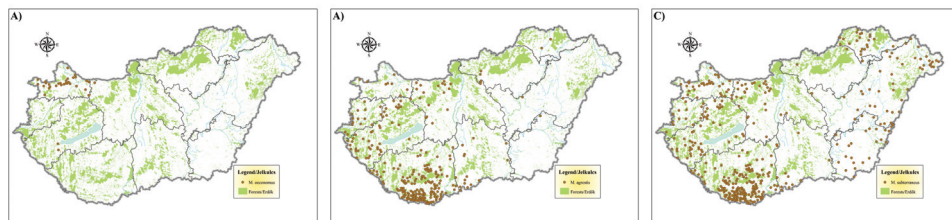
7. táblázat: Kisemlős taxonok előfordulási frekvenciája és gyakorisága középtáj, 10×10 km-es UTM négyzet léptékben és a mintaszám függvényében, valamint egyedszáma és relatív abundancia értéke
Table 7. Frequency of occurrence and proportion small mammal taxa at meso-regional level, in 10×10 km UTM squares and in relation to sample size, as well as the number of individuals and the value of relative abundance

Fajok	középtáj		UTM-négyzet (10×10 km)		mintaszám		egyedszám	
	ni	%i (%Σ)	ni	%i (%Σ)	n	%	n	%
<i>S. araneus</i>	33	100 (91.67)	361	94.05 (34.64)	2 011	62.40	26 390	8.67
<i>S. minutus</i>	32	96.97 (88.89)	313	81.94 (30.04)	1 385	42.97	8 996	2.96
<i>C. leucodon</i>	33	100 (91.67)	351	91.88 (33.69)	2 124	65.90	15 231	5.00
<i>C. suaveolens</i>	33	100 (91.67)	349	91.36 (33.49)	2 365	73.38	20 867	6.86
<i>Neomys</i> spp.	32	96.97 (88.89)	231	60.47 (22.17)	1 108	34.38	4 928	1.62
<i>M. glareolus</i>	26	78.79 (72.22)	176	46.07 (16.89)	779	24.17	2 002	0.66
<i>M. agrestis</i>	23	69.67 (63.89)	152	39.79 (14.59)	939	29.13	2 613	0.86
<i>M. oeconomus</i>	7	21.21 (19.44)	28	7.33 (2.69)	93	2.89	428	0.14
<i>M. subterraneus</i>	31	93.94 (86.11)	242	63.35 (23.22)	984	30.53	2 731	0.90
<i>A. amphibius</i>	29	87.88 (80.56)	181	47.38 (17.37)	815	25.29	1 737	0.57
<i>A. agrarius</i>	33	100 (91.67)	330	86.39 (31.67)	2 498	77.51	17 660	5.80
<i>M. minutus</i>	32	96.97 (88.89)	298	78.01 (28.60)	1 547	48.00	5 260	1.73
<i>M. spicilegus</i>	30	90.91 (83.33)	258	67.54 (24.76)	1 605	49.80	6 189	2.03
<i>M. musculus</i>	31	93.94 (86.11)	236	61.78 (22.65)	1 110	34.44	3 692	1.2

i: a köpet gyűjtésekkel érintett középtájak és UTM-négyzetek, Σ: Magyarország összes középtájához és UTM-négyzetéhez viszonyítva

A pocokfélék közül először a fokozottan védett északi pocokra vonatkozó adatokat emeljük ki. Előfordulását három nagytáj, nevezetesen a Dunántúli-dombtság, a Kisalföld és a Nyugat-magyarországi peremvidék területéről, összesen 33

(5,07%) mintavételi lokalitás köpetmintáiból került elő (6. ábra/A), míg középtáj léptékben 7 mezorégióban mutattuk ki (6-7. táblázat). UTM léptékű lefedettségben ez 28 különböző 10×10 km-es négyzetben történő regisztrálását jelentette, míg a mintaszámok tekintetében a fajt a teljes mintaszám közel 3%-ában mutattuk ki. Elszigetelt lokális megjelenése miatt a teljes kisemlős mennyiséghez viszonyított relatív gyakorisága a fajok közül a legalacsonyabb értékű (7. táblázat). Szigetszerű előfordulása miatt a konstancia értékének időbeli változását nem vizsgáltuk. A pocokfélék közül a gyöngybagoly táplálék-összetételében további 4 alacsony frekvenciával megjelenő faj elterjedési gyakoriságát vizsgáltuk. A védett csalitjáró pocok 272 (41,78%) különböző gyűjtőhely mintáiból került elő (6. ábra/B). A mintavételezéssel érintett középtájak közel 70%-ában, míg az országot lefedő teljes számához viszonyítva 63%-ot meghaladó arányban fordult elő, négy nagytáj esetén minden középtájban bizonyítottuk a faj jelenlétét (6-7. táblázat). UTM léptékben a 19 év során érintett négyzetek közel 40%-ában, míg a 10×10 km-es UTM négyzetek teljes számához viszonyítva a négyzetek 15%-ában mutattuk ki a fajt. A csalitjáró pocok jelenlétét az összminta 29%-ában detektáltuk. A teljes kisemlős mennyiséghez viszonyított aránya nem érte el az 1%-ot (7. táblázat). A faj mintákban jellemző állandósága alacsonyabb százalékos értéktartományban, nem-lineáris függvény szerinti enyhe fluktuáló időbeli dinamikával változott. Az eredmény azt sugallja, hogy a faj alacsonyabb konstancia értékkel, de a vizsgált 19 év alatt stabilan jelen volt a gyöngybagoly táplálék-összetételében (7. ábra/A). A közönséges földipocok szélesebb elterjedését bizonyította, hogy 398 mintavételi ponton került elő a köpetekből, ami a 19 éves monitorozási időszak összes gyűjtőhelyének 61,14%-át jelentette (6. ábra/C).

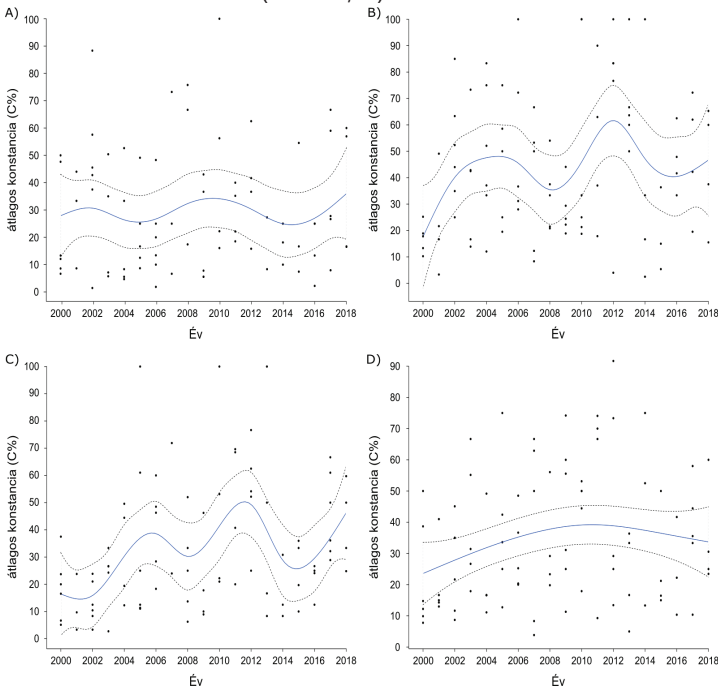


6. ábra: A fokozottan védett északi pocok (*Microtus oeconomus*) (A), a védett csalitjáró pocok (*Microtus agrestis*) (B) és a közönséges földipocok (*Microtus subterraneus*) (C) elterjedési ponttérképe a 19 éves adatok alapján

Figure 6: Distribution map of the strictly protected root vole – *Microtus oeconomus* (A), protected field vole – *Microtus agrestis* (B) and the European pine vole (*Microtus subterraneus*) (C) based on the 19-year monitoring data

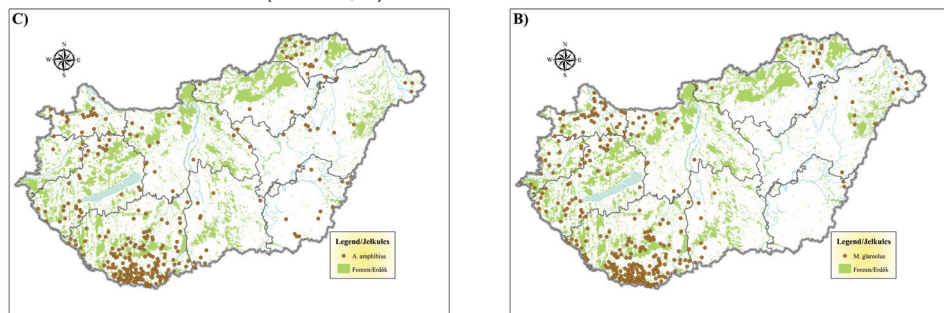
A gyűjtésekkel érintett középtájak több mint 80%-ából, míg a középtájak teljes mennyiségéhez képest a tájegységek közel 94%-ából került elő, hiánya az Észak-magyarországi-középhegység nagytáj területén volt jellemző (6-7. táblázat). UTM léptékű megkerülése hasonló volt a vízcickányok kimutatott értékéhez, az összes 10×10 km-es négyzet 23%-ából, míg a mintázott négyzetek számához viszonyítva több mint 60%-ban mutattuk ki jelenlétét. A fajt a minták 30%-ából detektáltuk, amely a mintaszámok tekintetében a vízcickányokhoz képest alacsonyabb előfordulási gyakoriságot jelentett. Hasonlóan a csalitjáró pocokhoz, a teljes kisemlős mennyiséghez viszonyítva a földipocok gyakorisága sem érte el az 1%-os értéket (7. táblázat). Átlagos konstancia értékének szóródása nagyobb százalékos

intervallumon belül, jelentősebb fluktuációval változott, melynek az első nagyobb kiugrása 2004-2005-ben volt jellemző, míg a konstancia ennél nagyobb mértékű növekedését a 2012-es adatok mutatták. Mindkét kiugró konstancia érték után a faj mintákban jellemző állandósága csökkent, ami 2008-ban nagyobb mértékű volt, mint a 2016-ban megfigyelhető csökkenés (7. ábra/B). A vizes élőhelyekhez kötődő közönséges kőszapocok előfordulását 288 mintavételi lokalitásban gyűjtött köpetekből bizonyítottuk, ami az összes gyűjtőhely 44,24%-át jelentette (8. ábra/A). A lokális előfordulási mintázat tekintetében ez az eredmény nagyon hasonló volt a csalitjáró pocok esetén kimutatott értékhez. A mintavételezéssel érintett közep-tájak 80%-ában, míg e tájegységek teljes számához viszonyítva a mezei régiók közel 64%-ában volt jellemző (6-7. táblázat). UTM léptékű előfordulása az eddig értékelt fajokhoz képest alacsony volt, az UTM négyzetek teljes számához viszonyítva nem érte el a 18%-ot, amely alacsonyabb aránya a mintaszámokra vetített detektálási eredményét tekintve is jellemző, mivel az eddigi fajokhoz képest a minták mindössze 25%-ából mutattuk ki. A teljes kisemlős egyedszámhoz viszonyított relatív gyakoriságot tekintve a kőszapocok esetén számítottuk a fajok közül az északi pocok után a második legkisebb értéket (7. táblázat). Átlagos konstancia értéke a monitorozás kezdetétől 2012-ig fluktuáló változással növekvő tendenciát mutatott, majd ezt követően 2015-ig ismét csökkent a faj mintákban jellemző állandósága, azonban a következő 4 évben a földipocok konstancia értéke ismét növekvő tendenciával változott (7. ábra/C).



7. ábra: A göngybagoly köpetmintáiban alacsony gyakoriságban előforduló pocokfajok nagytájakra számított átlagos konstancia (C%) értékének szórásdiagramja, illetve az időbeli változást szemléltető függvényillesztés – A) *M. agrestis*, B) *M. subterraneus*, C) *A. amphibius*, D) *M. glareolus*
Figure 7. Scatter plot of macro-regional average constancy values for vole species occurring with low frequency in pellets and fitted curve showing temporal changes – A) *M. agrestis*, B) *M. subterraneus*, C) *A. amphibius*, D) *M. glareolus*

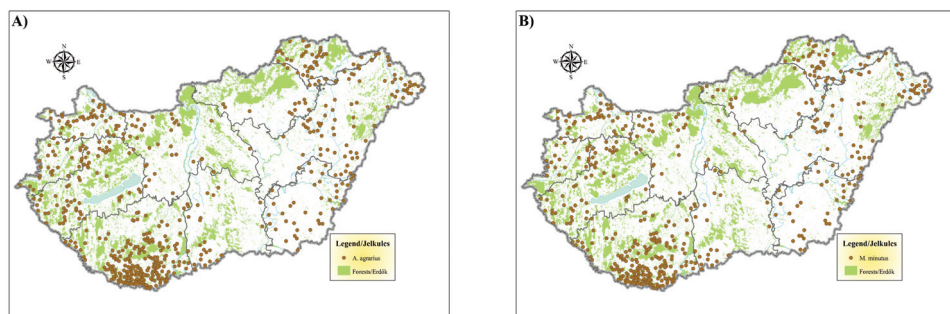
Az erdei élőhelyekhez kötődő vöröshátú erdeipocok 311 (47,77%) mintavételi lokalitásból került elő (8. ábra/B).



8. ábra: A közönséges kőszapocok (*Arvicola amphibius*) (A) és a vöröshátú erdeipocok (*Myodes glareolus*) (B) elterjedési ponttérképe a 19 éves adatok alapján

Figure 8: Distribution map of the European water vole – *Arvicola amphibius* (A) and the bank vole – *Myodes glareolus* (B) based on the 19-year monitoring data

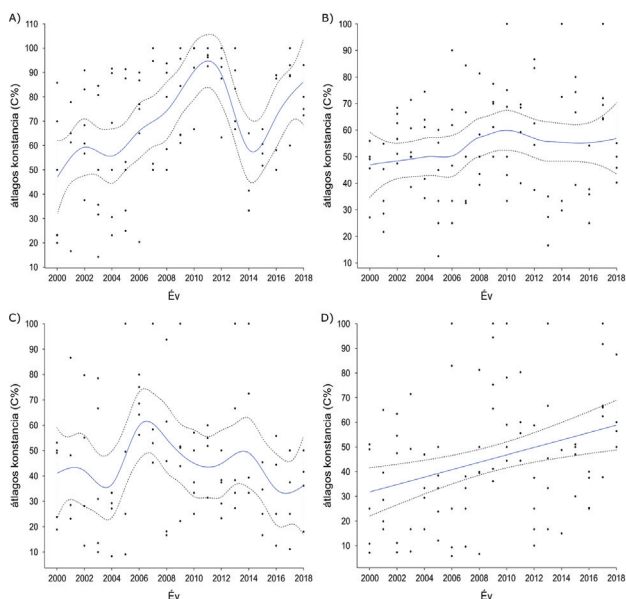
Detektálási sikerét értékelve középtáj léptékben 26 különböző tájegységből mutattuk ki (6-7. táblázat). Az UTM négyzetekre vonatkoztatott előfordulását tekintve hasonló eredményt kaptunk, mint a csalitjáró pocok esetén, az erdeipocok jelenlétét az UTM négyzetek közel 17%-ában mutattuk ki. A mintagyűtésekkel érintett négyzetek számához viszonyítva a faj UTM léptékű előfordulási aránya azonban 46%-os volt. A mintaszámok arányát tekintve a kőszapocokhoz hasonló alacsony értéket kaptunk, mivel a fajt a teljes mintaszám közel 25%-ában regisztráltuk. A teljes kisemlős mennyiséghez viszonyított relatív gyakoriság ennél a fajnál is kisebb volt, mint 1% (7. táblázat). Az erdeipocok konstancia értékeinek időbeli változása mutatta a legnagyobb szóródást. Emellett az illeszkedő nem-lineáris függvény konfidencia intervalluma nem túl széles, a konstancia időbeli változása az értékelt 19 éves időintervallumban enyhe telítődési tendenciát mutatott (7. ábra/D). Az egérfélék közül a pírók erdeieger 568 térbeli lokalitás köpetmintáiból került elő, ami az összes mintahely 87,25%-át jelentette, így ez az erdei cickány esetén kimutatott értékhez közeli volt (9. ábra/A).



9. ábra: A pírók erdeieger (*Apodemus agrarius*) (A) és a védett törpeeger (*Micromys minutus*) (B) elterjedési ponttérképe a 19 éves adatok alapján

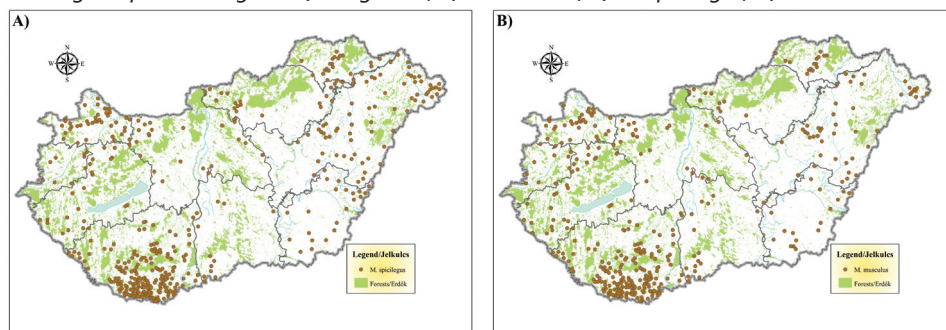
Figure 9: Distribution map of the striped field mouse – *Apodemus agrarius* (A) and the protected harvest mouse – *Micromys minutus* (B) based on the 19-year monitoring data

A fajt minden köpetgyűjtéssel érintett középtájban regisztráltuk, azonban a tájegységek teljes számához viszonyítva ez az előfordulási arány kisebb (6-7. táblázat). Ez a detektálási siker 330 különböző UTM négyzetben regisztrált jelenlétét eredményezte, amely alapján a gyűjtésekkel érintett UTM egységekhez viszonyítva előfordulási aránya 86%-ot, míg a négyzetek teljes mennyiségéhez képest 31%-ot meghaladó érték volt (7. táblázat). Konstancia értéke 2000-tól 2011-ig nem-lineáris függvény szerint növekvő tendenciával változott, az átlagos konstancia 2011-ben volt a legmagasabb. Az ezt követő időszakban 2014-ig a faj állandósága csökkenést mutatott, majd a monitorozás további éveiben a konstancia ismételt növekedése volt jellemző (10. ábra/A). A törpeegér a lokális előfordulást tekintve 489 (75,12%) különböző mintahelyről került elő (9. ábra/B). Középtáj léptékben 32 tájegységben regisztráltuk, amely a középtáj teljes mennyiségéhez viszonyítva közel 89%-os előfordulást jelentett (6-7. táblázat). Az alkalmazott UTM léptékben összesen 258 négyzetből mutattuk ki jelenlétét, így az érintett középtájokhoz viszonyítva 78%-os volt az előfordulása. Ez az arány azonban lényegesen alacsonyabb az országot lefedő összes UTM négyzet mennyiségéhez viszonyítva. Az összes minta 48%-ában mutattuk ki a faj jelenlétét, a teljes kisemlős mennyiséghez viszonyított relatív gyakorisága nem érte el a 2%-ot (7. táblázat). A törpeegér átlagos konstancia értékeinek változására is nem-lineáris függvény illeszkedett, azonban a konstancia időbeli dinamikájában nem volt jelentős változás, a faj a gyöngybagoly táplálék-összetételében jellemző alacsonyabb frekvenciával, a teljes monitorozási időszakban előfordult a mintákban (10. ábra/B). A Mus fajok közül a güzüegér egyedeit 430 különböző gyűjtőhely köpetmintáiból azonosítottuk, így az összes lokalitás 66,05%-ában mutattuk ki jelenlétét (11. ábra/A). A fajt 30 különböző középtáj mintáiból regisztráltuk, így a gyűjtésekkel érintett középtájok 90%-ában volt jellemző előfordulása (6-7. táblázat). UTM léptékben a gyűjtéssel érintett négyzetek több mint 67%-ából került elő, az összes UTM négyzet számához viszonyítva az előfordulási gyakorisága azonban nem érte el a 25%-ot. Az összes mintaszámot tekintve a güzüegér egyedeit a minták közel 50%-ában kimutattuk, a kisemlősök teljes mennyiségéhez viszonyítva a relatív gyakorisága elérte a 2%-os értéket (7. táblázat). A faj átlagos konstancia értéke nem-lineáris függvény szerint fluktuáló dinamikát mutatott, a faj mintákban jellemző állandósága 2006-ban volt a legmagasabb, majd az ezt követő években nem-lineáris csökkenő tendenciával változott. A konstancia hosszabb időperiódusban jellemző csökkenő tendenciája csak ennél a fajnál volt megfigyelhető (10. ábra/C). A házi egér előfordulását az előző fajhoz képest kevesebb térbeli ponton mutattuk ki, 372 gyűjtőhelyről került elő, amely az összes mintahely 57,14%-át jelentette (11. ábra/B). A faj 31 különböző középtájból került elő, így középtáj léptékű előfordulása meghaladta a güzüegernél számított, de nem érte el a törpecickánynál tapasztalt hasonló értékeket (6-7. táblázat). A házi egér 236 különböző UTM négyzetből került elő, így UTM léptékben számított gyakorisági értékei kisebbek, mint a güzüegernél kapott eredmény. A minták 34%-ából került elő, azonban relatív gyakorisági értéke (1,2%) is alacsonyabb volt, mint a güzüegér relatív abundanciája (7. táblázat). Ez utóbbi fajjal szemben a házi egér előfordulási gyakoriságának időbeli változására lineáris függvény illeszkedett, amely alapján az átlagos konstancia enyhe növekvő trendet mutatott (10. ábra/D).



10. ábra: Az egérfélék fajainak nagytájakra számított átlagos konstancia (C%) értékek szórásdiagramja, illetve az időbeli változást szemléltető függvényillesztés \rightarrow A) *A. agrarius*, B) *M. minutus*, C) *M. spicilegus*, D) *M. musculus*

Figure 10. Scatter plot of macro-regional average constancy values for murids and fitted curve showing temporal changes – A) *A. agrarius*, B) *M. minutus*, C) *M. spicilegus*, D) *M. musculus*



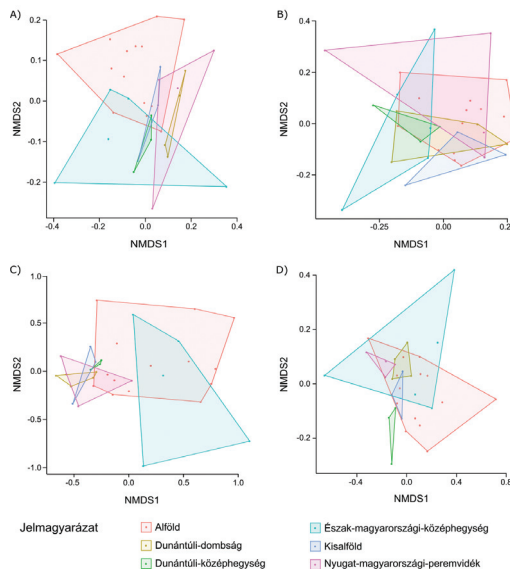
11. ábra: A gűzüegér (*Mus spicilegus*) (A) és a házi egér (*Mus musculus*) (B) elterjedési ponttérképe a 19 éves adatok alapján

Figure 11: Distribution map of the mound-building mouse – *Mus spicilegus* (A) and the house mouse – *Mus musculus* (B) based on the 19-year monitoring data

A nagytájak zsákmányösszetételének összehasonlításában a random permutációs módszerrel generált Pianka féle niche átfedés értéke minden nagytáj párosításában szignifikánsan magasabb volt, mint a szimulációval előállított átlagérték (6. táblázat). A nagytájak összesített adatai alapján kimutatott gyakorisági sorrendek összehasonlításához alkalmazott Spearman-féle rangkorrelációs számítás mind a teljes zsákmánylista, mind a kisemlősök vonatkozásában minden nagytáj összehasonlításában szignifikánsan magas rangkorrelációs értéket adott, jelezve a gyöngybaglyok nagytáj léptékű zsákmányösszetételén belüli gyakorisági sorrendek szignifikáns monotonitást.

kus kapcsolatát, vagyis a gyakorisági sorrendek nagyfokú hasonlóságát (7. táblázat).

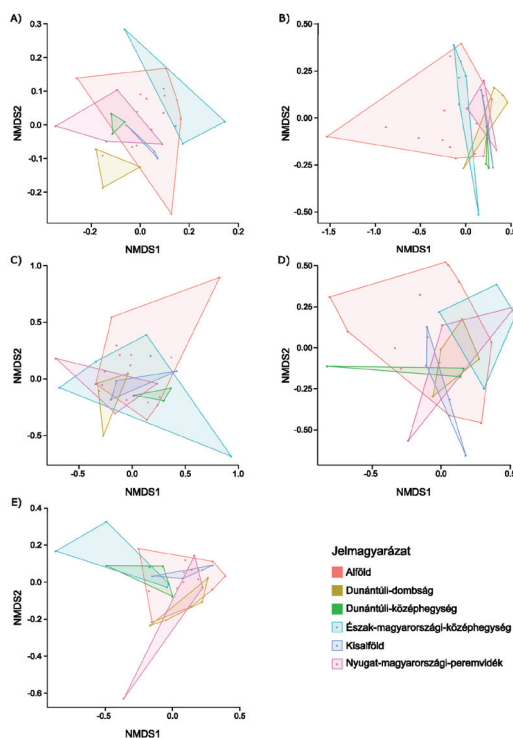
A nagytájakra vetített teljes taxonlisták összehasonlításában a PERMANOVA szignifikáns eredményt adott, a nagytájak a minták közötti variancia 28,29%-át magyarázták ($F = 2,13$, $P = 0,001$). A nem metrikus többdimenziós skálázás (NMDS) szórásdiagramja alapján a Dunántúli-középhegység és a Kisalföld taxonlistája különült el a Dunántúli-dombságtól és a Nyugat-magyarországi-peremvidéktől (12. ábra/A). A cickányokat tartalmazó minták összehasonlításában nem volt szignifikáns különbség, a nagytájak a minták közötti variancia mindössze 20,98%-át magyarázták ($F = 1,43$, $P = 0,12$). Ezt az eredményt az NMDS szórásdiagramja is szemléltette, mivel a számított távolsági értékek alapján a nagytájakat reprezentáló minták nem váltak el (12. ábra/B). Ezzel szemben a gyöngybagoly táplálékában alacsony gyakorisággal megjelenő pocokfajok (Arvicolinae mezei pocok nélkül) alapján a PERMANOVA eredménye szignifikáns volt, a makrorégió szintű tájlepték a minták közötti összvariancia 29,65%-át magyarázta. Ezt az eredményt az NMDS szórásdiagramja visszatükrözte, a Kisalföld mintái az első tengely mentén az Alföld kivételével markánsan elváltak a további 4 középtáj mintáitól (12. ábra/C). Végül a nagyobb taxonok szintjén az egérfélék figyelembevételével nem kaptunk szignifikáns PERMANOVA eredményt, hasonlóan a cickányfélékhez, az egerek esetén is a nagytájak magyarázó ereje alacsonyabb volt, a figyelembe vett makrorégió lépték a minták közötti összvariancia mindössze 22,4%-át magyarázta ($F = 1,56$, $P = 0,107$). Az NMDS szórásdiagramja szemlélteti ezt az eredményt, mivel a nagytájak többségének mintái átfednek, mindössze a Dunántúli-középhegység különült el a többi középtajtól, bár ez a távolságérték alapján nem jelentős (12. ábra/D).



12. ábra: A nem metrikus többdimenziós skálázás (NMDS, Bray-Curtis index) eredménye a különböző taxoncsoportok nagytájakra vonatkoztatott középtáj léptékű adatai alapján – A) teljes taxonlista (stresszérték: 0,175), B) cickányfélék (stresszérték: 0,174), C) pocokfélék (stresszérték: 0,130), D) egérfélék (stresszérték: 0,136)

Figure 12. Results of non-metric multidimensional scaling (NMDS, Bray-Curtis index) based on meso-regional data of taxon groups in macro-regions – A) full taxon list (stress value: 0,175), B) soricids (stress value: 0,174), C) Arvicolinae species (stress value: 0,130), D) murids (stress value: 0,136)

A nagytáj léptékben feltételezett különbséget az elkülönített funkcionális csoportok vonatkozásában is értékeltük. A nyílt területek fajai alapján a nagytájak összehasonlításában a PERMANOVA szignifikáns eredményt adott, makrorégió szintű lépték a minták közötti összvariancia 28,67%-át magyarázta ($F = 2,17$, $P < 0,05$). Az NMDS grafikus megjelenítése alapján a Nyugat-magyarországi-peremvidék, a Dunántúli-dombság és az Észak-magyarországi-középhegység mintái markánsan elváltak egymástól (13. ábra/A). Az erdei fajok figyelembe vételével végzett permutációs teszt szignifikáns volt, mivel a nagytájak a minták közötti összes variancia 29,74%-át magyarázták ($F = 2,28$, $P < 0,05$). A nem metrikus skálázás szórásdiagramja a középtáj szintű lehatárolás nagyobb mértékű átfedése mellett szemléltette, hogy a Kisalföld, valamint a Dunántúli-középhegység a távolság értékek alapján elkülönült az Észak-magyarországi-középhegység mintáitól (13. ábra/B). A vizes élőhelyek fajait elkülönítő funkcionális csoport gyakoriságának nagytájak közötti összehasonlításában nem volt szignifikáns különbség, a nagytáj lépték, mint prediktor változó magyarázó ereje alacsony volt, mivel a minták közötti összvariancia mindössze 14,44%-át magyarázta ($F = 0,91$, $P = 0,583$). Ezt az eredményt az NMDS ordináció grafikus megjelenítése is vissza-tüközte, mivel a középtájak mintái jelentős átfedést mutattak (13. ábra/C).



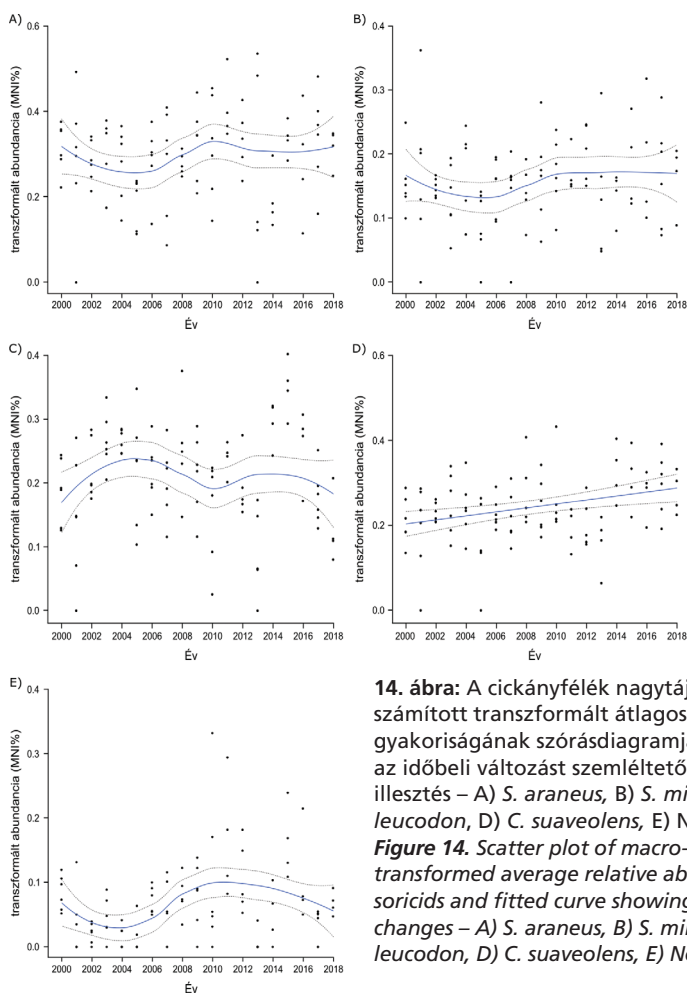
13. ábra: A nem metrikus többdimenziós skálázás (NMDS, Bray-Curtis index) eredménye a különböző kisemlős funkcionális csoportok nagytájakra vonatkoztatott középtáj léptékű adatai alapján – A) nyílt területek fajai (stresszérték: 0,171), B) erdei területek fajai (stresszérték: 0,095), C) vizes élőhelyek fajai (stresszérték: 0,123), D) szünantróp fajok (stresszérték: 0,194), E) generalista fajok (stresszérték: 0,06)

Figure 13. Results of non-metric multidimensional scaling (NMDS, Bray-Curtis index) based on meso-regional data of functional groups of small mammal species in macro-regions – A) open habitat species (stress value: 0,171), B) forest species (stress value: 0,095), C) wetland species (stress value: 0,123), D) synanthropic species (stress value: 0,194), E) generalist species (stress value: 0,06)

Hasonló eredményt kaptunk a szinantróp fajok csoportja alapján végzett elemzésnél is, a nagytajak magyarázó ereje a minták közötti összvariancia szempontjából mindössze 19,26%-os volt ($F = 1,19$, $P = 0,302$), amit az NMDS szórásdiagram is alátámasztott, mutatva a nagytajak mintáinak átfedését (13. ábra/D). Végül a generalista fajok vonatkozásában, amely alapján inkább várható lenne a minták elkülönülésének hiánya, a PERMANOVA szignifikáns eredményt adott. A nagytaják lépték a minták közötti összvariancia 30,45%-át magyarázta ($F = 2,36$, $P < 0,05$). A számított távolságérték alapján az NMDS szórásdiagramja alátámasztotta a PERMANOVA eredményét, mivel a kisebb területű nagytajak közül több markánsan elvált egymástól, azonban a nagyobb területű Alföld mintái jelentősebb átfedést mutattak a többi makrorégió mintáival (7. ábra/E).

AZ ABUNDANCIA IDŐBELI VÁLTOZÁSA

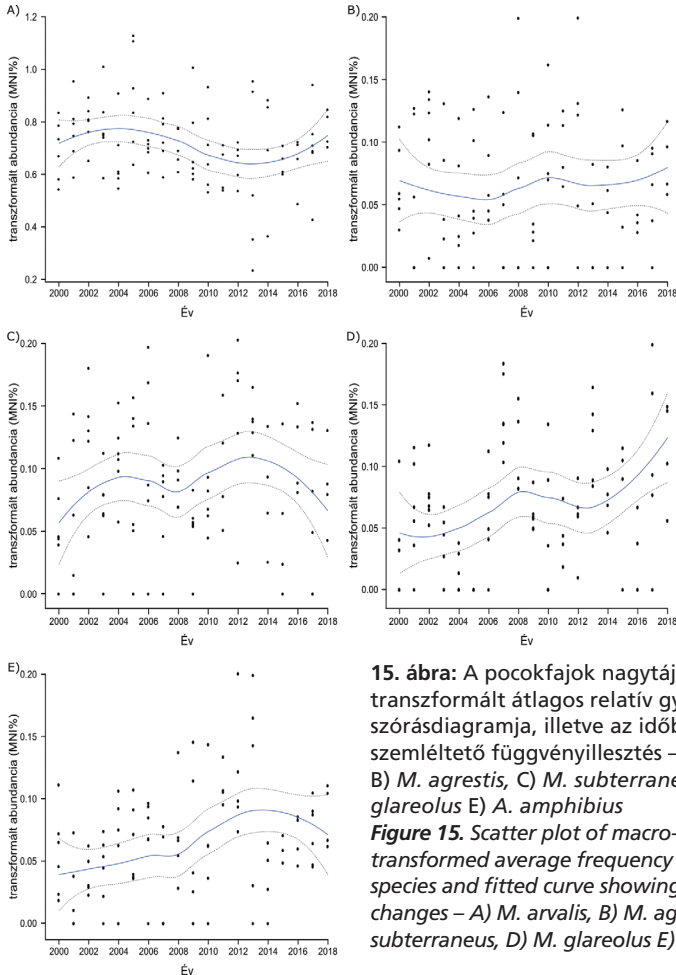
A kisemlősfajok és funkcionális csoportok relatív gyakoriságának időbeli változását tekintve, az erdei (*S. araneus*) és a törpecickány (*S. minutus*) esetén a relatív gyakoriság nagytajakra vetített átlagérték 19 éves időbeli változására nem-lineáris függvény illeszkedett, de egyik fajnál sem mutatott trendszerű változást. Az első 7 évben mindkét fajnál enyhe csökkenő tendencia érvényesült, majd ezt követően a köpetekből kimutatott gyakoriságuk növekedett, amely 2010-ben volt a legnagyobb, ami visszavezethető az ekkor jellemző extrém tavaszi csapadékmennyiségre. Az ezt követő időszakban gyakorisági értékük viszonylagos állandósága volt jellemző, ami az erdei cickánynál magasabb, míg a törpecickány esetén alacsonyabb értéktartományban alakult ki (14. ábra/A-B). A fehérfogú cickányok közül a mezei cickány (*C. leucodon*) gyakorisága nem mutatott egyértelmű trendszerű változást, az abundancia nagytajakra vetített átlagértéke az évek során nem-lineáris függvény szerint változott. A teljes monitorozási időszak alatt a faj esetében voltak rövidebb intervallumú növekvő, míg hosszabb időintervallumban csökkenő tendenciát mutató periódusok. Ezzel szemben a kisebb termetű keleti cickány (*C. suaveolens*) relatív abundancia transzformált értékének változása enyhe növekvő trendet mutatott. (14. ábra/C-D). A vízcickány fajok esetén a genuszra összesített adatok alapján végeztük a trendelemzést, amely relatív abundancia nem-lineáris függvény szerinti változását mutatta. A monitorozási időszak első 3 évében a vízcickányok gyakoriságának csökkenő tendenciája érvényesült, majd 2005-től 2011-ig a bagolyköpetekből kimutatott gyakoriságuk emelkedett. A függvény maximum értéke egybeesik a 2010-ben jellemző nagy mennyiségű csapadékkal, majd a 2010 utáni időszakban a csoport relatív gyakorisága enyhe csökkenő trend szerint változott (14. ábra/E).



14. ábra: A cickányfélék nagytájakra számított transzformált átlagos relatív gyakoriságának szórásdiagramja, illetve az időbeli változást szemléltető függvény-illesztés – A) *S. araneus*, B) *S. minutus*, C) *C. leucodon*, D) *C. suaveolens*, E) *Neomys* spp.
Figure 14. Scatter plot of macro-regional transformed average relative abundance for soricids and fitted curve showing temporal changes – A) *S. araneus*, B) *S. minutus*, C) *C. leucodon*, D) *C. suaveolens*, E) *Neomys* spp.

A pocokfélék közül a mezei pocok, mint fő zsákmányfaj gyakoriságának időbeli változása nem mutatta a fajnál leírt többéves ciklusokban történő periodikus változást, azonban a transzformált abundancia értékek változására nem-lineáris függvény illeszkedett. A monitorozás kezdeti éveiben kimutatott magasabb értékek 2004-től 2013-ig csökkenő tendenciát mutattak, majd a 2014-es gradációt követően a transzformált abundancia érték ismét növekedett. A fajnál ismert ciklikus demográfiai változás visszatükrözésének hiánya mellett kiemeljük, hogy a nagytájakra vonatkoztatott abundancia átlag nem szemléltette a 2014-es kiugró gradációt (15. ábra/A). A védett csalijáró pocok transzformált abundancia értéke nem-lineáris függvény szerint változott. A monitorozás kezdetétől 2006-ig a faj gyakorisága enyhe csökkenő trendet mutatott, majd a csapadékos időjárás hatására 2010-ig az abundancia növekvő trend szerint változott. Az ezt követő időszakban a faj kimutatott gyakorisága hasonló értékeket mutatott, így a viszonylag állandó abundancia érték is alátámasztotta a konstancia értékek esetén leírt alacsonyabb frekvenciájú, de stabil jelenlétét (15. ábra/B). A földipocok gyakoriságának változását is nem-lineáris függvény írta le, amely ala-

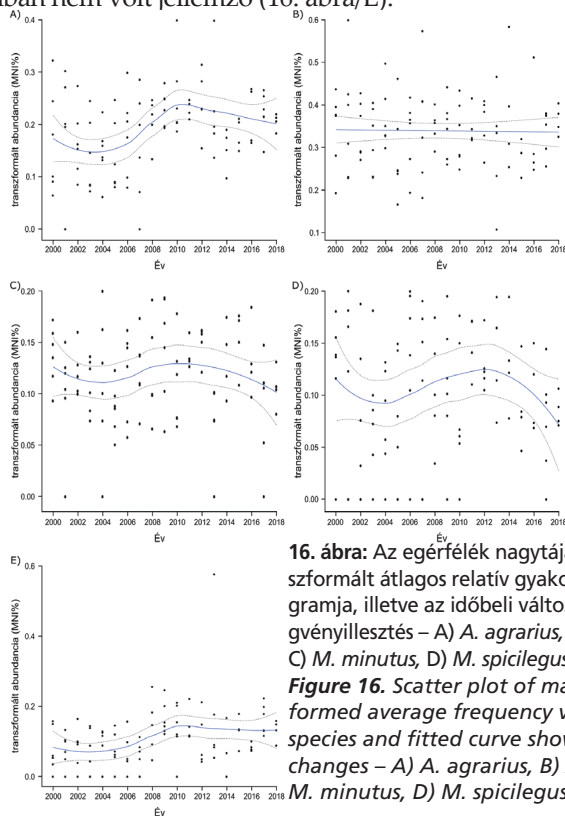
pján a 19 éves időszakban a transzformált értékek kétcsúcsú, bimodális változása volt jellemző. A függvény első, kisebb maximuma 2004-ben, míg a másik, nagyobb maximum 2013-ban, a mezei pocok gradációja előtti évben alakult ki, majd ezt követően az utóbbi évek során a faj transzformált abundancia értéke csökkenő trend szerint változott (15. ábra/C). A gyöngybagoly táplálék-összetételében alacsony gyakorisággal megjelenő vöröshátú erdeipecok abundancia változása teljesen más mintázatot adott. A monitorozási időszakban a transzformált értékek két hosszabb időperiódusú növekvő tendenciája volt jellemző. A faj gyakorisága 2000-tól 2008-ig mutatta az első növekvő trendszerű változást, majd az ezt követő 2013-ig tartó csökkenés után a gyakoriság ismét növekedett. Ennek alapján a teljes 19 éves időszakot tekintve a gyöngybagolyok táplálék-összetételében az erdeipecok gyakorisága összességében növekvő tendenciát mutatott (15. ábra/D). A kőzsupocok relatív gyakorisági értékeinek időbeli változása is nagyrészt nem-lineáris függvény szerinti növekvő trendet mutatott, azonban ez nem a teljes 19 éves monitorozási időszakra vonatkozóan volt jellemző, mivel a függvény 2013-as maximum értéket követően a faj relatív gyakorisága enyhén csökkenő tendenciával jelent meg a bagolyköpetekben (15. ábra/E).



15. ábra: A pocokfajok nagytájakra számított transzformált átlagos relatív gyakoriságának szórásdiagramja, illetve az időbeli változást szemléltető függvényillesztés – A) *M. arvalis*, B) *M. agrestis*, C) *M. subterraneus*, D) *M. glareolus* E) *A. amphibius*

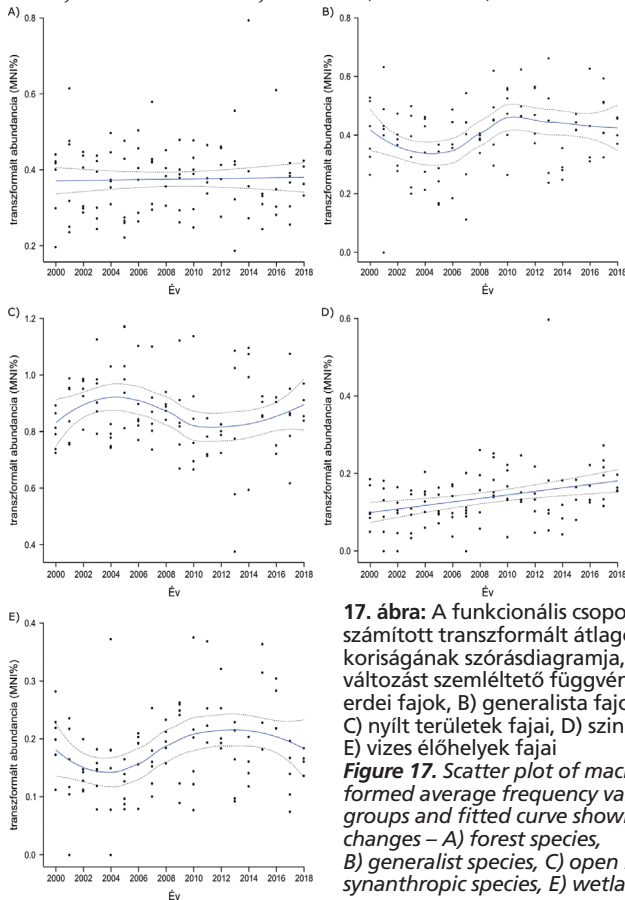
Figure 15. Scatter plot of macro-regional transformed average frequency values for vole species and fitted curve showing temporal changes – A) *M. arvalis*, B) *M. agrestis*, C) *M. subterraneus*, D) *M. glareolus* E) *A. amphibius*

Az egérfélék közül az expanzív szétterjedésre képes pirók erdeiegeér átlagos relatív gyakoriságának változására is nem-lineáris függvény illeszkedett. A kezdeti enyhe csökkenő tendencia után a faj transzformált abundancia értéke 2004-től 2010-ig jelentős mértékű növekedést mutatott. A további időszakban a nagytájakra számított átlagos abundancia értékek alapján a faj táplálék-összetételben megjelenő tömegessége 2018-ig enyhe csökkenő trend szerint változott (16. ábra/A). Az erdeiegeerek (*Apodemus* spp.) taxoncsoport esetén a nagytájakra számított transzformált átlagértékek nagy szóródást mutattak, a pontokra illesztett lineáris függvény nagyon minimális negatív meredekséget mutatva inkább a gyakorisági értékek időben jellemző állandóságát mutatta (16. ábra/B). A védett törpeegér nagytájakra vetített átlagos abundancia értékeinek változása sem mutatott nagyobb mértékű fluktuációt, ami visszatükrözné a fajnál jellemző, periodikusan megjelenő létszámváltozást. A monitorozás kezdetétől 2010-ig a transzformált abundancia értékek enyhe csökkenő, majd növekvő változása volt jellemző, míg a függvény 2010-es maximum értékét követően a törpeegér gyakoriságának enyhe csökkenő tendenciája hosszabb időintervallumban volt jellemző (16. ábra/C). A güzüiegeér relatív gyakorisági értékeinek nem-lineáris időbeli változása nagyobb ingadozásokat mutatott. A kezdeti csökkenést követően 2003-2014 között hosszabb időintervallumban volt jellemző a transzformált abundancia értékek növekvő változása, majd ezt követően hat éven keresztül csökkenő trend volt jellemző (16. ábra/D). A házi egér relatív gyakoriságának változása 2010-ig nem-lineáris függvény szerinti növekvő trendet, majd ezt követően inkább a gyakorisági értékek állandóságát mutatta. A faj konstancia értékei esetén kimutatott növekvő tendencia ellenére a transzformált relatív gyakorisági értékek hosszabb időintervallumú növekedése azonban nem volt jellemző (16. ábra/E).



16. ábra: Az egérfélék nagytájakra számított transzformált átlagos relatív gyakoriságának szórásdiagramja, illetve az időbeli változást szemléltető függvényillesztés – A) *A. agrarius*, B) *Apodemus* spp., C) *M. minutus*, D) *M. spicilegus* E) *M. musculus*
Figure 16. Scatter plot of macro-regional transformed average frequency values for murid species and fitted curve showing temporal changes – A) *A. agrarius*, B) *Apodemus* spp., C) *M. minutus*, D) *M. spicilegus* E) *M. musculus*

A funkcionális csoportok közül az erdei élőhelyek fajainak gyakorisági értéke az évek során nem mutatott jelentős változást, amit leginkább az erdeiegerék, mint az ország területeire vonatkozóan általánosan jellemző, nagyobb relatív gyakoriságban megjelenő alternatív prédacsoport időben viszonylag állandó tömegessége határozta meg (17. ábra/A). A generalista fajok gyakoriságának időbeli változását leíró nem-lineáris függvény képét alapvetően az erdei cickány és a pírók erdeieger tömegességének változása határozta meg. A mindkét fajnál jellemző kezdeti csökkenés a generalista fajok csoportjánál is kifejeződött, majd ezt követően 2014-ig nagyobb intenzitású növekvő, majd 2014 után enyhe csökkenő trend szerint változott a csoport tömegessége (17. ábra/B). A mezei pocok dominancia által meghatározott nyílt területek fajainak abundancia változása ezzel ellentétes mintázatot mutatott, a transzformált relatív gyakorisági értékek első években jellemző enyhe növekedése után 2004 és 2012 között csökkenő trendet, míg az ezt követő időszakban enyhe növekvő trend szerinti változást mutatott (17. ábra/C). A szinantróp fajok csoportjának tömegessége a teljes monitorozási periódusra vonatkozóan lineáris függvény szerint, enyhe növekvő tendenciával változott, mutatva, hogy a gyöngybaglyok táplálék-összetételében az emberközeli fajok jelentősége fokozatosan növekedett (17. ábra/D). A vizes élőhelyek fajainak relatív gyakorisága nem-lineáris függvény szerint változott. A transzformált értékek kezdeti csökkenése után 2005 és 2013 között a relatív abundancia telítődési függvény szerint változott, majd 2014 után a tömegesség enyhe csökkenő tendenciájú változása volt jellemző (17. ábra/E).



17. ábra: A funkcionális csoportok nagytájakra számított transzformált átlagos relatív gyakoriságának szórásdiagramja, illetve az időbeli változást szemléltető függvényillesztés – A) erdei fajok, B) generalista fajok, C) nyílt területek fajai, D) szinantróp fajok E) vizes élőhelyek fajai

Figure 17. Scatter plot of macro-regional transformed average frequency values for functional groups and fitted curve showing temporal changes – A) forest species, B) generalist species, C) open habitat species, D) synanthropic species, E) wetland species

MEGVITATÁS, KÖVETKEZTETÉSEK

Jelen tanulmányban a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretén belül végzett monitorozási program 2000-2018 közötti köpetvizsgálatokból kimutatott kismélsők elterjedésének és abundancia változásának eredményeit értékeltük. A gyöngybagoly köpetmintáit felhasználva, országos léptékben a kismélsők a teljes táplálékészlet közel 99%-át jelentették, amely eredmény konzisztens volt más térben és időben nagyobb adatsorokat elemző tanulmányokkal (Bellocoq 2000, Trejo & Lambertucci 2007, Marti 2010, Obuch et al. 2016, Milana et al. 2016, Vigués et al. 2018).

A kismélsők nagy- és középtáj léptékű előfordulását a konstancia százalékos értékével elemeztük, több kismélsős taxon esetén szignifikáns különbséget találtunk a konstancia értékek nagytájak közötti összehasonlításában. A monitorozási program számos védett kismélsős faj, mint a cickányfélék közül a *Sorex* fajok, a vízcickányok (*Neomys* spp.) és a fehérfogú cickányok (*Crocidura*) fajtái, a csalitjáró pocok és a törpeegér, valamint további rágcsálók, mint a közönséges földipocok, a vöröshátú erdei pocok, a közönséges kőzapocok, a pirók erdei egér, valamint a házi és güzüegér esetében újabb adatokat szolgáltatott a korábban ismert országos elterjedésükhöz.

A *Sorex* genus két faja közül az erdei cickány minden gyűjtéssel érintett középtájban, illetve a mintavételi pontok 88%-ban megjelent, így országszerte általánosan előforduló fajként detektáltuk. A kismélsők elterjedését tárgyaló összefoglaló munkájában Schmidt (1969a) az erdei cickány nagyobb arányú megjelenését az ország nyugati, hűvösebb és csapadékosabb, részben alpesi behatású területein mutatta ki, míg a Délkelet-Dunántúl, az Alföld déli részei és a Tiszántúl, vagyis Magyarország szárazabb területeit tekintve alacsony frekvenciájú előfordulását vagy hiányát emelte ki. Az NBmR eddigi 19 éves felmérése során jelentős előfordulási adatot regisztráltunk az Alföld délkeleti részéről, a Tiszántúl tájegységeiben, főként a Közép- és a Felső-Tiszavidék területén. Nagytáj léptékben jellemző átlagos relatív abundancia értéke alapján ($\bar{x} = 9,67\% \pm 1,67\%$) az erdei cickány nem tekinthető a gyöngybagoly általános alternatív zsákmányállatának. A Kisalföld ($\bar{x} = 14,44\%$) és a Nyugat-magyarországi premvidék ($\bar{x} = 15,31\%$) területére számított relatív gyakorisági értéke azonban jelentősen meghaladta a számított átlagértéket, mutatva, hogy a csapadékban és vizes élőhelyekben gazdagabb Nyugat- és Északnyugat-Magyarország területén inkább ez a cickányfaj jelenik meg potenciális alternatív prédaként, mint a *Crocidura* fajok. Az erdei cickány, mint alternatív préda megjelenése kisebb térléptékben az ország több részén jellemző lehet, mint amire Kalivoda (2010) tanulmánya is utalt, kimutatva a mezei pocok és az erdei cickány relatív gyakoriságának erős negatív asszociáltságát. Középtáj léptékben ez leginkább a Balaton-medence és a Győri-medence területének adatai alapján érvényesült. Korábbi vizsgálat alapján az utóbbi tájegység esetén az erdei cickány volt a gyöngybagolyok táplálék-összetételében a második leggyakoribb faj, így a Dráva-menti síkságon jellemző nagyobb gyakoriságú erdei egerekkel (*Apodemus* spp.) szemben, a Győri-medence területén az erdei cickány volt a baglyok legfontosabb alternatív prédaállata (Szűcs et al. 2014). Az erdei cickány hasonlóan magasabb relatív gyakoriságát (18,88%) mutatta ki Benedek et al. (2007) tanulmánya, amely a cickányok, így az erdei cickány baglyok táplálék-összetételében megnövekedett relatív gyakoriságát a mezei pocok populáció csökkenésére adott prédaváltási válasz eredményeként értékelte. A faj nagytáj léptékű átlagos konstancia értéke az NBmR monitorozás első 11 évében mutatott enyhe növekvő trendet. Bár ez a folyamatos növekedés

az értékelt 19 év során megszakadt, de 2015-től a faj mintákban jellemző állandóság értéke ismét növekvő tendenciát mutatva, detektálásának eredményességet bizonyította. A törpecickány kisebb gyakorisággal fordult elő a gyöngybagoly köpetekben, amelyre már Schmidt (1973c, 1976) több munkájában is kitért. Az NBmR 19 éves monitorozási időszaka alatt a törpecickány 484 gyűjtőhelyről került elő, ami a mintavételi lokalitások közel 75%-át jelentette. Ez az arány kisebb, mint az erdei cickánynál kapott érték, ugyanakkor a törpecickány középtáj léptékű megjelenése hasonló volt az előbbi fajhoz. Elterjedését tekintve eredményeink azt mutatják, hogy az ország egész területén előfordul, azonban a köpetmintákban jellemző gyakorisági értéke alacsonyabb, mint az erdei cickánynál jellemző érték. Schmidt (1973c) kiemelte, hogy mindkét Sorex faj főként Közép-Európában fordul elő, de az erdei cickány általában gyakoribb, mint a kisebb termetű rokona (Schmidt 1969a, 1973c). A mintákban jellemző állandóság időbeli dinamikája ennél a fajnál is nem-lineáris függvény szerint változott, mutatva a törpecickány előfordulási gyakoriságának enyhe telítődési trendjét.

A vízcickányok (*Neomys* spp.) jelenlétét 32 mezei régióban regisztráltuk. Schmidt (1969b) 40 évvel ezelőtti értékeléséhez viszonyítva, melyben a Dunától keletre csak néhány előfordulási adatot talált, az NBmR 19 éves időszaka alatt az Alföld több területéről (Bácska, Körös-Maros köze, Hortobágy, Nyírség) származó adatok megerősítették a vízcickányok elterjedési területének növekedését. A *Neomys* fajok félig vízi, szemiakvatikus palearktikus cickányok (Kryštufek et al. 2000), melyek közül a közönséges vízcickány (*N. fodiens*) szélesebb elterjedésű (Spitzenberger 1999a), amit a legdélebbi megkerülését (Aloise et al. 2005), valamint szélességi körök menti szétterjedését elemző újabb tanulmány is megerősített (Balčiauskas et al. 2014). Ezzel szemben a Miller-vízcickány (*N. anomalus*) inkább Európa déli részén fordul elő (Spitzenberger 1999b), de a faj elterjedési területének északi irányú növekedését Litvániában detektált megkerülése is bizonyította (Balčiauskas & Balčiauskienė 2012), így ezek az eredmények rámutattak a vízcickányok nagyobb térléptékű expanziójára. Paspali et al. (2013) tanulmánya kimutatta, hogy a gyöngybagoly táplálékában a Miller-vízcickány frekvenciája szezonális különbséget mutat, így a köpetgyűjtések időzítése befolyásolhatja a vízcickányok indirekt detektálhatóságának eredményességét. Monitorozási eredményeink szerint a vízcickányok konstanciaértékének hosszú távú változásában megjelenő fluktuáció azt sugallta, hogy a vízhez kötődő kisemlősök gyöngybagoly köpetmintákban jellemző állandósága a száraz és a csapadékosabb időjárási periódusok váltakozásának függvénye. Egy adott tájegységen belül a vizes élőhelyek jelenléte és kiterjedése befolyásolja a gyöngybagolyok vízcickány fogyasztását (Milchev 2015, Milchev et al. 2006, Halliez et al. 2015, Lesiński et al. 2016). A baglyok táplálékából detektálható relatív gyakoriságuk és a vizes élőhelyek aránya közötti kapcsolat kimutatásán túl azonban kevés információ van a köpetelemzések, mint indirekt módszerrel gyűjtött előfordulási adataik hosszú távú változásáról. Köpetenkénti előfordulási adatok alapján, jelenlét/hiány alapú becslésekkel ('occupancy modelling') vizsgálva a kisemlősök előfordulásának hosszú távú változását, van Strien et al. (2015) tanulmánya a közönséges vízcickány (*N. fodiens*) esetén csökkenő trendet detektált. A tanulmány azonban a kimutatott trendet a becslés mintaválasztás okozta torzítással terhelt nem reális eredményének tekintette, amit a mintavételi ismétlések hiányára és ebből következően a közönséges vízcickány alacsony detektálási valószínűségére vezettek vissza.

Az NBmR 19 éves adatsora alapján a *Crocidura* genus mindkét faja időben folyamatosan, gyakoribb zsákmányállatként jelent meg a gyöngybagolyok tápláléká-

ban. Mind a 33 érintett középtáj mintáiban előfordultak, ami országos léptékben általában elterjedésüket mutatta. A fehérfogú cickányok előfordulását tekintve Schmidt (1969a, 1971b) az ország síkvidéki, szárazabb területeit, a Duna és a Tisza közötti, illetve a Tisza menti területeket, valamint a Dunántúl délkeleti részét emelte ki, utalva arra, hogy ez utóbbi terület is a melegebb klímazónához tartozik. Az NBmR mintái egyrészt megerősítették Schmidt (1969a, 1971b) és e fajok előfordulási adatainak 2007-es országos szintézisét (Horváth 2007a, b), továbbá ismert előfordulási mintázatuk újabb adatokkal bővült több hegyvidéki területen, Északnyugat-Magyarországon, továbbá az Alföld különböző tájegységeiben. Mindkét faj, de főként a keleti cickány (*C. suaveolens*), a Balkán-félsziget Közél-Kelet gradiens menti mediterrán térségben magasabb gyakorisági értékkel, domináns zsákmányként jellemző a gyöngybaglyok táplálékában (Miltchev et al. 2004, 2006; Bontzorlos et al. 2005; Sándor 2009; Obuch & Benda 2009; Milchev 2015, Paspali et al. 2013), mivel a fehérfogú cickányok (*Crocridura*), mint trópusi, szubtrópusi területek fajai, a meleg klímához és így a szárazabb élőhelyekhez adaptálódtak (Nowak 1999). A gyöngybaglyok táplálék-összetételében ezek a cickányfajok azonban Közép-Európa kontinentális területein is megjelenhetnek nagyobb gyakoriságú alternatív prédaként, ha a mezei pocok mint fő zsákmány elérhetősége kisebb az adott környezetben (Horváth et al. 2008, Veselovský et al. 2017). A pocok (*Microtus* spp.) és a fehérfogú cickányok közötti negatív kapcsolatot a Balkán különböző térségeiben is leírták (Bontzorlos et al. 2005, 2009; Milchev 2005). A Drávamenti-síkság és a Hevesi-sík kisemlős faunájának összehasonlításában a baglyok a Dráva mentén az erdei egerek (*Apodemus* spp.), míg a Hevesi-sík területén a cickányok, kiemelten a *Crocridura* fajok nagyobb arányú fogyasztásával kompenzálták a mezei pocok hiányát (Horváth et al. 2008). Ez az eredmény megerősítette Schmidt (1969a) korábbi megállapítását, miszerint a keleti és mezei cickány köpetekben jellemző nagyobb egyedszámú kimutatása a Dunától keletre jellemző. Köpetvizsgálatok eredményei szerint a fehérfogú cickányok relatív abundancia változása indikálja a melegebb klímájú területeket, illetve a baglyok vadászterületén belül a szárazabb élőhelyek dominanciáját (Bosé & Guidali 2001, Obuch 2011, Paspali et al. 2013). Továbbá a kisemlős együttesek szukcesszionális változását tekintve a *Crocridura* fajok indikátorai a szárazabb időjárási periódusoknak (Herczeg & Horváth 2015), és különösen száraz élőhelyeket érintő zavarások utáni megjelenésük a közösségek helyreállításának előrehaladottabb szukcessziós stádiumát jelzik (Haim et al. 1997).

A pocokfélék közül a fokozottan védett északi pocok 7 középtáj mintáiból került elő, megerősítve a Fertő-Hanság, a Szigetköz és a Kis-Balaton területén ismert jelenlétét. Az NBmR megkezdése után az északi pocok kutatótságának, előfordulási adatainak értékelése (Gubányi et al. 2004, Horváth et al. 2004) megalapozta a faj megőrzésére irányuló védelmi intézkedésekre tett javaslatok összefoglalását (Horváth és Gubányi 2006). Az NBmR monitorozási időszak alatt Északnyugat-Magyarországon detektáltuk a faj több új előfordulási adatát. Bagolyköpet vizsgálatok eredményeit tekintve az északi pocok legkeletibb előfordulásáról Mátyás (2008) tanulmánya számolt be a Komárom-Esztergomi sík területén található Tápszentmiklóson gyűjtött köpetanyagból kimutatott három példány alapján. A tanulmány több korábbi előfordulási adat alapján, mint például a Duna-Tisza közi adatok, melyeket az azóta elvégzett bagolyköpet vizsgálatok nem erősítettek meg, az északi pocok jelenlegi elterjedését meghatározó fragmentációs folyamatok lehetséges eseményeinek történetét felvázolva emeli ki a fajra vonatkozó korábbi, de azóta nem megerősített előfordulási adatokat, mint például az északi pocok Schmidt (1969a) által publikált Szigliget környéki előfordulását.

Kisemlős faunisztikai tanulmányában Schmidt (1976) kiemeli, hogy a köpetminták alapján az északi pocok előfordul a Kis-Balatonon, a Balaton északi partján (Szigliget), valamint a Szigetközben és Győrtől délre a Rába mentén. Továbbá a faj felkutatása szempontjából javaslatot tett további vizsgálatokra, miszerint a Balaton környéke, a Duna Győr és Komárom közötti, valamint a Rába menti területek vizsgálata hozhat eredményt e reliktum pocokfaj újabb előfordulását tekintve. Ezt a feltételezést erősítette meg Riezinger és Kalmár (2014) felmérése, amely elevenfogó csapdázások vizsgálatok során Ács település menti területeken mutatta ki az északi pocok jelenlétét. Mivel a fentebb említett Tápszentmiklóson kimutatott előforduláshoz képest Ács északkeletre található, így jelenleg az utóbbi területen kimutatott északi pocok állomány jelenti a legkeletibb recens előfordulási adatot (Riezinger & Kalmár 2014). A Balaton déli partja mentén, illetve a Somogy megye Balatonhoz közeli területein mind a köpetvizsgálatok (Purger 2008, 2013, 2014), mind a csapdázások felmérések (Lanszki & Rozner 2007, Lanszki et al. 2015) bizonyították az északi pocok jelenlétét. Az NBmR programja során a Kisalföld mindhárom középtájában, és Kemeneshát kivételével a Nyugat-magyarországi peremvidék területén is három középtáj adataiból mutatuk ki az északi pocok előfordulását. E fokozottan védett faj jelenlétét Győr-Moson-Sopron megye különböző tájegységeiben (Észak- és Dél-Hanság, Tóköz, Szigetköz) csapdázások is bizonyították, melyek megtervezéséhez az NBmR keretében végzett köpetvizsgálatok során detektált északi pocok előfordulások iránymutató adatokat jelentettek (Riezinger & Kalmár 2014, Kalmár és Riezinger 2017).

A csalitjáró pocok Délnyugat- és Közép-Európában (Bryja & Rehak 1998, Bernard et al. 2010, Frey et al. 2011, Kitowski 2013), így Magyarországon, kiemelten a Dunántúl déli, délkeleti részén, mint előfordulási területének súlypontját jelentő régióban is alacsony gyakorisággal fordul elő a gyöngybaglyok táplálék-összetételében (Schmidt 1973a, 1974b; Horváth 1999, 2000; Purger 2014b; Szép et al. 2017; Horváth et al. 2018). Az alacsony frekvenciájú detektálás ellenére a bagolyköpet vizsgálatokból egyre több adat gyűlt össze a faj előfordulásáról. Ezek összesítésével a csalitjáró pocok országos elterjedésének értékelése is lehetővé vált, egyrészt több hazai faj együttes vizsgálatával (Schmidt 1976), másrészt kiemelten a csalitjáró pocok előfordulásának korábbi (Schmidt 1974b), és a NBmR monitorozási programját megelőző eredmények összefoglalásával (Horváth et al. 2004). A 2000-2018 közötti országos szintű köpetvizsgálatok szerint a középtájak közel 64%-ban bizonyítottuk a védett csalitjáró pocok jelenlétét. A faj átlagos konstancia értékének időbeli változása az enyhe fluktuáció ellenére detektálásának hosszú távú stabilitását mutatta. A csalitjáró pocok elterjedését tekintve a korábbi tanulmányok kiemelték azt a kérdést, hogy a különböző földrajzi szélességeken található populációk mennyiben tekinthetők reliktum, fragmentált állományoknak, vagy van-e a fajnak egy folyamatos dél, délkelet felé húzó szétterjedési dinamikája. A Baranya és Somogy megyében végzett rendszeres köpetvizsgálatok egyértelműen bizonyították, hogy a faj a Dráva mentén általánosan jelen van (Purger 1998, Horváth 1998), így az ország legdélebbi pontjain is detektálták jelenlétét (Horváth 1998). A volt Jugoszlávia területén egészen a Szávaig regisztrálták a faj előfordulását (Petrov 1992), tehát Schmidt (1974b) által közölt elterjedési térképen jelzett északnyugat-délkelet irányultságú elterjedés tovább folytatódik a Szávaig. Továbbá bagolyköpetekből a jelenlegi Szerbia területén a Dunától keletre is megtalálták a fajt (Purger 1989, Purger & Kršmanovic 1989). Az utóbbi 19 évben a csalitjáró pocok dél-dunántúli ismert elterjedését egyrészt az NBmR program számos új előfordulási adata bővítette, a Dunántúli-

domság területéről 50, a Nyugat-magyarországi peremvidék köpetmintái alapján 24, míg az Alföldhöz tartozó Drávamenti-síkság középtáj 22 különböző 10×10 km-es UTM négyzetéből detektáltuk a faj jelenlétét. Továbbá Somogy megye (Külső- és Belső-Somogy, Balaton-medence) kisméltós faunájának felmérése alapján a csalitjáró pocok számos UTM négyzetben regisztrált jelenlétével általánosan előfordult (Purger 2004, 2014a, 2014b), megerősítve dél-dunántúli összefüggő elterjedését, illetve Somogy megyében már Schmidt (1974b) által kiemelt nagyobb arányú előfordulását. Ugyanakkor Schmidt (1974b) és Horváth et al. (2004) szintézisét tekintve kevés információ állt rendelkezésre e védett faj Duna menti, a Dunától keletre fekvő alföldi tájegységek, valamint az Észak-magyarországi-középhegység területére vonatkozóan. A Magyarországon előforduló emlősök elterjedési adatainak szintézisében a Dunától keletre már több csalitjáró pocok megkerülési adat szerepel (Horváth 2007c), azonban a faj ezeken a területeken jellemző előfordulásának bizonyítása az NBmR 19 éves köpetvizsgálatának az eredménye. Kiemelten fontosnak tartjuk a Cserhátvidéken és az Észak-magyarországi-medencék területén előkerült példányait, továbbá a Dunától keletre az Alföld 5 középtábjában bizonyított jelenlétét.

A közönséges földipocok Magyarországon jellemző előfordulásáról elsősorban bagolyköpet elemzések eredményei adtak információt. Az NBmR program során a mintázott középtájak 86%-ban detektáltuk a faj jelenlétét, így az ország különböző földrajzi területeit tekintve előfordulása általánosnak tekinthető. Az 50 évvel ezelőtti köpetelemzések adataiból a földipocok Közép- és Dél-Dunántúlon jellemző általános elterjedését írták le, valamint az észak-magyarországi gyűjtések nagy részéből is előkerült (Schmidt 1969a). A faj elterjedésére fókuszáló későbbi tanulmányában Schmidt (1974c) megerősítette a dunántúli területek fontosságát, ugyanakkor az Alföld területén szórányos előfordulását emelte ki, kivéve azokat a területeket, ahol magasabb frekvenciájú detektálását a földipocok lokális gradációjára vezette vissza. Az NBmR adatai a faj észak-magyarországi előfordulását megerősítették, továbbá, a Dunától keletre az Alföld 9 középtábjában mutattuk ki jelenlétét. A földipocok konstancia értékének nem-lineáris változása időbeli fluktuációt mutatott, az illesztett függvény maximum értéke a mezei pocok kiugróan magas 2014-es gradációs csúcsa előtt egy évvel volt jellemző. Ez az eredmény azt sugallja, hogy a földipocok köpetekben jellemző állandóságára hatással van a mezei pocok sűrűségfüggő zsákmányolása. Ez a probléma jelent meg a mezőgazdaság intenzitása és a kisméltós közösségek változása közötti összefüggéseket vizsgáló, gyöngybagoly köpetelemzéseken alapuló francia tanulmányban is (Millán de la Peña 2003). A mezei pocok mennyisége negatívan korrelált a földipocok abundanciájával, jelezve, hogy a vizsgált területen a gyöngybagolyok táplálkozásában az utóbbi faj megfelelő alternatív préda a mezei pocok hiány kompenzálásában, így az összefüggések feltárásához alkalmazott többváltozós statisztikai értékelésben a két faj adatait *Microtus* sp. néven összevonták (Millán de la Peña 2003).

A gyöngybagolyok táplálékában ugyancsak alacsonyabb frekvenciával megjelenő közönséges kőszapocok előfordulását a középtájak 80%-ában mutattuk ki. A nagytájakra vetített átlagos konstancia értéke 2012-ig fluktuáló nem-lineáris változással, növekvő trendet mutatott, amely a vízcickányoknál leírt eredményhez hasonló, de azal ellentétes, aszinkron fluktuáció volt. Ez az eredmény azt sugallja, hogy a kőszapocok köpetekből kimutatott nagyobb előfordulási frekvenciája a csapadékos időszakok után késleltetve jelenik meg. A közönséges kőszapocok az egész palearktikus régióban (Mitchell-Jones et al. 1999, Wilson & Reeder 2005) elterjedt. Nyugat-Európa magasabb

területein populációira nagyobb, többéves ingadozások jellemzőek, amely ciklusok gyakran 6 vagy több évig is tarthatnak (Saucy 1994, Cerqueira et al. 2006), míg Nyugat-Szibéria északi erdős-sztyepp területein a demográfiai ciklusok hosszabb időtartama (átlagosan 8 év) jellemző (Litvinov et al. 2013). Több esettanulmány foglalkozott a faj különböző korú és ivarú egyedek arányával, megállapítva, hogy a korösszetétel sűrűségfüggő, így a demográfiai ciklus egyes fázisaiban eltérő (Cerqueira et al. 2006, Muzyka et al. 2010). A ciklusok növekvő fázisában a fiatal egyedek vannak túlsúlyban, ezzel szemben a ciklusok telítődő és csökkenő fázisa során mind a hím, mind a nőstény egyedek között nagyobb számban vannak idősebb állatok (Cerqueira et al. 2006). A faj Angliában kizárólag ártéri élőhelyeket foglal el, populációira jellemzőek a kicsi, diszkrét, néhány egyedből álló kolóniák, melyek csoportjai diszperzió és kolonizáció révén maradnak fenn (Aars et al. 2001, Telfer et al. 2001, Lambin et al. 2004). Köpetvizsgálatok kimutatták a kószapocok baglyok táplálék-összetételében jellemző relatív gyakorisága és a vizes élőhelyek aránya közötti asszociáltságot (Milchev 2015), valamint tömegességének a baglyok vadászterületét jellemző élőhelyi diverzitás és táji mozaikosság függvényében megjelenő növekedését (Veselovský et al. 2017, Horváth et al. 2018). Gyöngybagoly köpetvizsgálatok és csapdázás párhuzamos alkalmazásával Bernard et al. (2010) tanulmánya szignifikáns korrelációt mutatott ki a kószapocok táplálék-összetételben megjelenő aránya és a természetben felmért sűrűsége között. Továbbá úgy találták, hogy a gyöngybagoly éntrendjében jellemző kószapocok és mezei pocok gyakoriságot meghatározza e gradációs ciklusokat mutató két faj koegzisztens populációja közötti interakció (Bernard et al. 2010). Ugyanakkor a kószapocok vonatkozásában fontos kiemelnünk a gyöngybagoly testméretfüggő predációját, amit több tanulmány is vizsgált (Kotler et al. 1988, Dickman et al. 1991, Bellocq 1998), és amire a kószapocok adatokat értékelve Bernard et al. (2010) tanulmánya is kitért. Közvetlen számítások és a számítógépes szimulációk alapján Yom-Tov & Wool (1997) arra a következtetésre jutott, hogy a köpetek tartalma eltolódhat a nagyobb zsákmány felé, ami torzíthatja a mintát. Európában egy felnőtt gyöngybagoly napi táplálékszüksége kb. 70-104 g (Mikkola 1983, Taylor 1994), ami azt jelenti, hogy a zsákmány testtömege korlátozó tényező, így a zsákmányméret tekintetében a gyöngybagoly számára is van egy felső határ, amit még el tud kapni és el tud vinni (Taylor 1994). A gyöngybagoly táplálék-összetételében az egyik legnehezebb zsákmányállat a kószapocok (120 g), amely csaknem a felét teszi ki a gyöngybagoly kb. 300 g-os tömegének (Roulin 2004). Videomonitoring alapján megfigyelték, hogy a gyöngybagoly táplálék-hordási aktivitása során éjszaka elején gyakrabban kerül a fészekbe a nap legnehezebb zsákmánya, míg az első kelést követően a baglyok az éjszaka végén vadásztak több nagyobb zsákmányt, pl. *Arvicola* egyedeket (Durant et al. 2013). A nagyobb testű és tömegű zsákmány (*Arvicola* spp., *Rattus* spp.) elejtésével csökken a köpetekben kimutatható fajok száma, míg a zsákmányállatok számának egyes köpetekben belüli növekedésével a nagyobb testű fajok, mint a kószapocok gyakorisága csökken (Zagoršek 2018). Ez az eredmény azt mutatja, hogy a nagyobb biomasszájú fajok megjelenése a köpetekben torzíttja a mintát, ebben az esetben a köpetek tartalma nem tükrözi megfelelően a kisemlősök környezetükben jellemző valós gyakorisági megoszlását (Leonardi & Dell'Arte 2006, Zagoršek 2018). Ezen utóbbi tanulmányok a nagyobb testtömegű fajok köpettartalomra kifejtett torzító hatását tekintve megerősítették Yom-Tov & Wool (1997) megállapítását. A nagyobb tömegű fajok fogyasztása a gyöngybagoly köpettartalom biomassza becslése szempontjából is problémás, mivel a testtömegben jelentős különbség van a juvenilis és felnőtt állatok között (Morris 1979, Connell & Triggs 1989). Szimulációs vizsgálatok alapján Yom-Tov & Wool (1997)

a gyöngybagoly számára optimális zsákmányméretet 80-100 g közötti intervallumban becsülte, ami kisebb, mint a vizsgálatokban figyelembe vett, a kószapocok tömegével megegyező 120 g-os Buxton-versenyegér (*Meriones sacramenti*) tömege. Roulin (2004) a gyöngybagoly táplálékfordását és -raktározását vizsgálva tesztelte a 'nagy zsákmány hipotézist' (Korpimäki 1987), miszerint a fiókák nehezen fogyasztják el a nagyméretű zsákmányt, inkább először a kisebbeket eszik meg és több idő szükséges a nagyobb prédák elfogyasztására, ami megnöveli a kezelési költséget. Kis- és nagyméretű vándorpatkány egyedek elhelyezésével a fiókák a kisméretű egyedeket preferálták, így a 'nagy zsákmány hipotézis' magyarázatot ad arra, hogy miért marad zsákmány a baglyok fészkeiben, ahol és/vagy amikor gyakoribb a nagyobb méretű zsákmányfajok vadászata (Roulin 2004). A gyöngybagoly mint aktív predátor zsákmányméret függő predációját vizsgálva kimutatták, hogy az 'ül és vár' stratégiájú fajokhoz képest inkább a kisebb és a fiatalabb kisemlősöket vadássza a nagyobb és idősebb egyedekkel szemben (De Arruda Bueno et al. 2008). A kószapocok nagyobb arányú fogyasztása az említett 2010-es extrém csapadékmennyiség hatására a vízszintemelkedés következményeként tehát késleltetve jelent meg. A kószapocok populációdinamikájára vonatkozó irodalom tükrében, a vízszintváltozás indukálta növekvő demográfiai fázisban nagyobb arányban megjelenő fiatal egyedek elérhetősége feltehetően befolyásolja a gyöngybaglyok kószapocokra irányuló sikeresebb vadászatát.

A vöröshátú erdeipocok a *Myodes* genus széles palearktikus elterjedésű faja (Spitzenberger 1999c), azonban a gyöngybaglyok táplálékában alacsony gyakoriságú, alárendelt zsákmányként fordul elő, mivel elsősorban erdei élőhelyek lakója, sűrű aljnövényzetű erdős területeket, erdőfoltokat preferál (Mazurkiewicz & Rajska-Jurgiel 1989, Ecke et al. 2002, Suchomel 2007, Horváth & Tóth 2018). Az NBmR 19 éves monitorozása során ezt a fajt a mintavételi lokalitások kevesebb, mint feléből (47,77%) mutattuk ki és 26 középtáj mintáiban detektáltuk jelenlétét. Kisemlős faunisztikai összességében Schmidt (1976) is kiemelte, hogy a vöröshátú erdeipocok elkerüli a nyílt területeket, így az itt vadászó gyöngybagoly táplálék-összetételében nagyon ritka és alacsony gyakoriságú. Az erdeipocok konstancia értékeinek időbeli változása mutatta a legnagyobb szóródást, de a mintákban jellemző állandóság a 19 éves monitorozás alatt enyhe telítődési tendenciát mutatott. Hasonló eredményt mutatott van Strien et al. (2015) tanulmánya, amely a zsákmányfajok köpetenkénti jelenlét/hiány adataiból az erdeipocok detektálási valószínűségének növekvő tendenciáját mutatta ki.

Az egérfélék közül az élőhely generalista pirók erdeiegér az összes mintahely több mint 87%-ában került elő a köpetekből, és minden középtájban regisztráltuk jelenlétét, ami országos szinten a 40-50 évvel ezelőtti bagolyköpet vizsgálatokhoz viszonyítva a faj szélesebb elterjedését mutatta. A pirók erdeiegér előfordulását tekintve Schmidt (1976) két területet, a Balatontól délre fekvő országrészt és Északkelet-Magyarországot emelte ki, ahol a pirók erdeiegér nagyobb gyakoriságban jelent meg a köpetekben. Vásárhelyi (1942) által publikált korábbi megállapítást, miszerint a pirók erdeiegér ritka Magyarországon, már az 1970-es években végzett köpetvizsgálatok eredményei is jelentős mértékben módosították (Schmidt & Topál 1976). Az NBmR eredményei a pirók erdeiegér magyarországi elterjedési mintázatát tovább pontosították, ugyanis a faj expanzív szétterjedési képessége következtében a Balatontól északra fekvő országrészben is jelentősen elterjedt, amit főként a Fertő-Hanság, középtáj léptékben a Győri-medence területén a bagolyköpetekben megjelenő folyamatos növekvő frekvenciája mutatott. Ezt a növekedést a Győri-

medence területén végzett köpetgyűjtések 2006-2009 közötti adatai alapján a Dráva-ment-síkság területén kapott eredményekkel összehasonlítva már kimutatták (Szűcs et al. 2014). Az NBmR adatai alapján így Közép- és Észak-Dunántúlon, valamint Baranya megyére vonatkozóan, amely terület fontosságát a pírók erdeiegér elterjedése szempontjából Schmidt & Topál (1976) is kiemelt, a faj összefüggő általános elterjedését bizonyítottuk. A Dunántúli régióban jellemző északi irányú szétterjedése az utóbbi negyven év eredménye (Bihari 2007), melynek következtében Ausztria és Szlovákia számos részén is detektálták jelenlétét (Herzig-Straschil 2004, Obuch et al. 2016), sőt előfordulási gyakoriságának növekedését is kimutatták (Tulis et al. 2016). Az NBmR monitorozási időszakában a pírók erdeiegér jelenlétét a Dunától keletre az Alföld és az Észak-magyarországi-középhegység nagytájak összes középtájában kimutattuk, továbbá az Alföld délkeleti részén is igazoltuk általános jelenlétét, amely területen Schmidt & Topál (1976) összegzésében csak szórványos adatok jelentek meg a faj előfordulásáról. Eredményeink szerint a faj konstancia értékének 2000-2011 közötti nem-lineáris függvény szerint növekvő tendenciája a szétterjedését tükrözi, amely az ezt követő néhány évben megszakadt, de 2014 után a konstancia ismételt növekedését mutattuk ki. Több tanulmány rámutatott arra, hogy a pírók erdeiegér inkább kiegészítő komponense, mint fontos alternatív prédaállata a gyöngybagolynak (Ruprecht 1979, Milchev 2015), amit az összefüggő elterjedéssel jellemzett dél-dunántúli területeken végzett köpetvizsgálatok is megerősítettek (Horváth et al. 2005, Purger 2014, Szép et al. 2017, Horváth et al. 2018). A NBmR 19 éves adatai alapján a pírók erdeiegér nagytájakra vonatkoztatott átlagos gyakorisága 4,63% volt. A faj alacsonyabb relatív abundanciájára már Schmidt (1967a) is felhívta a figyelmet, miszerint a kimondottan éjszakai aktivitású gyöngybagoly a sötétedés előtt aktív pírók erdeiegér egyedeket alacsonyabb frekvenciával zsákmányolja.

A védett törpeegér átlagos konstancia értékeinek időbeli dinamikájában nem volt jelentős változás, a faj a gyöngybagoly táplálék-összetételében jellemző alacsonyabb frekvenciával a teljes monitorozási időszakban előfordult a mintákban. Az NBmR 19 éves monitorozása során 489 különböző mintavételi ponton, illetve középtáj léptékben 32 tájegységben regisztráltuk, így előfordulása az egész ország területén általános. Az 1960/1970-es években végzett köpetvizsgálatok is kiemelték a törpeegér ökológiai igényeinek megfelelő biotópokban jellemző általános előfordulását (Schmidt 1974d, 1976), egyes területeken kimutatott 14-17%-os relatív abundanciája alapján Schmidt (1976) a törpeegér gradációjára következtetett. A gyöngybagoly köpetvizsgálata mellett, az erdei fülesbaglyok táplálékából előkerült törpeegér adatok is hozzájárultak a faj országos elterjedésének megismeréséhez (Schmidt 1975b). Telelő erdei fülesbaglyok köpeteiből származó 1965-1967 közötti adatok alapján Schmidt (1969a) a törpeegér egész országra kiterjedő erős gradációjára hívta fel a figyelmet. Bár a törpeegér az IUCN besorolás alapján 'nem fenyegetett' státuszú faj, mégis Európa egyes részein állományának csökkenő tendenciáját mutatták ki (Harris et al. 1995, Perlow & Jowitt 1995), ami a faj megőrzésére irányuló védelmi intézkedések megtervezését és alkalmazását sürgette (Macdonald et al. 2001). Annak ellenére, hogy a törpeegér a ragadozó madarak és baglyok táplálékában alacsony frekvenciával megjelenő, kisméretű és alacsony tömegű prédaként más rágcsálókhoz (pl. *Microtus*, *Myodes*, *Apodemus*) viszonyítva nagyon alacsony biomassa értéket képvisel, Darinot (2016) összefoglaló tanulmánya jelentős mennyiségű irodalmi adatot felhasználva értékelte a törpeegér táplálékhálózatokban betöltött zsákmány szerepét. A gyöngybagoly mellett az erdei fülesbagoly, a macskabagoly és kisebb mértékben a kuvik is fő predátora

a törpeegérnek (Darinet 2016), így a telelő erdei fülesbaglyoktól nagy mennyiségben gyűjthető köpetanyag elemzése jelentős mértékben hozzájárulhat a törpeegér elterjedésének és az adott területen jellemző létszámváltozásának megismeréséhez, amire Schmidt (1967a, 1969a, 1975b, 1976) eredményei is rámutattak.

A güzüegér a mezőgazdasági tájhasználat változását indikáló rágcsáló (Kato-
na et al. 2004), szociális struktúrája (Poteaux et al. 2008) és halomépítő magatar-
tása jelentősen kutatott (Bihari 2004; Hölzl et al. 2011; Szenci et al. 2011, 2012).
A faj jelenlétét az összes mintavételi lokalitás 66%-ában, és 30 különböző közép-
tájban mutattuk ki. Az NBmR adatai alapján általános elterjedése Északnyugat-
Magyarországon, Dél-Dunántúlon és a Tiszától keletre volt jellemző. A gyöngy-
bagoly köpetvizsgálatok faunisztikai értékelésében Schmidt (1975b) a güzüegér
széleskörű elterjedését Délkelet-Magyarország területéről, a baglyok fő zsák-
mányaként írta le, kiemelve, hogy mint eredetileg sztyepplakó faj elsősorban a
nyílt pusztai területeken jellemző (Schmidt 1971b). A NBmR adatok szerint nagy-
táj léptékű átlagos relatív abundanciája nem érte el a 2%-os értéket, míg a környező
országokban a gyöngybaglyok táplálék-összetételében ennél nagyobb gyakorisági
értékeket mutattak ki Románia területén (Sándor 2009, Petrovici et al. 2013), illetve
középtáj léptékben Magyarországon is a Hevesi-sík (Kovács & Cserkész 2006) és
a Drávamenti-síkság (Horváth et al. 2018) területén. A konstancia érték hossz-
abb időperióduson keresztül jellemző csökkenő tendenciája egyedül a güzüegér
esetén volt jellemző. Ez az eredmény utalhat a mezőgazdaság intenzitásának és
struktúrájának faj számára kedvezőtlen átalakulására, ami elérhetőségének füg-
gvényében tükröződik a gyöngybaglyok táplálék-összetételében.

A házi egér a mintavételi pontok több mint feléből került elő, és 31 középtáj-
ban azonosítottuk a köpetmintákból. Relatív gyakorisága alacsonyabb volt, mint
a güzüegér abundanciája. A házi egér átlagos konstancia értékének változása a
19 éves monitorozás során enyhe növekvő trendet mutatott, amely e zsákmány-
faj jelentőségének növekedésére utalt. Számos nemzetközi tanulmány kimutatta,
hogy a házi egér urbanizált területek mentén nagyobb gyakoriságban jelent meg
a baglyok táplálék-összetételében, sőt fokozottabb urbanizációs hatás következ-
tében alternatív préda is lehet a baglyoknak (Teta et al. 2012, Hindmarch & El-
liott 2015). A nemzetközi irodalom alapján a házi egér arányának növekedése a
baglyok táplálékában indikálja az ember tájalakító tevékenységének és az urban-
izáció mértékének növekedését (Clark & Bunck 1991, Zalewski 1994).

A nagytájakra vetített zsákmányfogyasztás összehasonlításában a random per-
mutációs módszerrel generált Pianka-féle niche átfedés érték minden nagytáj páro-
sításában szignifikánsan magasabb volt, mint a szimulációval előállított átlagérték,
ami nagytáj léptékben a gyöngybaglyok táplálék hasznosításának nagyfokú hason-
lóságát bizonyította. Ezt megerősítette a gyakorisági sorrendek összehasonlításához
alkalmazott Spearman-féle rangkorrelációs számítás is, a nagytájak összehasonlításá-
ban kapott szignifikánsan magas rangkorrelációs értékek a gyakorisági sorrendek ha-
sonlóságát tükrözték. A gyöngybagoly táplálék niche szélességét és átfedését számos
ökológiai megközelítésben vizsgálták (Jaksic et al. 1993, González-Fischer et al. 2011,
Hindmarch & Elliott 2015, Milana et al. 2016, Horváth et al. 2018), magas niche átfed-
és értékeket közöltek a táplálék-fogyasztás szezonális (Pezzo & Morimando 1995),
a fészkelő helyek (Marti 1988, Bosè & Guidali 2001), az egymást követő évek (Marti

1988, 2010), valamint a különböző tájszerkezetű vadászterületek (Horváth et al. 2018) összehasonlításában. A többváltozós permutációs varianciaanalízis (PERMANOVA) azonban az alacsony gyakoriságú pocokfajok és több funkcionális csoport esetén a nagytájak szignifikáns hatását igazolta, mutatva az egyes csoportok nagytájakra vetített gyakorisági értékeinek eltérő megoszlását. Andrade et al. (2016) tanulmánya három különböző ökorégió összehasonlításában, randomizált köpeteloszlás alapján tesztelte a baglyok véletlenszerű vadászátát, és a szimulációs tesztek eredményei alapján úgy találták, hogy a baglyok véletlenszerűen vadásznak, és a köpetek véletlen mintát biztosítanak a kisemlősök adott környezetben jellemző minőségi és mennyiségi összetételéből. A szimulációs eredményekből azt feltételezték, hogy a baglyok táplálék-összetételében a kisemlősök aránya a fajok közösségekben megjelenő arányát reprezentálja. Azonban a tanulmány végkövetkeztetése szerint a kisemlősök abundanciájának összehasonlításában nem találtak különbséget a vizsgált régiók között, ami annak a következménye is lehet, hogy a bagolyköpetek a kisebb térbeli skálán nem mutatták ki a mintázatokban rejlő különbséget (Andrade et al. 2016). Mind a niche átfedés analízis, mind a zsákmány gyakorisági sorrendek rangkorrelációs eredménye azt mutatta, hogy faunisztikai megközelítésben Magyarországon a földrajzi nagytájak összehasonlításában a teljes zsákmány készlet, és kiemelve a kisemlős faunát tekintve, nincs jelentős különbség az egyes nagytájak összehasonlításában. A gyakorisági értékek viszont különbséget mutatnak, tehát a természeti adottságok függvényében a különböző földrajzi régiókban jelentősen különbözhet az egyes fajok relatív abundancia értéke. Eredményeink szerint a nagytáj léptékű zsákmánylistát tekintve a gyöngybaglyok niche átfedése jelentős volt, valamint Kalivoda (2003) előzetes értékelését megerősítve a gyakorisági sorrendek nagyfokú hasonlóságát detektáltuk. Ennek ellenére, azonban taxon vagy funkcionális csoport szintjén a relatív gyakoriság különbségét mutattuk ki. Ehhez hasonlóan egyes fajok, illetve taxon párok gyakorisági viszonyainak elemzésében Schmidt (1969a, 1971b, 1973b) több tanulmánya hasonló eredményként a relatív tömegesség különbségét írta le.

A relatív abundancia nagytájakra vetített átlaga alapján a 19 éves monitorozási időszakban csak néhány faj esetén mutattunk ki országos szinten trendszerű változást. A cickányok közül a keleti cickány relatív abundancia változása enyhe növekvő trendet, míg a mezei cickány vagy a vízcickányok tömegessége csökkenő és növekvő trendek váltakozásával fluktuáló dinamikát mutatott. Angliában 1974-ben és 1997-ben végzett gyöngybagoly köpetvizsgálatok eredményét hasonlították össze 23 év elteltével, amely alapján szignifikáns különbséget mutattak ki a vörösfogú cickány fajok relatív abundanciájának változásában. Az erdei cickány tömegességének szignifikáns csökkenését, míg a törpecickány gyakoriságának szignifikáns növekedését tapasztalták (Love et al. 2000). Az NBmR 19 éves eredményei alapján a két Sorex faj relatív gyakorisági értékében nem tapasztaltunk jelentős változást, mindkét faj esetében a relatív abundancia változását leíró nemlineáris függvény alapján nem tapasztaltuk e két faj kimutatott mennyiségének jelentős változását. Ezzel szemben az Olaszországban végzett köpetvizsgálatok 40 éves adatsora alapján a cickányok időbeli csökkenését írták le, ami a teljes *Soricomorpha*, a *Sorex* fajok (*Sorex* spp.) és a keleti cickány esetén szignifikáns volt, míg további cickány fajoknál, mind a törpecickány, a Miller-vízcickány és a mezei cickány esetében is csökkenő tendenciát mutattak ki, de ezeknél a fajoknál a korrelációs koefficiens értéke nem volt szignifikáns (Milana et al. 2018).

A pocokfélék vonatkozásában eredményeink azt mutatták, hogy a vöröshátú erdeipocok relatív gyakorisága mutatott hosszabb távon növekvő tendenciát. Az átlagértékekre illesztett nem-lineáris függvény szerint 2000-2008 és 2012-2018 között két eltérő időperiódusban volt jellemző a faj köpetekből kimutatott relatív gyakoriságának növekvő tendenciája. Ez az eredmény konzisztens Love et al. (2000) tanulmányával, mivel 23 év elteltével a gyöngybagoly táplálék-összetételében az erdeipocok megnövekedett arányát mutatták ki. Ez a tanulmány az erdeiegerek (*Apodemus* spp.) esetén is az abundancia növekedéséről számolt be, azonban a 19 éves NBmR monitorozás adatai alapján Magyarország területére vonatkozóan az erdeiegerek relatív gyakorisága nem mutatott trendszerű változást. A vöröshátú erdeipocok általunk kimutatott arányának növekedése ellenére, a funkcionális csoportok szintjén az erdei fajok gyakorisági értéke nem mutatott szignifikáns trendszerű változást. Ezt az eredményt jelentősen befolyásolta az erdeiegerek (*Apodemus* spp.) adatai alapján számított gyakorisági értékek éves megoszlása, továbbá az a tény, hogy mind az erdeiegerek, mind a vöröshátú erdeipocok a nagytájakra számított átlagos abundancia értékei mutatták a többi taxonhoz viszonyított legnagyobb szóródást. Az emberi beavatkozások okozta tájmintázat változás hatását, a köpetvizsgálatok eredményeinek 10 évenkénti változására fókuszálva vizsgálták Spanyolországban. A funkcionális csoportok szintjén eredményeinkkel szemben kimutatták az erdei fajok arányának szignifikáns növekedését (Vigués et al. 2018). A spanyol tanulmány továbbá a szinántróp fajok csoportjánál mutattak ki szignifikáns növekedést (Vigués et al. 2018), ami eredményeink szerint Magyarországon is jellemző volt. A szinántróp fajok csoportjának tömegessége a teljes 19 éves monitorozási periódusra vonatkozóan lineáris függvény szerint, enyhe növekvő tendenciával változott, mutatva az emberközeli fajok gyöngybaglyok éttrendjében fokozatosan növekvő jelentőségét. A mezei pocok dominancia által meghatározott nyílt területek fajainak abundancia változása az első években növekvő, majd 2004 és 2012 között csökkenő trendet, míg az ezt követő időszakban ismét enyhe növekvő trend szerinti változást mutatott. Ezzel szemben Spanyolországban a nyílt területek fajainak gyakorisági változásában csökkenő tendenciát detektáltak (Vigués et al. 2018).

Az idézett hosszú távú nemzetközi köpetvizsgálatokkal történő összehasonlításban eredményeink az mutatták, hogy a gyöngybagoly táplálék-összetétele tükrözi a kisemlős taxonok és funkcionális csoportok elterjedésében és mennyiségi viszonyaiban bekövetkező változásokat. A nemzetközi irodalom tükrében ezek a változások nagyrészt az emberi beavatkozások következtében a tájhasználatban, és így a tájszerkezetben bekövetkező változásokra vezethetők vissza. Ennek megfelelően fontosnak tartjuk, hogy részletesebben vizsgáljuk a gyöngybagoly köpetvizsgálatok tájlepték függő változását, amely alapján pontosabb képet kaphatunk a különböző kisemlős taxonok és funkcionális csoportok relatív arányának nagytájakon belüli finomabb, az alprogram protokolljában meghatározott középtájak, mint tájszintű mintavételi egységek között feltételezett különbségéről. Továbbá a hosszú távú adatsor alapján érdemes vizsgálni, hogy a különböző kisemlős fajok gyöngybagoly táplálék-összetételében megjelenő gyakorisága milyen mértékben függ a fő zsákmanóállat, vagyis a mezei pocok különböző demográfiai fázisaiban (összeomlás, növekvő vagy csökkenő trend, csúcsfázis) jellemző abundancia értékétől. A várható eredmények jelentős mértékben hozzájárulhatnak az egyes fajok bagolyköpetekből kimutatott gyakorisági értékeire vonatkozó megfelelő interpretációk és a kapott eredményekből levonható következtetések pontosításához.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Az országos bagolyköpetek vizsgálatok, mint NBmR alprogram eddigi 19 éves működésének támogatásáért, szervezéséért és koordinálásáért hálás köszönettel tartozunk a természetmegőrzési feladatok ellátásáért felelős aktuális minisztérium munkatársainak, közöttük kiemelten Érdiné Szekeres Rozália, Varga Ildikó, Váczi Olivér, Bakó Botond, Bata Kinga, Kissné Fodor Livia, Bokor Veronika, Zsemberi Zita, Dedák Dalma támogató segítségéért. A program működésében jelentős szerepet vállaltak a nemzeti park igazgatóságok NBmR-koordinátorai, akik áldozatos munkája nélkül elképzelhetetlen lett volna a program sikeres végrehajtása, így köszönettel tartozunk Szentirmai István, Virók Viktor, Pozsonyi András, Ködöböcz Viktor, Bóta Viktória, Kovács Éva, Szépligeti Mátyás, Takács Gábor, Cservenka Judit, Bérces Sándor, Baranyai Zsolt, Dévényi Borbála és Molnár Dániel segítőkész munkájáért. Külön köszönjük a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület regionális csoportjai vezetőinek, önkénteseinek, a Gyöngybagolyvédelmi Alapítványnak, Bank Lászlónak, a Baranya Természeti Értékeiért Alapítvány elnökének és az alapítvány önkénteseinek, valamint az adott nemzeti parkok területén dolgozó minden természetvédelmi őrnek, akik részt vettek a bagolyköpetek begyűjtésében, a rendszeres mintavételezésben. Köszönjük az önkéntesek és egyetemi hallgatók áldozatos munkáját, akik a bagolyköpetek szétzedésében és feldolgozásában voltak segítségünkre. Végül köszönjük az ország területén működő egyházak és gyülekezetek, a helyi plébánosok, lelkészek, templomgondnokok, presbiterek, harangozók együttműködését, akik támogatása nélkül az egyházi épületekben (templomok, kápolnák, harangházak) nem valósult volna meg a rendszeres köpetgyűjtés.

IRODALOM

- Aars, J., Lambin, X., Denny, R., Griffin, A. 2001. Water vole in the Scottish uplands: distribution patterns of disturbed and pristine populations ahead and behind the American mink invasion front. *Animal Conservation* 4: 187-194.
- Anderson M.J. 2017. Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). Wiley StatsRef: Statistics Reference Online. 1-15.
- Andersson, M., Erlinge, S. 1977. Influence of predation on rodent populations. *Oikos* 29: 591-597.
- Andrade, A., Monjeau, A. 2014. Patterns in community assemblage and species richness of small mammals across an altitudinal gradient in semi-arid Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments* 106: 18-26.
- Andrade, A., de Menezes, J.F.S., Monjeau, A. 2016. Are owl pellets good estimators of prey abundance?. *Journal of King Saud University-Science* 28(3): 239-244.
- Andrési, P., Sódor, M. 1981a. A zsákmányállatok megoszlása fülesbagoly (*Asio otus*) köpetekben talált maradványok alapján. (*The distribution of prey animals based on the remains found in Long-eared Owl (Asio otus) pellets. In Hungarian*). *Madártani Tájékoztató* 4: 233-234.
- Andrési, P., Sódor, M. 1981b. A zsákmányállatok megoszlása a réti fülesbagoly (*Asio flammeus*) köpetekben talált maradványok alapján. (*The distribution of prey animals based on the remains found in Short-eared Owl (Asio flammeus) pellets. In Hungarian*). *Madártani Tájékoztató* 4: p. 234.
- Andrési, P., Sódor, M. 1986. Adatok fészkelő bagolyfajaink táplálkozásökológiájához. (*Foraging ecology of some owls. In Hungarian*). Magyar Madártani Egyesület II. Tudományos ülése, Szeged, 293-300 pp.
- Askew, N.P., Searle, J.B., Moore, N.P. 2007a. Prey selection in a Barn Owl *Tyto alba*. *Bird Study* 54: 130-132.
- Askew, N.P., Searle, J.B., Moore, N.P. 2007b. Agri-environment schemes and foraging of Barn Owls *Tyto alba*. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118: 109-114.
- Avery, D.M. 1999. A preliminary assessment of the relationship between trophic variability in southern African Barn Owls *Tyto alba* and climate. *Ostrich* 70(3-4): 179-186.
- Avery, D.M., Avery, G., Palmer, N.G. 2005. Micromammalian distribution and abundance in the western Cape Province, South Africa, as evidenced by Barn owls *Tyto alba* (Scopoli). *Journal of Natural History* 39(22): 2047-2071.
- Avenant, N.L. 2005. Barn owl pellets: a useful tool for monitoring small mammal communities. *Belgian Journal of Zoology* 135(suppl): 39-43.
- Baglan, A., Catzefflis, F. 2016. Barn Owl pellets collected in coastal savannas yield two additional species of small mammals for French Guiana. *Mammalia* 80(1): 91-95.
- Balčiauskas L., Balčiauskienė L. 2012. Mediterranean water shrew, *Neomys anomalus* Cabrera, 1907 – a new mammal species for Lithuania, *North-Western Journal of Zoology* 8(2): 367-369.
- Bank, L., Haraszthy, L., Horváth, A., Horváth, G.F. 2019. Nesting success and productivity of the Common Barn-owl *Tyto alba*: results from a nest box installation and long-term breeding monitoring program in Southern Hungary. *Ornis Hungarica* 27(1): 1-31.

- Barbosa, A., Lopez-Sanchez, M.J., Nieva, A. 1992. The importance of geographical variation in the diet of *Tyto alba* Scopolii in central Spain. *Global Ecology and Biogeography Letters* 2(3): 75-81.
- Bellocoq, M.I. 1998. Prey selection by breeding and non-breeding Barn Owls in Argentina. *Auk* 115: 224-229.
- Bellocoq, M.I. 2000. A review of the trophic ecology of the Barn Owl in Argentina. *Journal of Raptor Research* 34: 108-119.
- Benedek, A.M., Dumitru, A., Sbr̄arcea, R. 2007. Correlation between diet and breeding of *Tyto alba* (Scopoli, 1769) (Aves: Tytonidae). *Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa"* 1: 329-335.
- Bernard, N., Michelat, D., Raoul, F., Quéré, J.P., Delattre, P., Giraudoux, P. 2010. Dietary response of Barn Owls (*Tyto alba*) to large variations in populations of Common Voles (*Microtus arvalis*) and European Water Voles (*Arvicola terrestris*). *Canadian Journal of Zoology* 88(4): 416-426.
- Bihari, Z. 2004. A güzüegér magyarországi elterjedése és építő tevékenységének jellemzői. *Vadbiológia* 10: 107-114.
- Bihari, Z. 2007. Pírók erdeiegér (*Apodemus agrarius* Pallas, 1771) [Striped Field Mouse *Apodemus agrarius* (Pall.)]. – In: Bihari, Z., Csorba, G., Heltai, M. (eds.) Magyarország emlőseinek atlasza (*Atlas of mammals in Hungary. In Hungarian*). – Kossuth Kiadó, Budapest, pp. 179-180.
- Bonvicino, C.R., Bezerra, A.M. 2003. Use of regurgitated pellets of Barn Owl (*Tyto alba*) for inventorying small mammals in the Cerrado of Central Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 38(1): 1-5.
- Bontzorlos, V.A., Peris, S.J., Vlachos, C.G., Bakaloudis, D.E. 2005. The diet of Barn Owl in the agricultural landscapes of central Greece. *Folia Zoologica* 54(1-2): 99-100.
- Bontzorlos, V.A., Peris, S.J., Vlachos, C.G., Bakaloudis, D.E. 2009. Barn owl *Tyto alba* prey in Thessaly, and evaluation of barn owl diets throughout Greece. *Ardea* 97(4): 625-631.
- Bosé, M., Guidali, F. 2001. Seasonal and geographic differences in the diet of the Barn Owl in an agroecosystem in northern Italy. *Journal of Raptor Research* 35(3): 240-246.
- Bryja, J., Rehak, Z. 1998. Diet composition of two owl species in the Odra river floodplain (Czech Republic). *Buteo* 10: 97-102.
- Campbell, R.W., Manuwal, D.A., Harestad, A.S. 1987. Food habits of the common barn-owl in British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 65: 578-586.
- Carqueira, D., De Sousa, B., Gabrion, C., Giraudoux, P., Quéré, J. P., Delattre, P. 2006. Cyclic changes in the population structure and reproductive pattern of the water vole, *Arvicola terrestris* Linnaeus, 1758. *Mammalian Biology* 71(4): 193-202.
- Charter, M., Izhaki, I., Meyrom, K., Motro, Y., Leshem, Y. 2009. Diets of Barn Owls differ in the same agricultural region. *The Wilson Journal of Ornithology* 121(2): 378-383.
- Charter, M., Izhaki, I., Leshem, Y., Meyrom, K., & Roulin, A. 2015. Relationship between diet and reproductive success in the Israeli barn owl. *Journal of Arid Environments* 122, 59-63.
- Charter, M., Izhaki, I., Roulin, A. 2018. The relationship between intra-guild diet overlap and breeding in owls in Israel. *Population Ecology* 60(4): 397-403.
- Clark, D.R., Bunck, C.M. 1991. Trends in North American small mammals found in Common Barn Owl dietary studies. *Canadian Journal of Zoology* 69: 3093-3102.
- Cleveland, W.S., Grosse, E., Shyu, W.M. 1992. Local regression models. In: Chambers, J. & Hastie, T. (eds.) *Statistical Models in S. – Pacific Grove, California*, pp. 309-376.
- Colvin, B.A., McLean, E.B. 1986. Food habits and prey specificity of the Common Barn Owl in Ohio. *Ohio Journal of Science* 86(3): 76-80.
- Connell, D., Triggs, G.S. 1989. Rats in the diet of the Barn Owl (*Tyto alba*). *Journal of Zoology* 19(4): 685-687.
- Cox, T.F., Cox, M.A. 2000. Multidimensional scaling. Chapman and Hall/CRC
- Cserkés, T. 2004. Csíkos szöcskegér (*Sicista subtilis trizona*) fajmegőrzési tervek. (*Southern birch mouse, Sicista subtilis trizona action plans. In Hungarian*) KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest.
- Cserkés, T. 2005. Bagolyköpetekből származó erdeiegér (*Sylvaemus* subgenus, Rodentia) koponyamaradványok összehasonlító kraniometriai vizsgálata: a fajok elkülönítése és a korcsoportok szerepe. (*Comparative craniometrical analysis of subgenus Sylvaemus (Rodentia, genus Apodemus) based on cranial bones, collected from owl-pellets: determination of the species and the role of age-groups. In Hungarian*). *Állattani Közlemények* 90(1): 41-55.
- Cserkés, T. 2007. High relative frequency of *Sicista subtilis* (Dipodidae, Rodentia) in owl-pellets collected in Borsodi Mezőség (NE Hungary). *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 31: 173-177.
- Cserkés, T., Estók, P., Práger, A. 2004. A magyar csíkos szöcskegér (*Sicista subtilis trizona* Petényi, 1882) (*The Hungarian southern birch mouse subspecies Sicista subtilis trizona* (Petényi, 1882). *In Hungarian*). *Állattani Közlemények* 89(1): 3-16.
- Cserkés, T., Gubányi, A. 2008. New record of Southern birch mouse, *Sicista subtilis trizona* in Hungary. *Folia Zoologica* 57(3): 308-312.
- Cserkés, T., Gubányi, A., Farkas, J. 2008. Distinguishing *Mus spicilegus* from *Mus musculus* (Rodentia, Muridae) by using cranial measurements. *Acta Zoologica Hungarica* 54(3): 305-318.

- Cserkés, T., Török, H.A., Farkas, J., Bodnár, M., Seres, N. 2010. Southern birch mouse (*Sicista subtilis trizona*) action plan. Bükk Mammalogical Society, Eger.
- Darinot, F. 2016. The harvest mouse (*Micromys minutus* Pallas, 1771) as prey: a literature review. *Folia Zoologica* 65(2): 117-138.
- de Arruda Bueno, A., Motta-Junior, J.C. 2008. Small mammal prey selection by two owl species in southeastern Brazil. *Journal of Raptor Research* 42(4): 248-256.
- de Bruijn, O. 1994. Population ecology and conservation of the Barn Owl *Tyto alba* in farmland habitats in Liemers and Achterhoek (The Netherlands). *Ardea* 82: 1-109.
- Demeter, A. 1995. Morfometriai módszerek alkalmazása emlősök taxonómiai kutatásában. Kandidátusi értekezés. (*The application of morphometric methods in taxonomical research of small mammals. Candidate thesis. In Hungarian*). Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest 137 pp.
- Demeter, A. és Lázár, P. 1984. Morphometric analysis of field mice Apodemus: character selection for routine identification (Mammalia). *Annales historico-naturales musei nationalis Hungarici* 76: 297-322.
- Derting, T.L., Cranford, J.A. 1989. Physical and behavioral correlates of prey vulnerability to Barn Owl (*Tyto alba*) predation. *American Midland Naturalist* 121: 11-20.
- Dickman, C.R., Predavec, M., Lynam, A.J. 1991. Differential predation of size and sex classes of mice by the Barn Owl *Tyto alba*. *Oikos* 62: 67-76.
- Dövényi, Z., Ambrózy, P., Juhász, Á., Marosi, S., Mezősi, G., Michalkó, G., Somogyi, S., Szalai, Z., Tiner, T. 2010. Magyarország kistéjainak katasztere (*Inventory of microregions in Hungary. In Hungarian*). HAS Geographical Research Institute, Budapest, 876 pp.
- Durant, J.M., Hjermand, D.Ø., Handrich, Y. 2013. Diel feeding strategy during breeding in male Barn Owls (*Tyto alba*). *Journal of Ornithology* 154(3): 863-869.
- Ecke, F., Löfgren, O., Sörlin, D. 2002. Population dynamics of small mammals in relation to forest age and structural habitat factors in northern Sweden. *Journal of Applied Ecology* 39(5): 781-792.
- Endes, M., Balogh, P., Endes, P. 1991. Háromcsíkos egér (*Sicista subtilis*) Püspökladányban. (*Southern birch mouse (Sicista subtilis) in Püspökladány. In Hungarian*). *Calandrella* 5(2): 61.
- Endes, M., Harka, Á. 1998. Adatok a tiszai Alföld kisemlősfaunájához bagolyköpetvizsgálatok alapján. (*Data concerning the small mammal fauna of the Tissa lowland based on studies of owl pellets. In Hungarian*). *A puszta* 1(15): 159-167.
- Escribano, N., Galicia, D., Ariño, A.H., Escala, C. 2016. Long-term data set of small mammals from owl pellets in the Atlantic-Mediterranean transition area. *Scientific Data* 3: 160085.
- Everett, M., Prestt, I., Wgagstaffe, R. 1992. Barn and bay owls. In: J.A. Burton (Ed.) *Owls of the world, their evolution, structure and ecology*. Peter Lowe, London. pp. 35-60.
- Fast, S.J., Ambrose, H.W. 1976. Prey preference and hunting habitat selection in the Barn Owl. *American Midland Naturalist* 96: 503-507.
- Frey, C., Sonnay, C., Dreiss, A., Roulin, A. 2011. Habitat, breeding performance, diet and individual age in Swiss Barn Owls (*Tyto alba*). *Journal of Ornithology* 152(2): 279-290.
- Glue, D.E. 1971. Avian predator pellet analysis and the mammalogist. *Mammal Review* 21: 200-210.
- Goguen, C.B. 2016. Use of Barn Owl (*Tyto alba*) pellets as a potential method to study a rare rodent population in northeastern New Mexico. *Western North American Naturalist* 76(1): 128-135.
- González Fischer, C.M., Codesido, M., Teta, P., Bilenca, D. 2011. Seasonal and geographic variation in the diet of Barn Owls (*Tyto alba*) in temperate agroecosystems of Argentina. *Ornitología Neotropical* 22: 295-305.
- González Fischer, C.M., Baldi, G., Codesido, M., Bilenca, D. 2012. Seasonal variations in small mammal-landscape associations in temperate agroecosystems: a study case in Buenos Aires province, central Argentina. *Mammalia* 76: 399-406.
- Gotelli, N.J., Hart, E.M., Ellison, A.M. 2015. EcoSimR: Null model analysis for ecological data. R Package Version 0.1.0. Available at github.com/gotellilab/EcoSimR. Accessed August, 29, 2017
- Groenen, P.J., Velden, M. 2014. Multidimensional scaling. Wiley StatsRef: Statistics Reference Online.
- Gubányi, A. 2007. Északi pocok *Microtus oeconomus* (Root Vole). In: Bihari, Z., Csorba, G., Heltai, M. (eds.) *Magyarország emlőseinek atlasza* (Atlas of mammals in Hungary. in Hungarian with English Summary). Kossuth Kiadó, Budapest, pp. 164-165.
- Gubányi, A., Horváth, Gy., Mészáros, F. 2004. Az északi pocok (*Microtus oeconomus*) populációk hazai kutatottsága. *Természetvédelmi Közlemények* 11: 179-195.
- Gubányi, A., Dudich, A., Stollmann, A., Ambros, M. 2009. Distribution and conservation management of the root vole (*Microtus oeconomus*) populations along the Danube in Central Europe (Rodentia: Arvicolinae). *Lynx* 40: 29-42.
- Haim, A., Rozenfeld, A., Izhaki, I. 1997. Post-fire response of shrews (*Crocidura suaveolens*) on Mount Carmel, Israel. *Mammalia* 61: 527-536.
- Hastie, T., Tibshirani, R. 1990. Exploring the nature of covariate effects in the proportional hazards model. *Biometrics* 1005-1016.

- Heisler, L.M., Somers, C.M., Poulin, R.G. 2014. Rodent populations on the northern Great Plains respond to weather variation at a landscape scale. *Journal of Mammalogy* 95(1): 82-90.
- Heisler, L.M., Somers, C.M., Poulin, R.G. 2016. Owl pellets: a more effective alternative to conventional trapping for broad-scale studies of small mammal communities. *Methods in Ecology and Evolution* 7(1): 96-103.
- Herczeg, R. & Horváth, G.F. 2015. Species composition and nestedness of small mammal assemblages in two disturbed marshlands. *North-Western Journal of Zoology* 11(2): 183-193.
- Herzig-Straschil, B., Bihari, Z., Spitzenberger, F. 2003. Recent changes in the distribution of the Field Mouse (*Apodemus agrarius*) in the western part of the Carpathian basin. *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien* 105B: 421-428.
- Hindmarch, S., Elliott, J.E. 2015. A specialist in the city: the diet of Barn Owls along a rural to urban gradient. *Urban Ecosystems* 18(2): 477-488.
- Horváth, Gy. 1994. Kisemlősfauisztikai vizsgálatok a gyöngybagoly (*Tyto alba* Scop., 1769) köpetanalízise alapján Baranya megyében. (*Investigation of the small mammal fauna in Baranya county on the basis of Barn Owl (Tyto alba Scop. 1769) pellet analysis. In Hungarian*). *Állattani Közlemények* 80: 71-78.
- Horváth, Gy. 1995. Adatok a Dráva-sík kisemlős faunájához (Mammalia: Insectivora, Rodentia) gyöngybagoly (*Tyto alba* Scop.) köpetvizsgálata alapján. (*Data to the small mammal fauna (Mammalia: Insectivora, Rodentia) of Dráva lowland, Hungary based on casts of Barn Owl (Tyto alba Scop.)*). *In Hungarian*). *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* 8: 203-210.
- Horváth, Gy. 1998. Kisemlős (Mammalia) faunisztikai vizsgálatok a gyöngybagoly (*Tyto alba*) köpetanalízise alapján a Dráva mentén (1995-1997) (*Investigations of the small mammal fauna of the Dráva lowland, based on Barn Owl (Tyto alba) pellet analysis between 1995-1997. In Hungarian*). *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* 9: 475-488.
- Horváth, Gy. 1999. A gyöngybagoly (*Tyto alba* Scop., 1769) köpetvizsgálatának tíz éve Baranya megyében (1985-1994) (*Ten years of Barn Owl (Tyto alba Scop., 1769) pellet analysis in county Baranya. In Hungarian*). *Állattani Közlemények* 84: 63-77.
- Horváth, Gy. 2000a. Comparative analysis of the small mammal fauna of the River Drava plain region. I. Species richness, diversity and biomass based on the analysis of Barn Owl *Tyto alba* (Scop., 1769) pellets. *Tiscia* 32: 47-53.
- Horváth, Gy. 2000b. A gyöngybagoly (*Tyto alba*) köpeteiből kimutatott kisemlős-összetétel tájökölógiai szempontú értékelése a Villányi-hegység mentén. (*Landscape ecological assessment of the small mammal fauna of the Villány Hills, South Hungary, as inferred from Barn Owl (Tyto alba) pellets. In Hungarian*). *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* 10: 407-416.
- Horváth, Gy. 2005. Országos szintű bagolyköpet gyűjtésekre alapozott kisemlős monitorozás (Módosított protokoll). (*Small mammal monitoring based on national level owl pellets collections (Modified protocol)*). *In Hungarian*) Pécsi Tudományegyetem Állatökológia Tanszék, Pécs, Magyarország, 15 pp.
- Horváth, Gy. 2007a Mezei cickány *Crocidura leucodon* (Bicoloured White-toothed Shrew). – In: Bihari, Z., Csorba, G., Heltai, M. (eds.). Magyarország emlőseinek atlasza (Atlas of mammals in Hungary, in Hungarian with English Summary) Kossuth Kiadó, Budapest, pp. 52-63.
- Horváth, Gy. 2007b Keleti cickány *Crocidura suaveolens* (Lesser White-toothed Shrew). – In: Bihari, Z., Csorba, G., Heltai, M. (eds.). Magyarország emlőseinek atlasza (Atlas of mammals in Hungary, in Hungarian with English Summary) Kossuth Kiadó, Budapest, pp. 56-57.
- Horváth, Gy. 2007c Csalitjáró pocok *Microtus agrestis* (Field Vole). In: Bihari, Z., Csorba, G., Heltai, M. (eds.) Magyarország emlőseinek atlasza (Atlas of mammals in Hungary. in Hungarian with English Summary). Kossuth Kiadó, Budapest, pp. 160-161.
- Horváth, Gy. 2007d Közönséges földipocok *Microtus subterraneus* (Common Pine Vole). In: Bihari, Z., Csorba, G., Heltai, M. (eds.) Magyarország emlőseinek atlasza (Atlas of mammals in Hungary. in Hungarian with English Summary). Kossuth Kiadó, Budapest, pp. 168-169.
- Horváth, Gy., Jeney, K. 1998. Adatok a kisemlősfauna indirekt monitorozó vizsgálatához egy gyöngybagoly pár (*Tyto alba*) három éves köpetvizsgálata alapján. (*Additional data on the indirect monitoring of small mammal fauna based on a three-year pellet analytical study of a Barn Owl pair. In Hungarian*). *Természetvédelmi Közlemények* 7: 97-115.
- Horváth, Gy., Molnár, D., Nagy, T. 2003. Gyöngybagoly köpetekből kimutatott kisemlősök közösségeinek vizsgálata a vadászterületek foltelemzésével. (*Small mammal community analysis from Barn Owl Tyto alba pellets, by patch analysis of hunting territories. In Hungarian*) *Természetvédelmi Közlemények* 10: 111-130.
- Horváth, Gy., Gubányi, A. 2004. Az északi pocok (*Microtus oeconomus*) populációk jövője: fennmaradásukat befolyásoló tényezők, természetvédelmi stratégiák. *Természetvédelmi Közlemények* 11: 587-595.
- Horváth, Gy., Pogány, Á., Hamburger, K., Schäffer, D. 2004. A védett csalitjáró pocok, *Microtus agrestis* (Linnaeus, 1761) országos elterjedése az 1999-ig gyűjtött adatok alapján. *Természetvédelmi Közlemények* 11: 597-606.

- Horváth, G., Molnár, D., Németh, T., Csete, S. 2005. Landscape ecological analysis of Barn Owl pellet data from the Drava lowlands, Hungary. *Natura Somogyiensis* 7: 179-189.
- Horváth, Gy., Gubányi, A. 2006. Északi pocok (*Microtus oeconomus mehelyi*). Fajmegőrzési tervek. (Pannonian Root Vole (*Microtus oeconomus mehelyi*), action plans. In Hungarian) KvVM Természetvédelmi Hivatal. Budapest, 20 pp.
- Horváth, Gy., Dudás, R. 2007. Kisemlős faunisztikai adatok a Mecsek hegység menti települések bagolyköpet mintáinak vizsgálata alapján (Small mammal faunistic data based on barn owl pellet samples from villages along Mecsek Mountains (SW Hungary). In Hungarian). *Acta Naturalia Pannonica* 2: 207-221.
- Horváth, Gy., Kovács, Zs. E. Dudás, R. 2008. Kisemlősök monitorozása két különböző síksági területen: indirekt abundancia adatok összehasonlítása tájléptékű skálán. (Small mammal monitoring in two different plain regions: comparing indirect abundance details on landscape scale. In Hungarian). *Természetvédelmi Közlemények* 14: 75-89.
- Horváth, G.F. & Tóth, D. 2018. Abundance of bank vole (*Myodes glareolus* Schreb.) as an indicative factor of different forest structure and management in the Drava plain region. *Šumarski list* 142(3-4): 161-170.
- Horváth, A., Morvai, A., Horváth, G.F. 2018. Food-niche pattern of the Barn Owl (*Tyto alba*) in intensively cultivated agricultural landscape. *Ornis Hungarica* 26(1): 27-40.
- Hözl, M., Krištofik, J., Darolová, A., Hoi, H. 2011. Food preferences and mound-building behaviour of the mound-building mice *Mus spicilegus*. *Naturwissenschaften* 98(10): 863
- Jacob, J., Manson, P., Barfknecht, R., Fredricks, T. 2014. Common Vole (*Microtus arvalis*) ecology and management: implications for risk assessment of plant protection products. *Pest Management Science* 70(6): 869-878.
- Jaksic, F.M., Seib, R.L., Herrera, C.M. 1982. Predation by the Barn Owl (*Tyto alba*) in Mediterranean habitats of Chile, Spain and California: A comparative approach. *American Midland Naturalist* 107: 151-162
- Jaksic, F.M., Feinsinger, P., Jiménez, J.E. 1993. A long-term study on the dynamics of guild structure among predatory vertebrates at a semi-arid Neotropical site. *Oikos* 67: 87-96.
- Jánossy D., Schmidt E. 1970. Die Nahrung des Uhus (*Bubo bubo*) Regionale und erzeitliche Änderungen. (In German). *Bonner zoologische Beiträge* 21(1-2): 25-51.
- Jánoska, F. 1992. Réti fülesbagoly (*Asio flammeus*) köpetvizsgálatok. (The Analysis of the Short-eared Owl (*Asio flammeus*) Pellets. In Hungarian). *Szelkiáltó* 4: 4-5.
- Jánoska, F. 1993. Adatok a réti fülesbagoly (*Asio flammeus*) téli táplálkozásához a Fertő-tájón. (Winter food of the Short-eared Owl (*Asio flammeus*) in the Region of Lake Fertő) *Aquila* 100: 189-192.
- Kalivoda, B. 1993. Kisemlős faunisztikai és populációdinamikai összehasonlító vizsgálatok Jász-Nagykun-Szolnok megyében gyöngybagoly (*Tyto alba*) köpetek alapján (Vizsgálati módszerek). (Faunistic and population-dynamical comparative researcher of small mammals in Jász-Nagykun-Szolnok County on the basis of pellets of Barn Owl. In Hungarian) *Tisicum* VIII.: 9-30.
- Kalivoda, B. 1999. A magyar bagoly-táplálkozástani irodalom annotált bibliográfiája. (The annotated bibliography of the Hungarian literature on owl food. In Hungarian) *Crisicum* 2: 221-254.
- Kalivoda, B. 2003. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) kisemlős mintavételezésének felülvizsgálata. (Revision of Hungarian Biodiversity Monitoring System's small mammal sampling. Manuscript in Hungarian). Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas 39 pp.
- Kalivoda, B. 2010. Kisemlős közösségek köpet minták alapján történő vizsgálatának elméleti alapjai. (The Theoretical Basis of the Investigation of Populations of Small Mammal Species According to the Vomit Samples. In Hungarian) *Crisicum* 6: 213-236.
- Kalmár, S., Riezing, N. 2017. Az északi pocok (*Microtus oeconomus mehelyi*) élőhelyválasztása és állományainak vizsgálata Győr-Moson-Sopron megyében. (Habitat choice and population survey of the pannonian root vole (*Microtus oeconomus mehelyi*) in Győr-Moson-Sopron County. In Hungarian). In: Takács, G., Pellinger, A. (eds.) Kutatások a Fertő-Hanság Nemzeti Parkban I. Tanulmánygyűjtemény. (Researches of Fertő-Hanság National Park I. Monograph). RENCE (A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság tanulmánykötetei) Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród, pp. 139-199.
- Katona, K., Vácz, O., Albäcker, V. 2004: Emlősök: a güzüegér (*Mus spicilegus*) (HBMS protokoll). (Mammals: mound-building mouse (*Mus spicilegus*)(HBMS protocol)). In Hungarian) Eötvös Loránd Tudományegyetem Etológia Tanszék, Göd, Magyarország, 5 pp.
- Kitowski, I. 2013. Winter diet of the barn owl (*Tyto alba*) and the long-eared owl (*Asio otus*) in Eastern Poland. *North-western Journal of Zoology* 9(1): 16-22.
- Klein, R.G., Cruz-Urbe, K. 1984. The analysis of animal bones from archeological sites. University of Chicago Press, Chicago, IL.
- Knorre, D. von 1973. Jagdgebiet und täglicher Nahrungsbedarf der Schleiereule (*Tyto alba* Scopoli) (Hunting area and daily nutritional needs of barn owl (*Tyto alba* Scopoli). In German). *Zoologische Jahrbücher, Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere* 100: 301-320.

- Korpimäki, E. 1987. Prey caching of breeding Tengmalm's owls *Aegolius funereus* as a buffer against temporary food shortage. *Ibis* 129: 499-510.
- Kotler, B.P., Brown, J.S., Smith R.J., Wirtz, W.O. 1988. The effects of morphology and body size on rates of owl predation on desert rodents. *Oikos* 53: 145-152.
- Kovács, Zs. E. Cserkész, T. 2006. A Hevesi-sík kisméltős faunája bagolyköpetek vizsgálata alapján. (*Small mammal fauna of the Hevesi plain region based on owl pellet analysis. In Hungarian*). *Folia Historico naturalia Musei Matraensis* 29: 195-202.
- Kross, S.M., Bourbour, R.P., Martinico, B.L. 2016. Agricultural land use, Barn Owl diet, and vertebrate pest control implications. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 223: 167-174.
- Kryštufek, B., Macholán, M. 1998. Morphological differentiation in *Mus spicilegus* and the taxonomic status of mound-building mice from the Adriatic coast of Yugoslavia. *Journal of Zoology* 245(2): 185-196.
- Lambin, X., Aars, J., Pieltney, S.B., Telfer, S. 2004: Inferring pattern and process in small mammal metapopulations: insights from ecological and genetic data. In: Hanski, I. & Gaggiotti, O. (eds.): *Ecology, genetics and evolution of metapopulations*. Elsevier Academic Press, pp. 515-540.
- Lambin, X., Bretagnolle, V., Yoccoz, N.G. 2006. Vole population cycles in northern and southern Europe: is there a need for different explanations for single pattern? *Journal of Animal Ecology* 75: 340-349.
- Lanszki J., Rozner Gy. 2007: Kisméltősök vizsgálata, különös tekintettel az északi pocok (*Microtus oeconomus ssp. mehelyi* (Ehik, 1928) elterjedésére a Balatoni Nagybereken. *Natura Somogyiensis* 10: 365-372.
- Lanszki, J., Rozner, Gy., Széles, L.G. 2015: A Pogány-völgyi rétek Natura 2000 terület kisméltős közösségének vizsgálata, különös tekintettel az északi pocok (*Microtus oeconomus*) előfordulására. *Natura Somogyiensis* 27: 107-114.
- Latková, H. 2008. Seasonal changes in food composition of the Barn Owl (*Tyto alba*) in the northern part of the "Záhorie" region. *Slovak Raptor Journal* 2: 107-112.
- Leonardi, G. & Dell'Arte, G.L. 2006. Food habits of the Barn Owl (*Tyto alba*) in a steppe area of Tunisia. *Journal of Arid Environments* 65(4): 677-681.
- Lepš, J., Šmilauer, P. 2003. *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge university press, Cambridge, UK
- Leveau, L.M., Teta, P., Bogdaschewsky, R., Pardiñas, U.F. 2006. Feeding habits of the Barn Owl (*Tyto alba*) along a longitudinal-latitude gradient in central Argentina. *Ornitología Neotropical* 17(3): 353-362.
- Litvinov, Y.N., Abramov, S.A., Panov, V.V. 2013. Significance of rodent population dynamics for the formation of long-term community structure. *Russian Journal of Ecology* 44(4): 336-345.
- Love, R.A., Webber, C., Glue, D.E., Harris, S. 2000. Changes in the food of British Barn Owls (*Tyto alba*) between 1974 and 1997. *Mammal Review* 30: 107-129.
- Lyman, R.L. 2012. Rodent-prey content in long-term samples of Barn Owl (*Tyto alba*) pellets from the northwestern United States reflects local agricultural change. *The American Midland Naturalist* 167(1): 150-163.
- Macdonald, D.W., Mace, G., Rushton, S.P. 1998. *Proposals for the Future Monitoring of British Mammals*. Peterborough. DETR, London, with JNCC.
- Macholán, M. 1996. Key of the European house mice (*Mus*). *Folia Zoologica* 45(3): 209-217.
- Marti, C.D. 1988. A long-term study of food-niche dynamics in the Common Barn Owl: comparisons within and between populations. *Canadian Journal of Zoology* 66(8): 1803-1812.
- Marti, C.D. 2010. Dietary trends of Barn Owls in an agricultural ecosystem in Northern Utah. *Wilson Journal of Ornithology* 122(1): 60-67.
- Marti, C.D., Alan, F.P., Bevier, L.R. 2005. Barn Owl (*Tyto alba*). In: A. Poole (ed.). *The birds of North America Online* (Ithaca: Cornell Laboratory of Ornithology; The Birds of North America Online database: <http://bna.birds.cornell.edu/BNA/account/Barn_Owl/> (1 June 2007).
- Massa, C., Teta, P., Cueto, G.R. 2014. Effects of regional context and landscape composition on diversity and composition of small rodent assemblages in Argentinian temperate grasslands and wetlands. *Mammalia* 78(3): 371-382.
- Mazurkiewicz, M., Rajaska-Jurgiel, E. 1989: Spatial behaviour and population dynamic of woodland rodents. *Acta Theriologica* 43: 137-161.
- Mátics, R. 1991. Adatok a gyöngybagoly (*Tyto alba*) éves táplálkozási ritmusához. (*Records for the annual foraging rhythm of the Barn Owl (Tyto alba). In Hungarian*). The 3rd Scientific Meeting of the Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society, pp. 290-298.
- Mátics, R. 2008. Az északi pocok (*Microtus oeconomus*, Pallas 1776) újabb lelőhelye és a fragmentáció lehetséges története Magyarországon. *Természetvédelmi Közlemények* 14: 131-133.
- März, R. 1972. *Gewöll- und Rupfungskunde (The science of pellets and pluck. In German)*. – Akademie Verlag, Berlin, 398 pp.
- McArdle, B.H., Anderson, M.J. 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology* 82(1): 290-297.

- McDowell, M.C., Medlin, G.C. 2009. The effects of drought on prey selection of the Barn Owl (*Tyto alba*) in the Strzelecki Regional Reserve, north-eastern South Australia. *Australian Mammalogy* 31(1): 47–55.
- Mikkola, H. 1983. Owls of Europe. T. & AD Poyser, Calton. 397 p.
- Milana, G., Lay, M., Maiorano, L., Luiselli, L., Amori, G. 2016. Geographic patterns of predator niche breadth and prey species richness. *Ecological Research* 31: 111–115.
- Milana, G., Luiselli, L., Amori, G. 2018. Forty years of dietary studies on Barn Owl (*Tyto alba*) reveal long term trends in diversity metrics of small mammal prey. *Animal Biology* 68(2): 129–146.
- Milchev, B. 2015. Diet of Barn Owl *Tyto alba* in Central South Bulgaria as influenced by landscape structure. *Turkish Journal of Zoology* 39(5): 933–940.
- Milchev, B., Boev, Z., Kodjabashev, N. 2006. Breeding distribution and diet composition of the barn owl *Tyto alba* (Scopoli, 1769), (Aves: Strigiformes) in the North-Western Upper Thracian plain (Bulgaria). *Acta Zoologica Bulgarica* 58: 83–92.
- Miltschev, B., Boev, Z., Georgiev, V. 2004. Die Nahrung der Schleiereule (*Tyto alba*) in Südost-Bulgarien. (Food of the Barn Owl (*Tyto alba*) in South-eastern Bulgaria. In German). *Egretta* 47: 66–77.
- Millán de la Peña, N.M., Butet, A., Delettre, Y., Paillat, G., Morant, P., Le Du, L., Burel, F. 2003. Response of the small mammal community to changes in western French agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 18(3): 265–278.
- Mitchell-Jones, A.J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Kryštufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vobralik, V., Zima, J. 1999. The Atlas of European Mammals. Academic Press, London, 250 pp.
- Morris, P. 1979. Rats in the diet of the Barn Owl (*Tyto alba*). *Journal of Zoology* 189(4): 540–545.
- Murdoch, W.W. 1969. Switching in general predators: experiments on predators specificity and stability of prey population. *Ecological Monographs* 39: 335–354.
- Muzyka, V.Y., Nazarova, G.G., Potapov, M.A., Potapova, O.F., Evsikov, V.I. 2010. The Effect of Habitat Hydrology on Intraspecific Competition, Settlement Structure, and Reproduction in the Water Vole (*Arocolia terrestris*). *Contemporary Problems of Ecology* 3 (5): 606–610.
- Nowak, R.M. 1999. Insectivora Soricidae. In: Walker's Mammals of the World. John Hopkins University Press, Baltimore, pp. 789–793.
- Obuch, J., Benda, P. 2009. Food of the barn owl (*Tyto alba*) in the Eastern Mediterranean. *Slovak Raptor Journal* 3: 41–50.
- Obuch, J. 2011. Spatial and temporal diversity of the diet of the tawny owl (*Strix aluco*). *Slovak Raptor Journal* 5: 1–120.
- Obuch, J., Danko, Š., Noga, M. 2016. Recent and subrecent diet of the barn owl (*Tyto alba*) in Slovakia. *Slovak Raptor Journal* 10(1): 1–50.
- Ogada, D. 2018. Insights into the natural history of the little known Maned Rat *Lophiomys imhausi* through examination of owl pellets and prey remains. *Journal of East African Natural History* 107(1): 1–7.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B. 2018. vegan: Community Ecology Package. R Package Version 2.4–6.
- Paspali, G., Oruci, S., Koni, M., Wilson, I.F., Kryštufek, B., Bego, F. 2013. Seasonal variation of small mammals in the diet of the Barn Owl (*Tyto alba*) in the Drinos River valley, southern Albania. *Turkish Journal of Zoology* 37(1): 97–105.
- Perrin, M.R. 1982. Prey specificity of the Barn Owl in the Great Fish River valley of the eastern Cape Province. *South African Journal of Wildlife Research* 12: 14–25.
- Petrov, B. 1992. Mammals of Yugoslavia - Insectivores and Rodents. *Nat. Hist Mus. Suppl.* 37. Beograd 186 pp.
- Petrovici, M., Molnar, P., Sandor, A.D. 2013. Trophic niche overlap of two sympatric owl species (*Asio otus* Linnaeus, 1758 and *Tyto alba* Scopoli, 1769) in the North-Western part of Romania. *North-Western Journal of Zoology* 9(2): 250–256.
- Pezzo, F., Morimando, F. 1995. Food habits of the Barn Owl, *Tyto alba*, in a Mediterranean rural area: Comparison with the diet of two sympatric carnivores. *Italian Journal of Zoology* 62(4): 369–373.
- Popov, V., Milchev, B., Georgiev, V., Dimitrov, H., Chassovnikarova, T. 2004. Landscape distributional pattern and craniometry of *Suncus etruscus* (Mammalia: Insectivora, Soricidae) in South-East Bulgaria. *Acta Zoologica Bulgarica* 56(3): 299–312.
- Poteaux, C., Busquet, N., Gouat, P., Katona, K., Baudoin, C. 2008. Socio-genetic structure of mound-building mice, *Mus spicilegus*, in autumn and early spring. *Biological Journal of the Linnean Society* 93(4): 689–699.
- Purger, J.J. 1989. New finding of Meadow Vole, *Microtus agrestis* (L. 1761) in Vojvodina. - Bulletin of the Natural History Museum in Belgrade 43–44: 203.
- Purger, J. J., Krsmanovic, L. 1989. A diet of the long-eared owl *Asio otus* L. 1758 in west Backa (Vojvodina, Yugoslavia). *Archives of Biological Sciences* 41(1–2): 93–102.

- Purger, J.J. 1996. A Boronka-melléki Tájvédelmi Körzet keleti határvidékének (Somogy megye) kisemlős faunája, gyöngybagoly, *Tyto alba* (Scopoli, 1769) köpetek vizsgálata alapján. (*Small mammal fauna of the eastern, border part of Boronka landscape protection area (country Somogy), as obtained by Barn owl, Tyto alba (Scopoli, 1769) pellet analysis. In Hungarian.* Somogyi Múzeumok Közleményei 12: 299-302.
- Purger, J.J. 1997. A csokonyavisontai halastavak (Somogy megye) környékének kisemlős faunája, gyöngybagoly köpetek vizsgálata alapján. (*Small mammal fauna of the surroundings of the fish ponds near Csokonyavisonta (county Somogy) obtained by barn owl pellet analysis. In Hungarian.* Természetvédelmi Közlemények 5-6: 105-109.
- Purger, J.J. 1998. A Dráva mente Somogy megyei szakaszának kisemlős (Mammalia) faunája, gyöngybagoly, *Tyto alba* (Scopoli, 1769) köpetek vizsgálata alapján. (*Small mammal fauna of the region of Dráva river in country Somogy (Hungary), obtained by Barn Owl, Tyto alba (Scopoli, 1769) pellet analysis. In Hungarian.* Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat 9: 489-500.
- Purger, J.J. 2002. A Somogyszob, Hajmás és Kálmánca közötti térség kisemlős faunája, gyöngybagoly *Tyto alba* (Scopoli, 1769) köpetek vizsgálata alapján. (*Small mammal fauna of the region between Somogyszob, Hajmás and Kálmánca based on Barn Owl Tyto alba (Scopoli, 1769) pellet analysis. In Hungarian.* Natura Somogyiensis 3: 99-110.
- Purger, J.J. 2004. Varázsló, Somogysárd, Iharos és Csököly környékének, valamint az általuk határolt térség (Somogy megye) kisemlős faunája, gyöngybagoly *Tyto alba* (Scopoli, 1769) köpetek vizsgálata alapján. (*Small mammal fauna of the region between Varázsló, Somogysárd, Iharos and Csököly (county Somogy, Hungary), based on Barn Owl Tyto alba (Scopoli, 1769) pellet analysis. In Hungarian.* Somogyi Múzeumok Közleményei 16: 409-419.
- Purger, J.J. 2005. Kaposvár és környékének (Somogy megye) kisemlős faunája, gyöngybagoly *Tyto alba* (Scopoli, 1769) köpetek vizsgálata alapján. (*Small mammal fauna of Kaposvár and its surroundings (county Somogy, Hungary), based on Barn Owl Tyto alba (Scopoli, 1769) pellet analysis. In Hungarian.* Folia Historico Naturalia Musei Matraensis 29: 203-215.
- Purger, J.J. 2008. Öreglak, Kürtöspuszta, Törökkoppány és Kazsok környékének (Somogy megye), valamint az általuk határolt térség kisemlős-faunájának vizsgálata, gyöngybagoly (*Tyto alba* (Scopoli, 1769)) köpetek alapján. (*Small mammal fauna of the region between Öreglak, Kürtöspuszta, Törökkoppány and Kazsok (Somogy county, Hungary), based on Barn Owl Tyto alba (Scopoli, 1769) pellet analysis. In Hungarian.* Állattani Közlemények 93(1): 65-76.
- Purger, J.J. 2013. Kisemlősök faunisztikai felmérése Somogy megye északkeleti részén, gyöngybagoly *Tyto alba* (Scopoli, 1769) köpetek vizsgálata alapján (*Small mammal fauna survey in north-eastern part of Somogy county (Hungary), based on Barn Owl Tyto alba (Scopoli, 1769) pellet analysis. In Hungarian.* Kaposvári Rippel-Rónai Múzeum Közleményei 1, 81-90.
- Purger, J.J. 2014a. Kisemlősök faunisztikai felmérése Somogy megye északkeleti részén, gyöngybagoly *Tyto alba* (Scopoli, 1769) köpetek vizsgálata alapján (*Small mammal fauna survey in north-eastern part of Somogy county (Hungary), based on Barn Owl Tyto alba (Scopoli, 1769) pellet analysis. In Hungarian.* Kaposvári Rippel-Rónai Múzeum Közleményei 1: 81-90.
- Purger, J.J. 2014b. Survey of the small mammal fauna in north-western Somogy county (Hungary), based on Barn Owl *Tyto alba* (Scopoli, 1769) pellet analysis. *Natura Somogyiensis* 24: 293-304.
- R Core Team 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Riezing N. és Kalmár S. 2014. Északi pocok (*Microtus oeconomus mehelyi*) a Kisalföld keleti felében (A new occurrence of the Root vole (*Microtus oeconomus mehelyi*) in Hungary. In Hungarian). Természetvédelmi Közlemények 20: 50–58.
- Rodríguez, C., Peris, S. 2007. Habitat associations of small mammals in farmed landscapes: implications for agri-environmental schemes. *Animal Biology* 57: 301-314.
- Rocha, R.G., Ferreira, E., Leite, Y.L.R., Fonseca, C., Costa, L.P. 2011. Small mammals in the diet of Barn Owls, *Tyto alba* (Aves: Strigiformes) along the mid-Araguaia River in central Brazil. *Zoologia* 28: 709-716.
- Roulin, A. 2004. The function of food stores in bird nests: observations and experiments in the Barn Owl *Tyto alba*. *Ardea* 92: 69-78.
- Ruprecht, A.L. 1979. Food of the Barn Owl, *Tyto alba guttata* (CL Br.) from Kujawy. *Acta Ornithologica* 16(19): 493-511.
- Saucy, F. 1994. Density dependence in time series of the fossorial form of the water vole, *Arvicola terrestris*. *Oikos* 7: 381-392.
- Saufi, S., Ravindran, S., Hamid, N.H., Abidin, C.M.R.Z., Ahmad, H., Ahmad, A.H., Salim, H. 2019. Diet composition of introduced Barn Owls (*Tyto alba javanica*) in urban area in comparison with agriculture settings. *BioRxiv*, 574277.
- Sándor, A.D. 2009. The summer diet of Barn Owl (*Tyto alba*) (Aves: Strigiformes) in the southern part of Danube delta biosphere reserve. *Acta Zoologica Bulgarica* 61: 87-92.

- Schaefer, H. 1932. Die Artbestimmung der deutschen Anuren nach dem Seiet. (Species determination of german frogs based on the skeleton. In German). *Zeitschrift für Anatomie und Entwicklungsgeschichte* 97: 767-779.
- Schmidt, E. 1965. Über die Winternahrung der Waldohreulen in der VR Ungarn. (*On the winter food of Long-eared Owls in the VR of Hungary. In German*). *Zoologische Abhandlungen* 27(13): 307-317.
- Schmidt, E. 1966. Daten zur täglichen Beutemenge der Schleiereule in Natur- und Kulturgebieten. (*Data on the amount of Barn Owl's daily prey consumption in natural and cultural areas. In German*). *Vertebrata Hungarica* 8: 123-133.
- Schmidt, E. 1967a. Néhány adat a gyöngybagoly táplálkozásbiológiájához. (*Supplements for the feeding ecology of Barn Owl. In Hungarian and German*) *Aquila* 1973-1974: 109-119.
- Schmidt, E. 1967b. Bagolyköpetvizsgálatok. (*Owl pellet analyses. In Hungarian*) *A Madártani Intézet Kiadványa*, Budapest 130 pp.
- Schmidt, E. 1967c. Vergleichende und populationsstatistische Untersuchungen an Unterkiefern der Feld- und Gartenspitzmaus, *Crocidura leucodon* (Hermann, 1780) und *Crocidura suaveolens* (Pallas, 1811), in Ungarn. *Säugetierkundliche Mitteilungen* 15: 61-67.
- Schmidt, E. 1968. Über die Massenvermehrung der Zwergmaus, *Micromys minutus* (Pallas, 1771), in Ungarn an Hand von Untersuchungen von Waldohreulengewöllen. *Säugetierkundliche Mitteilungen* 16: 30-34.
- Schmidt, E. 1969a. Adatok egyes kisemlős fajok elterjedéséhez Magyarországon, bagolyköpet vizsgálatok alapján (Előzetes jelentés). (Daten zur Verbreitung einiger Kleinsäugerarten in Ungarn, an Hand von Eulengewöllenuntersuchungen (Vorläufiger Bericht) *In Hungarian*). *Vertebrata Hungarica* 11(1-2): 137-153.
- Schmidt, E. 1969b. Über die Koronoidhöhe als Trennungsmerkmal bei den Neomys-Arten in Mitteleuropa sowie über neue Neomys-Fundorte in Ungarn. *Säugetierkundliche Mitteilungen* 17: 132-136.
- Schmidt, E. 1970. A gyöngybagoly (*Tyto alba*) és az erdei fülesbagoly (*Asio otus*) legfontosabb táplálékállatai Magyarországon (*The most important prey species of Barn Owl (Tyto alba) and Long-eared Owl (Asio otus) in Hungary. In Hungarian*). *Aquila* 76-77: 55-64.
- Schmidt, E. 1971a. Neue Funde der Steppenbirkenmaus, *Sicista subtilis* (Pallas, 1773) *Säugetierkundliche Mitteilungen* 19: 348-388.
- Schmidt, E. 1971b. Beispile zur Bedeutung von Gewöllenuntersuchungen für die Kenntnis der Kleinsäugerwelt in einen engeren tiergeographischen Bezirk (Ungarn) (). *Säugetierkundliche Mitteilungen* 19: 44-48.
- Schmidt, E. 1971c. Hamsterfunde in Eulengewöllen. *Zool. Abh. Mus. Tierk. Dresden* 30: 219-222.
- Schmidt, E. 1972. Über die Vogelnahrung der Schleiereule *Tyto alba* und der Waldohreule *Asio otus* in Ungarn. (*About the bird food of the Barn Owl Tyto alba and the Long-eared Owl Asio otus in Hungary. In German*) *Ornis Fennica* 49(3-4): 98-102.
- Schmidt, E. 1973a. Die Nahrung der Schleiereule in Europa. *Zeitschrift für Angewandte Zoologie* 60: 43-70.
- Schmidt, E. 1973b. A gyöngybagoly (*Tyto alba*) és az erdei fülesbagoly (*Asio otus*) legfontosabb táplálékállatai Magyarországon. (*The most important prey of the Barn Owl (Tyto alba) and the Long-eared Owl (Asio otus) in Hungary. In Hungarian*) *Aquila* 76-77: 55-64.
- Schmidt, E. 1973c. Über die mengenmässige Verteilung einiger Spitzmausarten in Ungarn. (*About the quantitative distribution of some shrew species in Hungary*) *Acta Theriologica* 15: 281-288.
- Schmidt, E. 1974a. Pele előfordulási adatok bagolyköpetekből. *Állattani Közlemények* 61: 117-118.
- Schmidt, E. 1974b. Die Verbreitung der Erdmaus, *Microtus agrestis* (Linné, 1761) in Ungarn. *Säugetierkundliche Mitteilungen* 22: 61-64.
- Schmidt, E. 1974c. Über die Verbreitung und Wohndichte der Kleinwühlmaus (*Pitymys subterraneus* (De Selys-Longchamps)) in Ungarn. (The distribution and abundance of the Common Pine Vole (*Pitymys subterraneus* (De Selys-Longchamps)) in Hungary. In German). *Vertebrata Hungarica* 15: 45-52.
- Schmidt, E. 1974d. Adatok Vas megye kisemlősfaunájához baglyok táplálékvizsgálata alapján. (Data to the knowledge of small mammal fauna of Vas County based on the diet analysis of owls) *Savaria, Vas megyei Múzeumok Értesítője* 7-8: 71-77.
- Schmidt E. 1975a. Die Ernährung der Waldohreule (*Asio otus*) in Europa. *Aquila* 80-81: 221-228.
- Schmidt, E. 1975b. Quantitative Untersuchungen an Kleinsäuger-Resten aus Waldohreulengewöllen. (*Quantitative investigation of small mammal residues from Long-eared Owls pellets*) *Vertebrata Hungarica* 16: 77-83.
- Schmidt, E. 1976. Kleinsäugerfaunistische Daten aus eulengewöllen in Ungarn (*Small mammalian faunistic data based on owl pellet analysis. In German*). *Aquila* 82: 119-144.
- Schmidt, E. & Topál, G. 1976. Die Verbreitung der Brandmaus (*Apodemus agrarius*) in Ungarn. (*The distribution of striped field mouse (Apodemus agrarius) in Hungary*) *Acta Scientiarum Naturalium Academiae Scientiarum Bohemicae Brno* 10(3): 21-26.
- Shawyer, C. 1998. The Barn Owl. Arlequin Press, Chelmsford.
- Smith, D.G., Wilson, C.R., Frost, H.H. 1972. Seasonal food habits of Barn Owls in Utah. *The Great Basin Naturalist* 32: 229-234.

- Sokal, R.R. F.J. Rohlf, 1997. Biometry. 3rd ed., 3rd printing. W. H. Freeman, New York
- Spitzenberger, F., 1999a. *Neomys fodiens* (Pennant, 1771). In: Mitchell-Jones, A.J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Kryštufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V., Zima, J. (eds.) The Atlas of European Mammals. T & AD Poyser. London pp. 60-61.
- Spitzenberger, F., 1999b. *Neomys anomalus* (Pennant, 1771). In: Mitchell-Jones, A.J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Kryštufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V., Zima, J. (eds.) The Atlas of European Mammals. T & AD Poyser, London pp. 60-61.
- Spitzenberger F. 1999c. *Clethrionomys glareolus* (Schreber, 1780). In: Mitchell-Jones, A.J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Kryštufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V., Zima, J. (eds.) The Atlas of European Mammals. T & AD Poyser, London pp. 212-213.
- Suchomel, J. 2007: Contribution to the knowledge of *Clethrionomys glareolus* populations in forests of managed landscape in Southern Moravia (Czech Republic). *Journal of Forest Science* 53(7): 340-344.
- Szenczi, P., Bánszegi, O., Dúcs, A., Gedeon, C.I., Markó, G., Németh, I., Altbäcker, V. 2011. Morphology and function of communal mounds of overwintering mound-building mice (*Mus spicilegus*). *Journal of Mammalogy* 92(4): 852-860.
- Szenczi, P., Kopcsó, D., Bánszegi, O., Altbäcker, V. 2012. The contribution of the vegetable material layer to the insulation capacities and water proofing of artificial *Mus spicilegus* mounds. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde* 77(5): 327-331.
- Szentgyörgyi, P., Fügedi, L., Vizslán, T. 1994a. Adatok az Észak-Magyarországi-középhegység és előterének kisemléksfaunájához bagolyköpet vizsgálatok alapján. (Data to the small-mammal fauna of Northern Hungarian Mountainrange of Medium Height, and its foreground according to the investigations of casts. In Hungarian). *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 19: 193-200.
- Szentgyörgyi, P., Fügedi, L., Vizslán, T. 1994b. Újabb adatok a Putnoki-dombság emlős-(Mammalia) faunájához. (New records for the small mammal (Mammalia) fauna of the Putnok Hills. In Hungarian) *Calandrella* 8(1-2): 171-175.
- Szentgyörgyi, P., Fügedi, L., Gál, I. 1996: Háromcsikós egér (*Sicista subtilis*) újabb előfordulása Csobádon. *Calandrella* 10(1-2): 244.
- Szép, D., Klein, Á., Purger, J.J. 2017. The prey composition of the Barn Owl (*Tyto alba*) with respect to landscape structure of its hunting area (Zala County, Hungary). *Ornis Hungarica* 25(2): 51-64.
- Szép, D., Klein, Á., Purger, J.J. 2019. Investigating the relationship between the prey composition of Barn Owls (*Tyto alba*) and the habitat structure of their hunting range in the Marcal Basin (Hungary), based on pellet analysis. *Ornis Hungarica* 27(1): 32-43.
- Szpunar, G., Aloise, G., Mazzotti, S., Nieder, L., Cristaldi, M. 2008a. Effects of global climate change on terrestrial small mammal communities in Italy. *Fresenius Environmental Bulletin* 17(9B): 1526-1533.
- Szpunar, G., Aloise, G., Filippucci, M.G. 2008b. *Suncus etruscus* (Soricomorpha, Soricidae): A new species for Elba Island (Tuscan Archipelago, Italy). *Italian Journal of Zoology* 75(4): 445-447.
- Szűcs, D., Horváth, K., Horváth, G. F. 2014. Comparing small mammal faunas based on Barn Owl (*Tyto alba*) pellets collected in two different lowland landscapes. *Natura Somogyiensis* 24: 305-320.
- Taylor, I. 1994. Barn Owls. Predator-prey relationships and conservation. Cambridge University Press, Cambridge, 324 pp.
- Taylor, I.R. 2009. How owls select their prey: a study of Barn Owls *Tyto alba* and their small mammal prey. In: Johnson, N.H., Van Nieuwenhuysse, D., Duncan, J.R. (eds) Proc. Fourth World Owl Conf. Oct-Nov 2007, Groningen, The Netherlands. *Ardea* 97(4): 635-644.
- Telfer S., Donaldson R., Holt A., Lambin X. 2001. Metapopulation processes and persistence in remnant water vole populations. *Oikos* 95: 31-42.
- Teta, P., Herculini, C., Cueto, G. 2012. Variation in the diet of Western Barn Owls (*Tyto alba*) along an urban-rural gradient. *The Wilson Journal of Ornithology* 124(3): 589-596.
- Thiam, M., Ba, K., Daplantier, J.M. 2008. Impacts of climatic changes on small mammal communities in the Sahel (West Africa) as evidenced by owl pellet analysis. *African Zoology* 43(2): 135-143.
- Tkadlec, E., Stenseth, N. C. 2001. A new geographical gradient in vole population dynamics. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 268(1476): 1547-1552.
- Torre, I., Arrizabalaga, A., Flaquer, C., 2004. Three methods for assessing richness and composition of small mammal communities. *Journal of Mammalogy* 85(3): 524-530.
- Torre, I., Gracia-Quintas, L., Arrizabalaga, A., Baucells, J., Díaz, M. 2015a: Are recent changes in the terrestrial small mammal communities related to land use change? A test using pellet analyses. *Ecological Research* 30: 813-819.
- Torre, I., Fernández, L., Arrizabalaga, A. 2015b. Using Barn Owl *Tyto alba* pellet analyses to monitor the distribution patterns of the Yellow-necked Mouse (*Apodemus flavicollis*, Melchior 1834) in a transitional Mediterranean mountain. *Mammal Study* 40(3): 133-142.

- Tores, M., Motro, Y., Motro, U., Yom-Tov, Y. 2005. The Barn Owl - A selective opportunist predator. *Israel Journal of Zoology* 51(4): 349-360.
- Török, K., Demeter, A., Fodor, L. 2001. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó. Rendszer – Mintavételi eljárások. Környezetvédelmi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal, Budapest pp. 1-66.
- Trejo, A., Lambertucci, S. 2007. Feeding habits of Barn Owls along a vegetative gradient in northern Patagonia. *Journal of Raptor Research* 41(4): 277-288.
- Travaini, A., Donázar, J.A., Ceballos, O., Rodríguez, A., Hiraldo, F., Delibes, M. 1997. Food habits of Common Barn-owls along an elevational gradient in Andean Argentine Patagonia. *Journal of Raptor Research* 31: 59-64.
- Tulis, F., Baláz, M., Obuch, J., Šotnár, K. 2015. Responses of the Long-eared Owl *Asio otus* diet and the numbers of wintering individuals to changing abundance of the Common Vole *Microtus arvalis*. *Biologia* 70(5): 667-673.
- Tulis, F., Ambros, M., Baláz, I., Žiak, D., Hulejová Sládkovičová, V., Miklós, P., Dudich, A., Stollmann, A., Klimant, P., Somogyi, A., Horváth, G. 2016. Expansion of the Striped field mouse (*Apodemus agrarius*) in the south-western Slovakia during 2010-2015. *Folia Oecologica* 43(1): 64-73.
- Ujhelyi, P. 1994. A magyarországi vadonélő emlősállatok határozója. (*Field guide to wild mammals of Hungary. In Hungarian*). Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 189 pp.
- van Strien, A.J., Bekker, D.L., La Haye, M.J., van der Meij, T. 2015. Trends in small mammals derived from owl pellet data using occupancy modelling. *Mammalian Biology* 80(4): 340-346.
- Vásárhelyi, I. 1942: Das Vorkommen von *Apodemus agrarius* Pall. in Ungarn. (The occurrence of *Apodemus agrarius* Pall. in Hungary) *Fragmenta faunistica hungarica* 5(3-4): 122-123.
- Velarde, E., Avila-Flores, R., Medellín, R.A. 2007. Endemic and introduced vertebrates in the diet of the Barn Owl (*Tyto alba*) on two islands in the Gulf of California, Mexico. *Southwestern Naturalist* 52: 284-290.
- Veselovský, T., Bácsa, K., Tulis, F. 2017. Barn Owl (*Tyto alba*) diet composition on intensively used agricultural land in the Danube Lowland. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 65(1): 225-233.
- Vigués, J., Grajera, J., Arrizabalaga, A., Torre, I. 2018. Long-term human-induced landscape changes and small mammal communities in a Mediterranean place. *Galemys* 30: 37-47.
- Wilson, D.E., Reeder, D.M. 2005. Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference (3rd edition). Johns Hopkins University Press, Baltimore, 2142 pp.
- Yalden, D.W., Morris, P.A. 1990. Owl pellet analysis. The Mammal Society, London
- Yalden, D.W. 1977. Identification of remains in owl pellets. The Mammal Society, London
- Yom-Tov, Y., Wool, D. 1997. Does the contents of Barn Owl pellets accurately represent the proportion of prey species in the field? *The Condor* 99: 972-976.
- Zagoršek, T. 2018. A contribution to the knowledge of diet composition of the Barn Owl *Tyto alba* in the area of Pisa (Italy). *Acrocephalus* 39(178-179): 171-176.
- Zalewski, A. 1994. Diet of urban and suburban Tawny owls. *Journal of Raptor Research* 28(4): 246-252.
- Zar, J.H. 2010. Biostatistical Analysis. 5th Edition. Pearson Prentice-Hall, Upper Saddle River, NJ. 944 pp.

8. táblázat: A gyöngybaglyok nagytájak közötti Pianka-féle niche átfedés (O) értékei (az átló alatt). Az átló felett az EcoSim R-ben 1000 random permutáció alapján kapott I. típusú hiba értékei minden összehasonlításban

Table 8. Pianka's food niche overlap (O) (below the diagonal) of Common Barn-owls between macro-regions. Above the diagonal are the type I errors of each comparison, obtained by 1000 random permutations in EcoSim R

Nagytáj	A	DD	DK	ÉMK	KA	NYMP
A	1.000	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
DD	0.970	1.000	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
DK	0.986	0.980	1.000	< 0.001	< 0.001	< 0.001
ÉMK	0.987	0.936	0.964	1.000	< 0.001	< 0.001
KA	0.982	0.962	0.973	0.964	1.000	< 0.001
NYMP	0.969	0.962	0.966	0.932	0.990	1.000

A: Alföld, DD: Dunántúli-domság, DK: Dunántúli-középhegység, ÉMK: Észak-magyarországi-középhegység, KA: Kisalföld, NYMP: Nyugat-magyarországi-peremvidék

9. táblázat: A Spearman-féle rangkorrelációs vizsgálat eredménye a teljes zsákmánylista és a kisemlősök fajkészlete alapján

Table 9. The results of Spearman rank correlation analysis based on all prey taxa and small mammals

Taxon	Teljes zsákmánylista						Kisemlősök						
	Nagytáj	A	DD	DK	ÉMK	KA	NYMP	A	DD	DK	ÉMK	KA	NYMP
A	1.00							1.00					
DD	0.98*	1.00						0.97*	1.00				
DK	0.92*	0.91*	1.00					0.91*	0.88*	1.00			
ÉMK	0.94*	0.93*	0.87*	1.00				0.93*	0.93*	0.86*	1.00		
KA	0.87*	0.85*	0.88*	0.86*	1.00			0.85*	0.84*	0.86*	0.85*	1.00	
NYMP	0.87*	0.86*	0.92*	0.79*	0.88*	1.00		0.86*	0.84*	0.92*	0.78*	0.87*	1.00

*: $P < 0,05$; A: Alföld, DD: Dunántúli-domság, DK: Dunántúli-középhegység, ÉMK: Észak magyarországi-középhegység, KA: Kisalföld, NYMP: Nyugat-magyarországi-peremvidék

ANNUAL AND LANDSCAPE DEPENDENT CHANGE OF SMALL MAMMALS' OCCURRENCE AND ABUNDANCE ON THE BASIS OF COMMON BARN-OWL *TYTO ALBA* PELLET ANALYSIS

Horváth F.G., Horváth A., Boldogh S., Szentgyörgyi P., Estók P., Dudás M.,
Endes M., Kalivoda B. and Mátics R.

SUMMARY

In the present study we evaluated the results of monitoring of the distribution and abundance changes of small mammals conducted within the framework of the Hungarian Biodiversity Monitoring System based on data from the 1999-2018 period. During the 19-year-long survey 3369 pellet samples of 5 owl species were processed, the vast majority of which (95.67%, N = 3223) belonged to the Common Barn-owl, thus the samples of this species were taken into account in the analyses. During the procession of 84,711 pellets and the pellet debris a total of 307,992 prey items were detected, from which 304,323 were identified as small mammal specimens. The relative proportion of small mammals in the countrywide sample was 98.81%, while other prey species occurred in 1.19% in the diet of owls. We found a significant difference in the comparison of constancy values between macro-regions in case of several taxa. The monitoring program provided new data on the occurrence of numerous small mammal species such as the protected water shrews, the field vole and the harvest mouse in addition to other rodents like the European pine vole, the European water vole, bank vole and the striped field mouse. The decreasing trend of constancy was typical only of the mound-building mouse over a longer period. The values of Pianka's niche overlap indices generated by a random permutation method were significantly higher than simulated average values in case of all macro-region pairs, which demonstrated a high degree of similarity in the food utilization of Common Barn-owls on macro-regional scale. This was confirmed also by the significantly high Spearman rank correlation coefficients reflecting similarity between the relative frequencies of prey species in the macro-regional comparison. However, in case of infrequent vole species and more functional groups the multivariate permutational analysis of variance (PERMANOVA) demonstrated the significant effect of macro-regions, showing the different frequency distributions of functional groups and taxa among macro-regions. The similarity of relative frequency ranks confirmed the homogeneity of small mammal communities in Hungary, although the dissimilarities of constancy values, the differences in the frequency values of rare vole species and some functional groups demonstrated the dissimilarities among the macro-regions. The change of the relative proportion of small mammal taxa and functional groups showed an increasing or decreasing trend in a few cases only. Slightly increasing trend was observed in the abundance change of the lesser white-toothed shrew, while fluctuating dynamics was indicated by the alternating negative and positive trends of the abundance changes

of bicoloured white-toothed shrew and water shrews. In contrast, temporal variation in the relative proportion of the common vole did not display the multiannual cycles typical of this species. In case of the European water vole, a non-linear increasing trend was observed in the temporal changes of relative abundance, however, this was not typical in the entire 19-year-long monitoring period. The temporal changes in the relative abundance of the mound-building mouse performed stronger fluctuations. Among functional groups, abundance of synanthropic species changed according to a linear function with slightly increasing trend in the entire monitoring period, showing the increasing importance of these human associated commensal species in the Common Barn-owl's diet composition.

Corresponding author: Győző F. Horváth, Department of Ecology, Institute of Biology, Faculty of Science, University of Pécs, Pécs, 7624, Hungary,
Tel: +36-20-512-1514 Email: hgypte@gamma.ttk.pte.hu

“HOGY VAGYTOTK DENEVÉREK?” – AZ ORSZÁGOS MONITOROZÓ PROGRAM ELSŐ 15 ÉVÉNEK NÉHÁNY EREDMÉNYE

Boldogh Sándor András, Estók Péter, Hegyi Zoltán, Dobrosi Dénes, Görföl Tamás, Bihari Zoltán, Dombi Imre, Gombkötő Péter, Paulovics Péter, Mészáros József, Máté Balázs, Bereczky Attila, Szatyor Miklós, Géczy István

“Juhász Márton emlékének”

ÖSSZEFOGLALÁS

Magyarországon 28 denevérfaj él, melyek többsége természetmegőrzési szempontból kifejezetten veszélyeztetett. A fajok rejtett életmódja és nehéz tanulmányozhatósága miatt az állományok alakulásáról és a legfontosabb veszélyeztető tényezőkről a közelmúltig kevés konkrét adattal rendelkezünk. 2004-ben azonban elindult egy országos monitorozó program, melynek keretében az egyes fajok hazai állományában bekövetkezett változásokat próbáljuk nyomon követni azért, hogy az eredmények alapján sikeres védelmi intézkedések történhessenek. A programban telelőhelyek (barlangok bányatárók), épületekben kialakuló nyári szállások (pl. templomok, kastélyok), nászbarlangok, illetve a hosszúsárnyú denevér élőhelyeinek rendszeres felmérése, illetve az elvégzett denevérvédelmi intézkedések hatáskövetése történik. Eddig összesen 9602 faunisztikai adatot sikerült összegyűjteni, melyek 44,5%-a az épületlakó állományok, 28,9%-a a felszínalatti üregekben telelő denevérek, 4,86%-a a hosszúsárnyú denevér, míg 21,24%-a a nászhelyek monitorozásához kapcsolódik. A program eredményeként jelentős mértékben pontosítottuk az egyes fajok hazai elterjedését. A legtöbb adattal rendelkező kis és nagy patkósdenevér, illetve a nagy Myotis fajok adatait elemeztük is. A statisztikai feldolgozások többsége egyelőre nem mutat szignifikáns állományváltozást, a kis patkósdenevér telelő állománya azonban emelkedik, míg a nagy Myotisok példányszáma aggasztó mértékben csökken. A nagy patkósdenevér esetében a természetvédelmi intézkedések érdemi hatását is ki tudtuk mutatni, míg a nem kezelt szálláshelyeken jelentős állománycsökkenést, a természetvédelmi szempontból felügyelt épületekben növekedést tapasztalunk.

BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS

Napjainkban a laikusok és a szakemberek is fokozódó érdeklődéssel fordulnak a denevérek felé. Ez részben különleges életmódjuknak – és az erről egyre gyakrabban megjelenő híradásoknak –, részben egyre aggasztóbb védelmi helyzetüknek “köszönhető” (pl. Dietz és mtsai 2009, Fenton 1997, Fenton és Simmons 2014, Kunz és mtsai 2011). Annak ellenére, hogy a denevérek a rágcsálók után a második legnépesebb emlősrendet alkotják (kb. 1300 az ismert fajok száma) és szinte az egész Földet benépesítik, a fajok többsége az emberiség „fejlődése” okozta globális környezeti krízis eredményeként mára veszélyeztetetté vált (Mickleburgh és mtsai 2002, Voigt és Kingston 2016). Az iparilag fejlett országokban élő állományok kül-

önösen rossz helyzetbe kerültek (Stebbing 1988, Haysome és mtsai 2010).

Európában a II. világháborút követően már észlelték az állományok csökkenését (Brosset 1978, Jefferies 1972, Kervyn és mtsai 2009, Racey és Stebbing 1972), több országban ezért felméréseket indítottak és konkrét védelmi intézkedéseket is tettek (pl. Hollandia, Franciaország, Belgium). Ebben az időszakban már Magyarországon is jelentkezhettek a negatív folyamatok, néhány barlangi faj (pl. *Rhinolophus euryale*, *Miniopterus schreibersii*) látványos visszaszorulásán kívül azonban nincsenek konkrét adataink (Dudits 1932, Topál 1954, 1989a). Az erdőművelési gyakorlat megváltozása, a kemikáliák növekvő használata, illetve a legjelentősebb állományoknak otthont adó barlangok fokozódó turisztikai hasznosítása mind káros hatással lehetett a hazai denevérekre, ezek jelentőségét és mértékét azonban ma már legfeljebb becsülhetjük.

Napjainkban már nagyon sok helyen szerveznek denevérfelméréseket (Battersby 2010, O'Shea és mtsai 2002), Európában gyakorlatilag mindegyik országban. Több program sok évtizedes múlttal rendelkezik, de különösen figyelemre méltó Hollandia és Belgium példája, ahol már az 1940-es(!) években megindították a telető denevérállományok rendszeres számlálását (Battersby 2010).

Bár voltak a denevérkutatásban hazánkban is nemzetközi szinten kiemelkedő egyéniségek és eredmények (pl. Méhely 1990, Topál 1954, 1956), a denevérekre irányuló figyelem az 1990-es évekig sajnos messze elmaradt több más fajcsoporttól (pl. madarak, lepkék). Pedig a kiterjedtebb felméréseknek, illetve néhány nagy jelentőségű faj és/vagy állomány esetében az érdemi védelmi beavatkozásoknak már korábban is el kellett volna indulniuk (v.ö. Bihari 1996, Topál 1989b). Fordulópontot 1990-ben, a Magyar Denevérkutatók Baráti Köre szervezésében indított, az épületlakó denevérekre koncentráltó átfogó állapotfelmérési program jelentett, mely egészen 1995-ig tartott. Ma már bizton kijelenthető, hogy hazánkban ez a program tette először országos léptékűvé a denevérvédelmet, illetve a társadalomban is széles körben ismertté a témát (Dobrosi 1995). Szerencsére az állományok felmérése és a célirányos kutatások ma már itthon is sokkal intenzívebben folynak (pl. Bihari 2001, Bihari és mtsai 2007, Boldogh és Estók 2007, Dombi 2005, Haraszthy és Sáfiai 2016, Kemenesi és mtsai 2018) és a célirányos védelmi programok is elindultak (pl. Boldogh 2018, Juhász és mtsai 2009, Gombkötő 2008, Szatyó 2005).

Legyen bármilyen fajról vagy fajcsoportról szó, hosszú távon eredményes és költséghatékony felmérési programokat egyáltalán nem egyszerű megtervezni és működtetni. A denevéreket illetően még fokozottabban jelentkezhetnek a nehézségek, hiszen egy nagyon rejtett életet élő, éjszakai életmódja miatt nehezen tanulmányozható, a zavarásra pedig kifejezetten érzékeny élőlénycsoportról van szó (Csorba és Pecsénye 1997, Kunz 2003, Kunz és Parsons 2009, Wilson és mtsai 1996). Egy monitorozó program későbbi sikerének alapfeltétele, hogy már a tervezés legelején jól és konkrétan meghatározzuk azt, hogy milyen paramétereket és miért akarunk vizsgálni (Hayes és mtsai 2009). A 2003-ban indult hazai denevéres program célja világosan megfogalmazott (Láng 1997), a természetes élő rendszerek elemeinek – esetünkben egyes denevérfajok hazai állományainak – az állapotában bekövetkező változásokat próbáljuk nyomon követni azért, hogy az eredmények alapján sikeres intézkedések (adminisztratív és gyakorlati) történhessenek. Vagyis a *“Mekkora, és hogyan változik az egyes denevérfajok hazai állománya?”* (a), illetve a *„Milyen hatása van*

az egyes védelmi intézkedéseknek?” (b) kérdésekre keresünk egyre pontosabb válaszokat. A válaszok megadása persze annyira összetett feladat, hogy az angolszász szakirodalomban két különböző kifejezést is használnak a két kérdéssel (a, b) érintett tevékenységi körökre. Míg a „surveillance”, mint figyelemmel kísérés, egyszerűbb dolgot, egy adott szempontból kitüntetett faj állományainak rendszeres felmérését jelenti (a), addig a természetvédelmi „monitoring” ennél lényegesen összetettebb. Ez utóbbi végrehajtása során megkövetelt a célok sokkal konkrétabb kitűzése, kezelési javaslatok készítése és végrehajtása, illetve ezek rendszeres értékelése (b). Vagyis a monitorozás egy adaptív védelmi beavatkozási folyamatnak mindig kulcseleme (legalábbis annak kellene lennie), hiszen ennek eredményei jelentik a visszacsatolást a tervezésre és a kivitelezésre (Hayes és mtsai 2009, Walters és Holling 1990). Összefoglalva, a hazai monitorozó program ezeket a konkrét természetmegőrzési célokat szolgálja, nem többet, s nem kevesebbet. Így egyáltalán nem gondolkozunk azon, hogy a denevérek indikációjára építve környezeti monitorozásba vagy környezetértékelésbe bonyolódjunk, de lényegesen többet szeretnénk elérni annál, mint az állományok többé-kevésbé rendszeres felmérése és a változások szimpla detektálása.

A denevérek szerencsére alkalmasak arra, hogy vizsgálatukra alapozhatunk egy természetvédelmi monitorozó programot, ugyanis (i) megfelelő hatékonysággal vizsgálhatók; (ii) jól elkülönülő élőhelyi- és táplálkozási, valamint szálláshelyi igényekkel rendelkező fajok élnek hazánkban, melyek általában szűktűrésűek; (iii) szigorúan meghatározott, sajátos életciklusuk van, mely térben és időben is jól elkülönülő szakaszokra oszlik; (iv) K-stratégista élőlények, melyek hosszú élettartammal, fejlett utódgondozással, és kisszámú utóddal jellemezhetőek (természetes körülmények között kiegyensúlyozott populációdinamikával és konzervatív túlélési stratégiákkal rendelkeznek); (v) kedvezőtlen környezeti hatások esetén a mortalitás vagy az elvándorlás jelentős mértékűvé válik, ami viszonylag egyértelmű és jól detektálható. Ugyanakkor egyáltalán nem, vagy csak nagyon korlátozottan alkalmasak néhány kérdés (pl. állomány nagyság, túlélési ráta becslése stb.) rejonális vagy országos léptékű tisztázására.

A denevérekre fókuszáló program (I. Projekt: Védett és veszélyeztetett fajok megfigyelése – denevérek országos szintű monitorozása) már 2004-ben elindulhatott a következő, általános célkitűzésekkel: (1) precíz, adekvát monitorozó módszerek kidolgozása, finomítása; (2) faunisztikai adatok, elterjedési mintázatok, populációnagyság minél pontosabb rögzítése, (3) elterjedési és/vagy mennyiségbeli változásokat befolyásoló tényezők feltárása (Csorba 1997). A programot négy alprogramra bontották, úgymint épületben lakó/kölykező kolóniák monitorozása, földalatti búvóhelyen telelő állományok monitorozása, nászbarlangok monitorozása, és a hosszúsárnyú denevér állományainak monitorozása.

Időközben persze, ahogy az törvényszerűen várható is volt, az eredeti célkitűzéseket a végrehajtás során összegyűlt tapasztalatok (pl. szálláshelyváltások kiismerése, korábban ismeretlen károsító hatások felismerése) és a menet közben jelentkező új kihívások (pl. hőhullámok mértékének és számának drasztikus növekedése, szállásépületek felújítását segítő pályázati rendszer elindulása, védelmi beavatkozások számának növekedése stb.) jelentősen finomították, illetve módosították. Míg kezdetben szinte kizárólag a „surveillance”-jellegű tevékenységek voltak jellemzőek (mivel alig voltak célirányos denevérvédelmi beavatkozások), addig napjainkra az elvégzett védelmi intézkedések hatáskövetése is érdemi részévé vált a programnak.

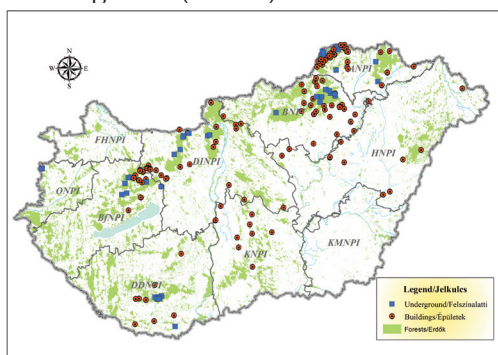
Összefoglaló tanulmányunk célja, csakúgy, mint az egész program, sokrétű. Egyrészt be szeretnénk mutatni a legfontosabb eredményeket és demonstrálni azt, hogy mennyire fontos a hazai denevérek megőrzése szempontjából egy ilyen országos szinten szervezett vizsgálatsorozat. Másrészt ismertetjük és értékeljük azokat a legfontosabb tapasztalatainkat, melyek érdemben segíthetik az adatgyűjtő rendszer továbbfejlesztését. A jelenleg érvényben lévő, szabadon elérhető felmérési protokoll (Agrárminisztérium 2019) részletes ismertetése nem tárgya a tanulmánynak.

Egy hosszú távra tervezett monitorozás minden időléptéken tekintve csapatmunkát igényel. Az élet velejárója az, hogy „az évtizedeken keresztül végzendő adatgyűjtés során adott állományok monitorozásának feladatát stafétabotszerűen kell időközben egymásnak továbbadnunk” (Láng 1997). Nagyon személyfüggő a dolog; jó alapokra könnyű építeni, de ha gyenge a váltást megelőző felmérő munka vagy nincs kinek továbbadni a stafétát, nehéz hosszú távon érdemi eredményeket felmutatni. Ennek szellemében írásunkat néhai Juhász Márton kollégánk emlékének ajánljuk, aki 1987 és 2015 között lelkesedésével és precíz felméréseivel meghatározó módon járult hozzá ahhoz, hogy a denevéres NBmR-program eredményes lehessen.

MINTAVÉTELI TERÜLETEK JELLEMZÉSE

Az eredeti célkitűzés szerint az épületben lakó/kölykező denevérszaporulatok monitorozásához nemzeti parkonként minimum 10-10, egymástól elegendően távoli, állandó mintavételi pontot (esetünkben épületet) kellett kiválasztani, amelyben a szakértők megítélése szerint lokális szinten a legfontosabb kolóniák találhatóak (központi mintavételi helyek). A vizsgálatra előzetesen kijelölt objektumok – az elindulási évben (2004) összesen 141 darab –, elsősorban templomok, kisebb részben egyéb épületek (pl. kastélyok, erdészházak stb.) voltak (1. ábra). Minden egyes központi mintavételi hely környékén minimum 3-3 további potenciális épületet kellett kijelölni, melyek a központi helyekről esetleg kitelepülő (kiszoruló) állomány vizsgálatát voltak hivatottak szolgálni.

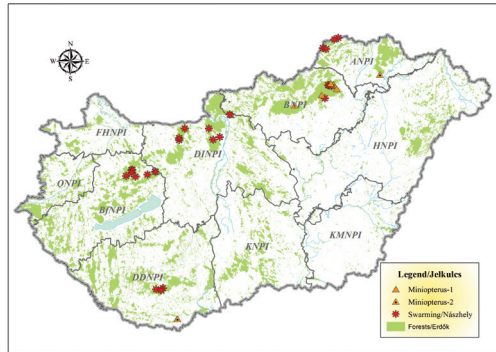
A földalatti búvóhelyen eredetileg kizárólag a teelő állományok rendszeres felmérése volt a cél. A program előkészítése során 49 felszínalatti objektumot (barlang, banya) jelöltek ki vizsgálatra (1. ábra).



1. ábra. A program tervezésekor vizsgálatra kijelölt felszínalatti objektumok és épületek.
Figure 1. The originally assigned buildings and underground shelters for investigation at the beginning of the programme.

Nászbarlangok monitorozása, mely viszonylag jól tükrözheti a területen előforduló fajok relatív gyakoriságát, illetve az adott barlang környezetében bekövetkező változásokat, csupán 5 nemzeti park igazgatóság működési területén indult el. Nyilvánvalóan a megfelelő élőhelyekkel egyáltalán nem rendelkező síkvidéki igazgatóságok nem tudtak részt venni ebben a programrészben, így kezdetben csak 26 helyszín kiválasztására került sor (2. ábra).

A hosszúszárnnyú denevér monitorozását a faj kifejezett ritkasága miatt, mindössze 3 igazgatóságon lehetett elindítani. Ennek a feladatnak a keretében a gyülekezőhelyek (Miniopterus-1, 7 helyszín), illetve a szaporodóhelyek (Miniopterus-2, 5 helyszín) állományait vizsgálták, összesen 9 különböző helyszínen (2. ábra).



2. ábra. A program tervezésekor vizsgálatra kijelölt nászbarlangok és Miniopterus élőhelyek.

Figure 2. The originally assigned swarming sites and Miniopterus shelters for investigation at the beginning of the programme.

MINTAVÉTELI MÓDSZEREK

TEREPI MINTAVÉTEL

Az épületlakó kolóniák mérete májusban állandósul, mely a kölyöknevelés időszakában (június végéig, július közepéig) változatlan marad. A protokoll előírásai szerint a felméréseket ezért évente egyszer, május 15. és június 30. között kellett elvégezni. Az adatgyűjtések egy részét (kb. 18-20%) azonban a megadott időszakon kívül végezték el. Mivel a terepi tapasztalatok szerint több faj esetében (pl. „nagy Myotisok”, *Rhinolophus* fajok) 1-2 hetes csúszás nem okoz különösebb gondot, így a július 15-ig elvégzett felméréseket még szabályszerűnek lehet tekinteni. A május 15. előtt és a július 15. után gyűjtött adatok is bekerültek az adatbázisba, ezeket azonban már csak az elterjedési térképek készítéséhez használtuk, a trendek elemzése során azonban kimaradtak.

A létszámadatokat (öregek és fiatalok száma együttvéve), lelőhelyenként (annak teljes bejárása alapján), fajonkénti bontásban, a lehető legnagyobb pontossággal kellett megadni. Mivel ellés előtt nyilvánvalóan csak a felnőtt állatokat lehetett megszámolni, ezért a szaporodási időszak első felében tapasztalt létszám alapján becsülni kellett a kölykök várható létszámát. Néhány esetben kirepülés-számlálásokra is sor

került, ezek a kirepülő nőtények számának pontos megállapítását célozták.

Hasonló jellegű programok tapasztalatai alapján, a telelőhelyeken végzett számlálások nyújtják a legmegbízhatóbb adatokat, illetve az ilyen jellegű felmérések a legelterjedtebbek és ezek rendelkeznek a legnagyobb hagyományokkal is (pl. Lesiński és mtsai 2005, Uhrin és mtsai 2010). A hazai felmérési protokoll szerint a földalatti búvóhelyen telelő denevérek esetében a számlálásokat szálláshelyenként egy alkalommal, február 1. és március 15. között kellett elvégezni. Nagyon sok felmérést a megadott időszakon kívül végeztek el, de ezek egy részét megfelelőnek tartottuk az értékeléshez. Terepi tapasztalatok szerint januárban is a telelőhelyeken tartózkodik az állatok nagyobb része, ezért az év első hónapjában elvégzett felméréseket szabályszerűnek tekintettük. A december 1. és 31. között gyűjtött telelési adatok is bekerültek az adatbázisba, ezeket azonban már csak az elterjedési térképek készítéséhez használtuk, a trendek megállapításához kapcsolódó elemzésből kimaradtak.

A nászbarlangoknál évente egy alkalommal, augusztus 20. és szeptember 20. között kellett a befogásokat elvégezni. Az adott barlang esetében minden évben rögzített számú és helyzetű hálót kellett alkalmazni úgy elhelyezve, hogy az a barlang száját nem fedheti le, attól legalább 2 méter távolságra kell állnia. A befogásokat tiszta, szélcsendes időben, lehetőleg egész éjszaka, de legalább 24.00 óráig kellett végezni. Előírás volt az is, hogy a hálók ugyanannál a barlangnál minden évben azonos ideig legyenek kifeszítve. A befogott denevérek hátára vagy lábfejeére nem toxikus, vízbázisú hibajavítóval kis pöttyöt festettünk annak érdekében, hogy a visszafogások mértéke meghatározható legyen. Lehetséges volt a denevérek egy részének gyűrűzése is, de csak szakmailag megalapozott kutatási terv alapján. A hálózást kiegészíthette detektoros fajhatározás, illetve infrakapus számlálás, ez utóbbi módszernek önmagában történő alkalmazása azonban nem volt javasolt.

A hosszúszárnyú denevérek monitorozására kijelölt objektumoknál a következő időpontokban kellett egyedszám-becslést végezni: szülőkolónia esetén június 1. és 10. között, gyülekező állomány esetén szeptember 1. és 15. között. A becslést a kirepülő denevérek számlálásával kellett végezni.

A programban csak a biztosan meghatározott fajokra vonatkozó adatok gyűjtését tekintettük érvényesnek, volt azonban néhány kivételes eset. A „nagy *Myotisok*” (hegyesorrú és közönséges denevér) faji szintű elkülönítése a terepen nem mindig lehetséges, ráadásul a két faj nagyon gyakran vegyes kolóniákat is alkot. Az elfogadott gyakorlat emiatt az, hogy nehezebb határozási körülmények között (pl. részben látható példány, telelő csoport), illetve szaporodó közösségek esetében mindig összevontan kezeljük a két fajt (*Myotis myotis/blythii*). A „kis *Myotis*” fajokat (*M. brandtii*, *M. alcathoe*, *M. mystacinus*) a legtöbb esetben szintén összevontan kezeltük. A telelő állatok esetében zavarás (felébresztés) nélkül nem/alig lehetséges a faji szintű meghatározás, illetve a nimfa és bajsos denevér kézben tartott példányainak elkülönítése is sok bizonytalansággal jár (különösen a korábbi időszakban).

Az ökológiai háttérváltozók vizsgálatával kapcsolatos adatgyűjtés (felszíni és felszínalatti szálláshelyek mikroklimájának mérése) csupán EK-Magyarország

területén történt, mindösszesen 14 helyszínen. Az adatokat programozható termohigrométerekkel (Testo 174H) gyűjtöttük 30-360 perces mérési intervallumokkal.

ADATFELDOLGOZÁS

Az egyes fajok monitoring-program keretében gyűjtött faunisztikai adataiból történő elterjedés-leképezését a lelőhelyekhez rendelt GPS-koordináták alapján tettük meg ArcGIS 10.0 program segítségével.

Egyes fajok állományalakulásának vizsgálatát a *TRends and Indices for Monitoring data* (TRIM) programcsomaggal végeztük el, mellyel lehetséges olyan adatsorok értékelése is, melyben egyes mintavételi helyek felmérése akár több alkalommal is elmaradt (Pannekoek és van Strien 2001). A TRIM-et egyre gyakrabban használják különböző állományfelmérési programok értékeléséhez (pl. European Bird Census Council 2019, Gregory és mtsai 2008, Szentirmai és mtsai 2016), így denevéreket érintő adatok feldolgozásához is (Uhrin és mtsai 2010; Van der Meij és mtsai 2015). A program a hiányzó évek adatait az összes többi helyszín változásaiból Poisson-regresszióval kalkulálja és modellezi az állományváltozási trendeket (általánosított loglineáris modellek; McCullagh és Nelder, 1989; Pannekoek és van Strien 2001). A vizsgált populációk népességindexének változásait leíró paraméterek szignifikanciájának vizsgálata Wald-tesztel történt (pl. kovariánsok hatásának értékelése, lineáris trendtől való eltérés vizsgálata stb.). A trendek megállapítása a programban egy bázisévhez viszonyítva történik (ez leggyakrabban a vizsgálat sorozat első éve), ennek adatait tekintjük 100%-nak. A báziséveket esetünkben az egyes alprogramok szerint, eltérő módon jelöltük ki. Az épületlakó fajok felmérésénél 2003, a teleshelyeknél 2004, míg a nászhelyeket illető elemzésnél 2005 lett a bázisév. Az eltérő bázisévek kijelölését a legteljesebb adatsorok felhasználásának igénye indokolta. Bár az érintett épületek és barlangok nagyobb részének felmérése már évekkel korábban elindult, mégsem vontunk be korábbi éveket az elemzésekbe. Ezt a feladatot egy átfogóbb értékelés részeként, a közeljövőben végezzük el. A nászbarlangok vizsgálatának viszont kevés helyen volt előzménye (pl. Bakony).

A trendmodellezéshez a TRIM “*Time Effect*” alapmodelljét, illetve lineáris modellt soros korrelációval (*serial correlation*) és túlszórással (*overdispersion*) használtunk. A trendváltozás becsült meredeksége az átlagos éves változás (95%-os megbízhatósági határral) volt. Az alkalmazott modell teljes becsült meredeksége alapján diszkrét kategóriák szerinti trendosztályozás történt (pl. „növekedő”, „erősen csökkenő” stb.). Ha a tendencia nem volt szignifikáns, de a megbízhatósági határok elég kicsik voltak, az adott faj stabil állományúnak minősült (van Strien és mtsai. 2001).

A teleshely állományok alakulásának vizsgálata keretében a nagy és kis patkós-denevér, illetve a nagy Myotisok adatait dolgoztuk fel, a fajok sorrendjében 22, 32 és 24 felszínalatti szálláshely adatait elemzve (1. melléklet). Azért ezt a három faj/fajcsoportot választottuk ki, mert ezek kerültek elő a leggyakrabban és a legtöbb lelőhelyről, ezek állományadatai a legmegbízhatóbbak, illetve ezek terepi határozása a

legegyértelműbb. Más fajok statisztikailag megbízható értékeléséhez (pl. tavi denevér, vízi denevér, kis Myotisok stb.) egyelőre kevés adatot sikerült a program keretében gyűjteni. Speciális helyzete miatt egyelőre kimaradt az elemzésből a fokozottan védett kereknyergű patkósdenevér is, ugyanis biztosak vagyunk benne, hogy „műterméket” adott volna ennek a fajnak az értékelése. A fajnak kifejezetten kevés telelő állományát ismerjük, az állományokra hatást gyakorló tényezőkről azonban sokat tudunk. A gercei populáció egy 10 éves áttelepítési program eredményeként erősödött meg, a Baradla-barlangban telelő kolónia pedig közös a szlovákiai Domica barlangrészben élő állománnyal. A második esetben a hazai állománynövekedés nem természetes folyamat, hanem az utóbbi években egyértelműen a szlovák oldalon rendszeresen jelentkező téli zavarás miatt átköltöző állatok megjelenésének eredménye.

Az épületlakó fajok állományának vizsgálatakor szintén a nagy és kis patkósdenevér, valamint a nagy Myotisok adatait dolgoztuk fel, 18, 18 és 63 épületben lévő szálláshely adatait elemezve (2. melléklet).

A tapasztalatok egyértelműen azt mutatják, hogy a különböző típusú mintavételi helyek állapotának stabilitása között nagyon jelentős különbségek lehetnek, legalábbis 1-1,5 évtizedes időtartamot tekintve. Míg például a barlangok többségét hosszú időtávon is változatlan állapotúnak tekinthetjük, a mesterséges objektumok esetében hirtelen és drasztikus átalakulás következhet be (pl. lezárás, átépítés stb.). Ha ezt nem vesszük figyelembe, akkor egy vagy több, a használt modellben szereplő független változókkal nem korreláló magyarázó változó kimaradhat az elemzésből. A most elvégzett elemzések során sajnos a hosszú távú ökológiai vizsgálatok szolgáltatta háttéradatokat (pl. hőmérséklet emelkedése, csapadékmennyiség változása stb.) nem tudtuk beépíteni, a természetvédelmi kezelés tényét, mint kovariánst, azonban igen. Ennek bevezetése azt eredményezte, hogy a célirányosan óvott állományok (pl. a szálláshely folyamatos fenntartása rendszeres takarításokkal, a berepülőnyílások megtartásával stb.) homogén csoportba kerültek. A nagy patkósdenevér épületlakó és telelő állományainak elemzésénél kovariáns bevezetésével (védelmi beavatkozással érintett és nem érintett állomány) ezt a szempontot is figyelembe vettük. A kis patkósdenevér és a nagy Myotis fajok esetében egyelőre ilyen jellegű elemzést nem tudtunk végezni, ugyanis a felmérők a leadott adatokhoz nem minden esetben kapcsolták egyértelműen hozzá a természetvédelmi intézkedések tényét. Ilyen elemzés elvégzése ezért a közeljövő egyik fontos feladata marad.

A nászbarlangoknál gyűjtött adatok feldolgozásába egyelőre a nagyfülű és a horgasszőrű denevér adatait tudtuk bevonni. Mindkét fajt nem csupán jelentős számban fogták a hálózások során, de mint kizárólagosan erdőlakó fajok, nagyon fontosak az erdőterületek minősítése szempontjából is. A nagyfülű denevér esetében 15 lelőhely, míg a horgasszőrű denevér esetében 12 lelőhely adatait tudtuk most bevonni az elemzésbe (3. melléklet). Más fajok feldolgozásához sajnos még nem rendelkezünk elegendő mennyiségű adattal.

Az adatok elemzésekbe vonásához kapcsolódóan külön ki kell térnünk az adatok időpontok szerinti kiválogatásának kérdésére. Az épületlakó állományok esetében a szaporodási időszak első és második fele között éles különbség van, kölyköket ugyanis csak a második időszakban tudunk megfigyelni, ami jelentősen megzavarja a pontos létszámbecslést. A protokoll szerint a fajok szerinti teljes létszámot kell leőhelyenként megadni, vagyis a szaporodási időszak első felében tapasztalt létszám alapján becsülni kell a kölykök várható létszámát. A felmérők ezt a becslést több alkalommal nem végezték el, ezért ilyen esetekben úgy tettünk, hogy a nőstények számát 1,7-el megszoroztuk. Az elemzésbe vont fajok esetében (*Rfer*, *Rhip*, *Mmyo/bly*) a kolóniák július közepéig nem bomlanak fel, ezért a július 15-ig gyűjtött adatokat az elemzésekhez megalapozottan felhasználhattuk. (Ezt az időbeli kiterjesztést a csonkafüű denevér esetében azonban már nem tehattük volna meg.)

A teleőhelyek esetében az összes decemberi adatot kihagytuk az elemzésekből annak ellenére, hogy vannak olyan értékelések, ahol a decemberi adatokat már figyelembe vették (v. ö. Uhrin és mtsai 2010).

Nászbarlangoknál a korábbi protokoll 3, míg a menet közben módosított évenként egy mintavételt ír elő. Egy mintavétel esetében viszonylag egyértelmű, hogy milyen adatokat használhatunk, itt csupán azt kellett figyelembe venni, hogy a mintavétel valóban a legaktívabb párzási időszakban történt-e (augusztus 20. és szeptember 20. között). Ha nem a megadott időszakban történt a mintavételezés, akkor az adatokat egyszerűen kizártuk az elemzésből. Összetettebb kérdés volt viszont annak az értékelése, amikor több mintavétel is történt egy adott helyen a megadott időszakon belül; a tapasztalatok szerint ugyanis egy 1-2 héttel korábban végzett hálózás jelentősen lerontja a következő hálózás eredményét (Kunz és Brock 1975, Kunz 2003). Ilyen esetekben ezért a legnagyobb fogási eredményel rendelkező nap adatait vontuk elemzésbe. Eredményesség szempontjából egyértelműen a nászhálózás a legérzékenyebb a pillanatnyi környezeti adottságokra (hőmérséklet, szélerő, csapadék stb.). Ezt háttérváltozók bevezetésével az elemzéseknél is figyelembe kellett volna venni, de ilyen jellegű adatokat egyelőre nem tudtunk egyértelműen a felmérési adatokhoz rendelni.

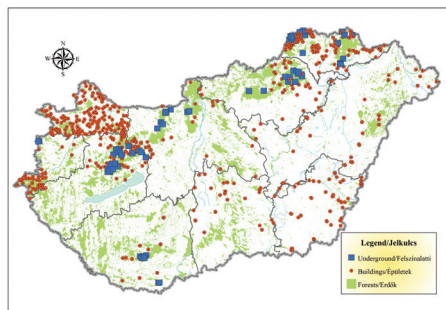
EREDMÉNYEK

FAUNISZTIKAI ADATOK, ELTERJEDÉSI MINTÁZATOK

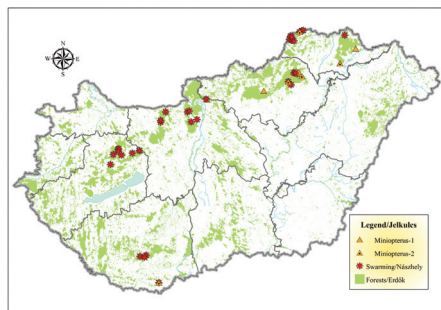
2004 óta a program keretében 9602 faunisztikai adatot sikerült összegyűjteni, melyek közül 4319 (44,5%) az épületlakó állományok, 2775 (28,9%) a felszínalatti üregekben teleő denevérek, 467 (4,86%) a *Miniopterus* felmérések, míg 2040 (21,24%) a nászhelyek monitoringjához kapcsolódik (3–4. ábra).

Az eredetileg lehatárolt vizsgálati helyszínek száma több alprogramban is jelentősen megnőtt. A növekedés az épületlakó állományok esetében a leglát-

ványosabb, mivel 722 különböző épületből gyűjtöttek legalább egy alkalommal adatokat, ami az eredetileg kijelölt épületek számához képest 415,7%-os bővülést jelent. A vizsgált felszínalatti szálláshelyek száma 90-re (+54,4%), a nászhelyeké 39-re (+56%) nőtt, míg a *Miniopterus* alprogram mindössze 4 vizsgálati helyszínnel bővült az évek alatt (3–4. ábra).

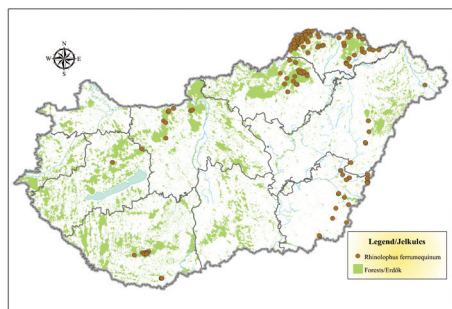


3. ábra. A végrehatása során adatgyűjtéssel érintett felszínalatti objektumok és épületek.
Figure 3. Buildings and underground shelters involved in data collection during the program implementation.

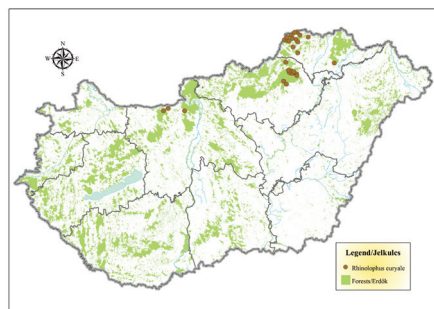


4. ábra. A végrehatása során adatgyűjtéssel érintett felszínalatti objektumok és épületek.
Figure 4. Swarming sites and *Miniopterus* shelters involved in data collection during the program implementation.

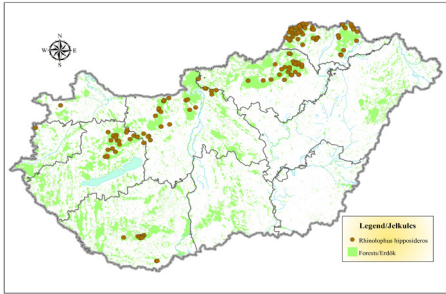
A programban összesen 24 denevérfajról sikerült eddig adatokat gyűjtenünk, ami a hazai denevérfauna 85,7%-os érintettségét jelenti. Talán a legjelentősebb eredmény az, hogy a program meghatározó mértékben segíti az egyes denevérfajok hazai elterjedésének aktualizálását (5–20. ábra).



5. ábra. A nagy patkósdenevér (*Rhinolophus ferrumequinum*) program keretében gyűjtött előfordulási adatai (2004-2018).
Figure 5. The distributional data of greater horseshoe bat (*Rhinolophus ferrumequinum*) collected within the programme (2004-2018).

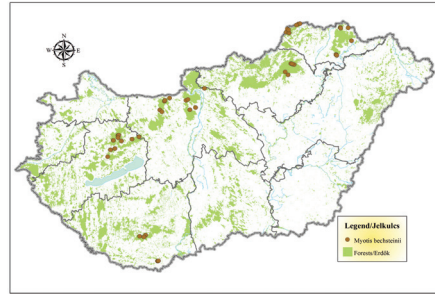


6. ábra. A kereknyergű patkósdenevér (*Rhinolophus euryale*) program keretében gyűjtött előfordulási adatai (2004-2018).
Figure 6. The distributional data of Mediterranean horseshoe bat (*Rhinolophus euryale*) collected within the programme (2004-2018).



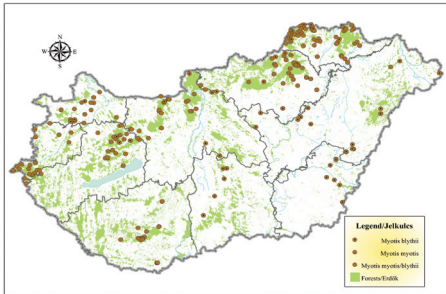
7. ábra. A kis patkósdenevér (*Rhinolophus hipposideros*) program keretében gyűjtött előfordulási adatai.

Figure 7. The distributional data of lesser horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros*) collected within the programme.



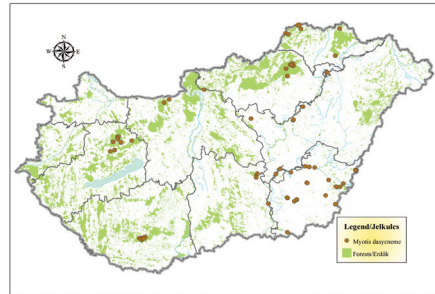
8. ábra. A nagyfülű denevér (*Myotis bechsteini*) program keretében gyűjtött előfordulási adatai (2004-2018).

Figure 8. The distributional data of Bechstein's bat (*Myotis bechsteini*) collected within the programme (2004-2018).



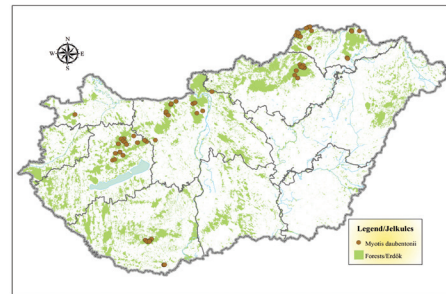
9. ábra. A nagy Myotisok (*Myotis myotis*, *M. blythii*) program keretében gyűjtött előfordulási adatai (2004-2018).

Figure 9. The distributional data of large Myotis species (*Myotis myotis*, *M. blythii*) collected within the programme (2004-2018).



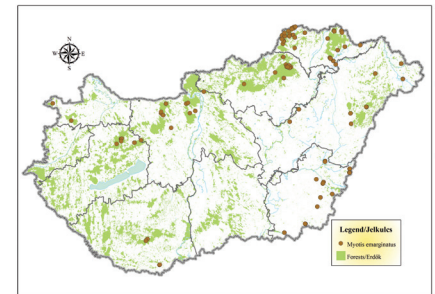
10. ábra. A tavi denevér (*Myotis dasycneme*) program keretében gyűjtött előfordulási adatai (2004-2018).

Figure 10. The distributional data of pond bat (*Myotis dasycneme*) collected within the programme (2004-2018).



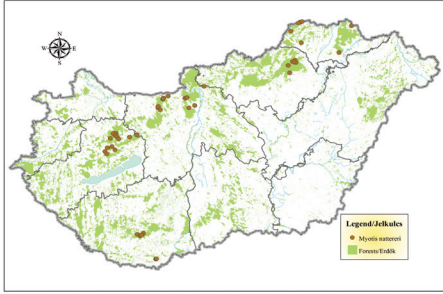
11. ábra. A vízi denevér (*Myotis daubentonii*) program keretében gyűjtött előfordulási adatai (2004-2018).

Figure 11. The distributional data of Daubenton's bat (*Myotis daubentonii*) collected within the programme (2004-2018).



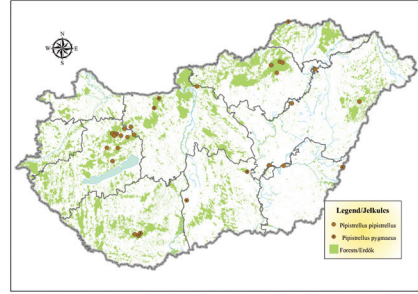
12. ábra. A csonkafülű denevér (*Myotis emarginatus*) program keretében gyűjtött előfordulási adatai (2004-2018).

Figure 12. The distributional data of Geoffroy's bat (*Myotis emarginatus*) collected within the programme (2004-2018).



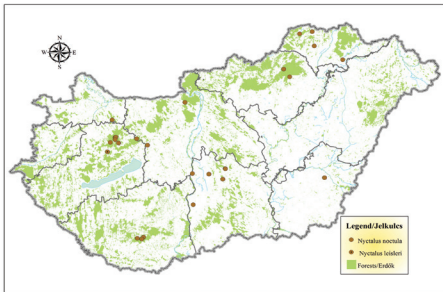
13. ábra. A horgasszörű denevér (*Myotis nattereri*) program keretében gyűjtött előfordulási adatai (2004-2018).

Figure 13. The distributional data of Natterer's bat (*Myotis nattereri*) collected within the programme (2004-2018).



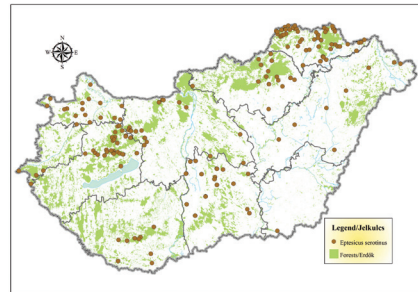
14. ábra. A közönséges és szoprán törpedenevér (*Pipistrellus pipistrellus*, *P. pygmaeus*) program keretében gyűjtött előfordulási adatai (2004-2018).

Figure 14. The distributional data of common and soprano pipistrelle (*Pipistrellus pipistrellus*, *P. pygmaeus*) collected within the programme (2004-2018).



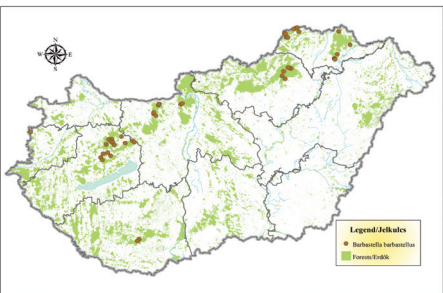
15. ábra. A szőröskarú és rőt koraidenevér (*Nyctalus leisleri*, *N. noctula*) program keretében gyűjtött előfordulási adatai (2004-2018).

Figure 15. The distributional data of Leisler's Bat and common noctule (*Nyctalus leisleri*, *N. noctula*) collected within the programme (2004-2018).



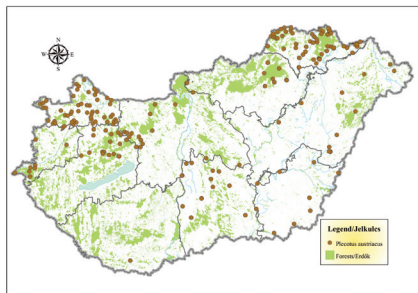
16. ábra. A közönséges késeidenevér (*Eptesicus serotinus*) program keretében gyűjtött előfordulási adatai (2004-2018).

Figure 16. The distributional data of serotine (*Eptesicus serotinus*) collected within the programme (2004-2018).



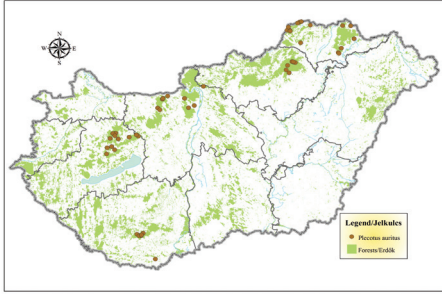
17. ábra. A nyugati piszedenevér (*Barbastella barbastellus*) program keretében gyűjtött előfordulási adatai (2004-2018).

Figure 17. The distributional data of barbastelle (*Barbastella barbastellus*) collected within the programme (2004-2018).



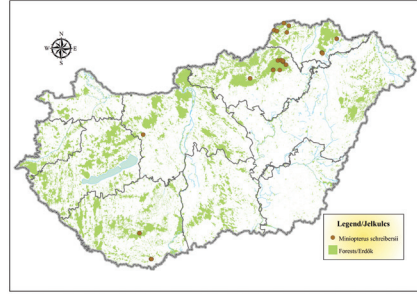
18. ábra. A szürke hosszúfülű-denevér (*Plecotus austriacus*) program keretében gyűjtött előfordulási adatai (2004-2018).

Figure 18. The distributional data of grey long-eared bat (*Plecotus austriacus*) collected within the programme (2004-2018).



19. ábra. A barna hosszúfülű-denevér (*Plecotus auritus*) program keretében gyűjtött előfordulási adatai (2004-2018).

Figure 19. The distributional data of brown long-eared bat (*Plecotus auritus*) collected within the programme (2004-2018).



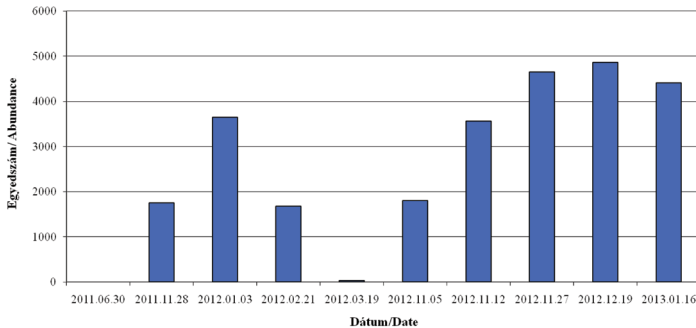
20. ábra. A hosszúsárnyú denevér (*Miniopterus schreibersii*) program keretében gyűjtött előfordulási adatai (2004-2018).

Figure 20. The distributional data of Schreiber's bat (*Miniopterus schreibersii*) collected within the programme (2004-2018).

TELELŐHELYEK ÁLLOMÁNYAINAK VIZSGÁLATA

A legtöbb embert az érdekli a monitorozó programmal kapcsolatban, hogy hogyan változik az egyes fajok népsége. Az országos adatok alapján a kis patkósdenevér állománya a vizsgált telelőhelyeken egyértelműen növekedik (éves átlagban $6,08 \pm 1,27\%$, $P < 0,01$; TRIM – 1. táblázat). A nagy patkósdenevér esetében azonban egyelőre nem találtunk semmilyen kimutatható állományváltozási tendenciát (1. táblázat). A nagy *Myotis* fajok telelő állománya viszont meredeken csökkent a vizsgálati időszak alatt (éves átlagban $-5,95 \pm 0,48\%$, $P < 0,05$; TRIM – 1. táblázat).

Kiderült, hogy a protokollban eredetileg meghatározott felmérési időszak nem minden faj esetében tekinthető ideálisnak. A kereknyergű patkósdenevér esetében például az állományok létszáma februárra általában már jelentősen csökken (21. ábra), így a felméréseket korábbra kell ütemezni.



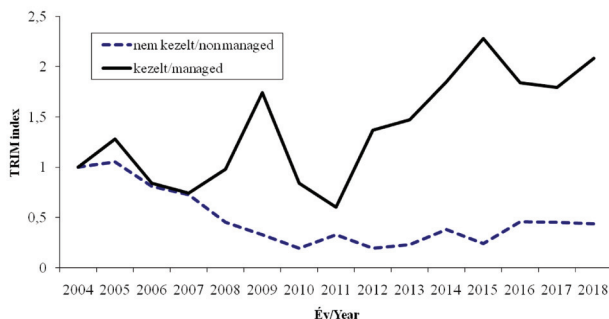
21. ábra. A kereknyergű patkósdenevér (*Rhinolophus euryale*) téli állományalakulása a Baradla-barlangban.

Figure 21. The changes of hibernating Mediterranean horseshoe bats' (*Rhinolophus euryale*) number during winter in the Baradla Cave.

ÉPÜLETLAKÓ ÁLLOMÁNYOK VIZSGÁLATA

A nagy patkósdenevér hazai állományának alakulásában egyelőre nem találtunk egyértelmű tendenciát akkor, amikor az összes értékelhető szállásépület adatát együtt elemeztük (2. táblázat). Abban az esetben azonban, amikor a folyamatos természetvédelmi kontroll alatt álló épületeket különválasztottuk a denevérvédelmi kezelés alatt nem álló épületektől, meglepő eredményt kaptunk. A szállásépületek természetvédelmi intézkedés szerinti szétválasztásnak érdemi hatása van (Wald-teszt: 29,80; $df=2$; $P<0,0011$), a két épülettípus esetében pedig eltérő trendet tapasztalunk. Míg a kontroll alatt nem álló épületekben jelentős az állománycsökkenés (átlagban évi $-7,01\pm 1,97\%$, $P<0,01$; TRIM), addig a kezelt épületekben érdemi növekedést lehet tapasztalni (átlagban évi $9,50\pm 2,36\%$; $P<0,01$; TRIM – 2. táblázat; 22. ábra). Úgy gondoljuk azonban, hogy ez sokkal inkább az állományok biztonságos helyeken történő koncentrálódásának eredménye, és nem valós állománynövekedésé.

Sajnos a nagy Myotisok hazai épületlakó állománya is igen jelentősen csökkent a vizsgálati időszak alatt (átlagban évi $-6,81\pm 1,02\%$, $P<0,01$; TRIM), teljesen hasonlóan ahhoz, mint ahogy a teletelhelyeken tapasztaltuk.



22. ábra. A nagy patkósdenevér (*Rhinolophus ferrumequinum*) állományainak alakulása a természetvédelmi beavatkozásokkal érintett és nem érintett szálláshelyeken.

Figure 22. The changes of greater horseshoe-bats number (*Rhinolophus ferrumequinum*) in roosts with and without special bat conservation management.

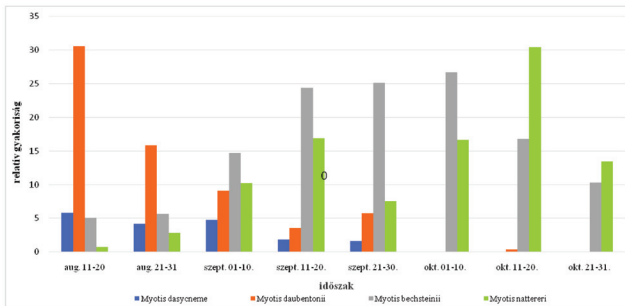
Az ökológiai háttérváltozókkal kapcsolatos adatgyűjtések során azt tapasztaltuk, hogy egyes szállásépületekben a léghőmérséklet az erős besugárzású napokon igen magasra emelkedhet. Amíg a hőmérséklet akár a 47°C -ot is elérheti, addig a páratartalom rendkívül alacsonnyá válik ilyen napokon (27% rH). Az utóbbi években több túlságosan átmelegedő szálláshelyen tapasztaltunk jelentős denevérpusztulást. Ezek az épületek kivétel nélkül lemeztetővel rendelkeznek. Az elhullott állatok túlnyomó többsége újszülött vagy fiatal csonkafülű denevér volt.

NÁSZHELYEK VIZSGÁLATA

Az állományváltozás vizsgálata során egyik kiválasztott faj esetében sem kaptunk érdemi csökkenésre vagy növekedésre utaló szignifikáns eredményeket. Annyi azonban megállapítható, hogy a horgasszőrű denevér fogási eredményei sokkal kiegyenlítettebbek, mint a nagyfülű denevére, ami stabilabb egyedszámú populációra és/vagy az aktuális külső adottságokra kisebb érzékenységgel magyarázható (3. táblázat).

Meg tudtuk erősíteni, hogy a nászmonitorozás során a mintavételek időbeni ütemezése kiemelt fontosságú. A protokollban megadott monitorozási intervallumon belül (augusztus 20. és szeptember 20. között) ugyanis jelentős átrendeződés figyelhető meg a fajok aktivitásában. Az egyes évek összehasonlíthatósága érdekében ezért nagyon fontos az, hogy egy adott monitorozási helyszínen lehetőleg minden évben ugyanabban az időszakban mintázzunk. A nászaktivitás a vízi denevér és a tavi denevér esetében hamar, augusztus elején megkezdődik, aktivitásuk csúcsa a Bükkben például augusztus közepére tehető. Szeptemberben már a nagy forgalmú nászbarlangoknál is csak elenyésző arányban észlelhetők ezek a fajok. A nászmonitorozás „fő” fajainak számító horgasszörű és nagyfülű denevér násza szeptember elején indul, és e hónap közepétől egészen október elejéig nagy intenzitással tart, tehát merőben eltér a vízi és a tavi denevérek nászdinamikájától (23. ábra).

A kiemelt nászhelyeken rendkívül intenzív lehet a denevérek éjszakai aktivitása. Felmerült, hogy az odúlakó fajok más aktivitási dinamikát mutathatnak, mint a barlanglakó fajok, ami tükröződhet az alkonyattól hajnalig tartó mintavételek eredményeiben is. Érdekes módon, a bükki nászhelyeken nem tapasztaltuk azt, hogy az odúlakó fajok nászrepülése egy adott éjszakán később indulna be, a Dunántúli-középhegységben azonban erről számoltak be a kutatók (pl. Paulovics 1995).



23. ábra. Négy denevérfaj (Myotis dasycneme, Myotis daubentonii, Myotis bechsteinii, Myotis nattereri) nászdinamikája bükki adatok alapján (n=4447).

Figure 23. Swarming dynamics of four different species (Myotis dasycneme, Myotis daubentonii, Myotis bechsteinii, Myotis nattereri) in the Bükk Mts (n=4447).

KÖVETKEZTETÉSEK

A hosszú távú, denevérvédelmi céllal végzett országos monitorozás egyértelműen szükséges a hazai denevérállomány helyzetének nyomon követése és megőrzése érdekében. Az elért eredményeket, mint például érdemi hozzájárulás egyes fajok hazai elterjedésének és állományalakulásának tisztázásához, illetve a veszélyeztető tényezők alapos feltárása, mindenképpen jelentősnek ítéljük. Úgy gondoljuk, hogy a program több faj esetében érinti a legfontosabb hazai denevérkolóniákat (24-25. kép), így számos faj helyzete ma már jól ismert és a detektált állományváltozások is valószínűsíthetőek. Biztosak vagyunk benne, hogy a program eredményeinek felhasználásával a hazánkban élő denevérállományok megőrzésére sokkal nagyobb az esély.

Az állományok változásával kapcsolatban tapasztalt hazai trendek összhangban vannak a nemzetközi tapasztalatokkal (v.ö. Van der Meij és mtsai 2015). A

kis patkósdenevér állományai a telelőhelyek felmérései alapján kis mértékben a környező országokban is erősödnek, regenerálódnak (pl. Meschede és Rudolph 2010, Uhrin és mtsai 2010, Danko S. szóbeli közlés). Hazánkban ezt a pozitív irányú folyamatot a 2005-2009 közötti időszak adatainak feldolgozása is mutatta már, a jelenlegi elemzésünk során kapott értékhez hasonló mértékű évenkénti növekedéssel (Van der Meij és mtsai 2015). Az állományok regenerációjának hátterében részben az áll, hogy a faj a többi barlang-épületlakó fajhoz képest sokkal igénytelenebb a szálláshelyek adottságait illetően, és lényegesen gyorsabban alkalmazkodik a megváltozott körülményekhez. A kis patkósdenevér szerencsére hamar elfoglalja az elhagyott épületeket, és nem törekszik mindenáron méretes közösségek létrehozására, mint azt pl. a nagy patkósdenevér esetében látjuk. Másrészt – legalább átmenetileg – biztosan segíti az állomány megerősödését az is, hogy a klímaváltozás miatt enyhébbek a telek, így nagyobb lett teleléskor az állatok túlélési rátája (Harris és mtsai 2005).

A kis patkósdenevér esetében a hazai állomány jelentős része biztosan nem kerül a rendszeres nyári felmérések látókörébe (pl. présházak, falusi melléképületek stb.), a monitorozott telelőhelyek azonban úgy tűnik, hogy jól és elégséges számban szerepelnek a programban ahhoz, hogy az itt gyűjtött adatok feldolgozásával más országokban tapasztalt eredményekkel is összevethető és konzisztens megállapításokat lehessen tenni a trendeket illetően. Eredményeink azt mutatják, hogy ezeken a telelőhelyeken végzett adatgyűjtésekkel a hazai viszonyok között is jól detektálható e faj állományváltozásának trendje.

A jelenlegi, akár kedvezőnek tekinthető folyamatok ellenére is kijelenthetjük, hogy a kis patkósdenevér esetében sem dőlhetünk karba tett kézzel hátra, a faj feje felől ugyanis egyáltalán nem vonultak el a viharfelhők. Hazánkban sajnos egyre kiterjedtebbé válnak azok az élőhely-átalakító folyamatok (pl. növényszegélyek megszüntetése, szálláshelyek átépítése, vegyszerezés, zaj- és fényszennyezés növekedése stb.), melyek korábban jelentősen visszavetették a nyugat-európai állományokat (pl. Bontadina és mtsai 2000, Ohlendorf 1997, Reiter és mtsai 2013, Schaub és mtsai 2008).

A kifejezetten érzékeny nagy patkósdenevér, illetve a korábban rezisztensebbnek tekintett nagy Myotisok helyzete egyáltalán nem megnyugtató. Hazánkban a nagy patkósdenevér régebben is a ritkábbak közé tartozott (Topál 1954, 1969), melyet évtizedek óta csökkenő tendenciájának minősítettünk (Bihari és mtsai 2007). A monitorozó program eredményeinek elemzése megerősítette korábbi megfigyeléseinket, melyek sajnos összhangban vannak más európai országok tapasztalataival (Piraccini 2016, Ransome és Hutson 2000, Spitzenberger 2002). A hegyesorrú és közönséges denevér néhány évtizeddel ezelőtt még Magyarország leggyakoribb denevérfajai voltak (Topál 1969), napjainkban azonban nem csak hazánkban (pl. Boldogh 2006, Dobrosi 2009), de a környező országokban is jelentősen csökken állományuk (pl. Szlovákia, Uhrin és mtsai 2008, Matis I. személyes közlés). Úgy tűnik azonban, hogy célirányos védelmi intézkedésekkel érdemi segítséget lehet nyújtani nekik (pl. Marnell és Presetnik 2010, Packman és mtsai 2015, Ransome 1996, 1997a, 1997b, Reiter és Zahn 2006), melyek egy része hazánkban is jól működhet. Az elmúlt években szerencsére több olyan denevérvédelmi beavatkozás is történt hazánkban, melyek pozitív eredményeit a monitoring programban gyűjtött adatok is megerősítik (Boldogh 2018, Juhász és mtsai 2009). Mivel a denevérek érzékenysége és a folyamatosan változó feltételek miatt kül-

önösen nehéz az alkalmazható és hatékony védelmi módszerek kidolgozása, így a beavatkozások hatásmonitorozása a program egyik legfontosabb feladata. Egy-egy jó módszer kidolgozása és tesztelése mindig több évet igényel (pl. Paulovics és Juhász 2008, Ruffel és mtsai 2009), így a monitorozó programot hosszú távon is kiszámítható módon fenn kell tartani. Az elemzések szerint néhány, a hazai faunában is nagy értéket jelentő faj (pl. *M. emarginatus*, *M. blythii*, *R. ferrumequinum*) jövője az intenzív védelem mellett sem túl rózsás, ugyanis a globális felmelegedés is kifejezetten veszélyezteti őket (Rebello és mtsai 2010, Sherwin és mtsai 2013).

A sikerek és konkrét szakmai eredmények mellett azonban az alábbiakban a program néhány fejlesztendő elemére is fel kell hívnunk a figyelmet, bár jelen írásunknak nem célja a részletes kritikai értékelés.

A szakemberek részéről általánosan elfogadott, hogy a biomonitorozó program sikere szempontjából sokkal fontosabb a folyamatos adatsorok produkálása, mint a vizsgált objektumok számának növelése. Napjainkra világossá vált, hogy a jelenlegi szakmai kapacitással biztosan nem lehet az összes eddig bevont objektum folyamatos és szakszerű felmérését és adatkezelését elvégezni, ezért az indokolatlanul bevont vizsgálati helyszíneket ki kell zárni a programból. A jövőben előbbre kell lépni a felmérési eredmények következetes dokumentálásában, illetve abban, hogy az adatgyűjtések minden évben ugyanolyan alapossággal történjenek az egyes lelőhelyeken.

Az ökológiai háttérváltozók mérésének feladata (pl. szálláshelyek mikroklimájának mérése) egyáltalán nem épült be a programba, pedig röviddel az indulást követően már kiderült, hogy ez nagyon fontos kérdés. A klímaváltozás okozta általános felmelegedés, illetve az ennek eredményeként egyre gyakoribbá váló hóhullámok (pl. Lakatos és mtsai 2015) például idehaza is komoly hatással vannak az épületlakó denevérek túlélésére (Boldogh 2013), így a kérdéskörnek közvetlen denevérvédelmi vonatkozása is van. Mivel a búvóhelyek klimatikus adottságaira rendkívül érzékenyek ezek az állatok (pl. Racey 1982, Ransome 1998, Zahn 1999), ezért egyáltalán nem mindegy, hogy a szálláshelyeket érintő beavatkozások esetében milyen irányban és mértékben engedjük módosítani az eredeti adottságokat (pl. Reiter és Zahn 2006). A szakmai mérlegeléshez és tervezéshez azonban konkrét adatokra van szükség, így az ilyen jellegű méréseket egyre több helyre javasoljuk kiterjeszteni.

Tanulmányunk fontos üzenete a döntéshozók felé, hogy a felmérési eredmények adatainak kezelésével és feldolgozásával foglalkozó szakmai háttérrel, illetve a tényleges denevérvédelmi intézkedések végrehajtására képes gárdát mindenképpen meg kell erősíteni a jövőben. Az igazgatóságokon dolgozó biomonitorozó koordinátoroktól, illetve a felelős minisztériumi kollégáktól nem várható el, hogy az összes monitorozott élőlénycsoport esetében „*képben legyenek*”, de az sem, hogy a jelentésekben nagyon gyakran közölt denevérvédelmi jellegű információkat értelmezzék és ezekkel kapcsolatban érdemi intézkedéseket tegyenek. A program tapasztalatai alapján, a felmérések feltételeinek folyamatos biztosítása és hatósági intézkedések mellett, a gyakorlati denevérvédelmet is tovább kell erősíteni, ugyanis csak adminisztratív eszközökkel biztosan nem lehet a ma még jelentős állományok megmaradását biztosítani.



24. ábra. Nemzetközi szinten is kiemelkedő jelentőségű a kereknyergű patkósdenevér (*Rhinolophus euryale*) telelő állománya a Baradla-Dómica-barlangrendszerben. (Fotó: Boldogh S., 2018.01.30.)

Figure 24. The hibernating population of Mediterranean horseshoe bat (*Rhinolophus euryale*) in the Baradla-Dómica Cave System is outstanding at international level, as well (Photo: Boldogh, S., 30.01.2018).



25. ábra. Bányaváratban található a hosszúsárnyú denevér (*Miniopterus schreibersii*) legnagyobb ismert hazai szülőkolóniája, ahol közönséges denevérekkel (*Myotis myotis*) élnek együtt. (Fotó: Boldogh S., 2019.05.16.)

Figure 25. The largest known breeding colony of Schreibers's bat is in a mine tunnel in Hungary, where they form a mixed colony with Greater mouse-eared bats (*Myotis myotis*). (Photo: Boldogh, S., 15.05.2019)

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A terepi adatgyűjtések során nagyon sok hasznos segítséget kaptunk kollégáinktól, barátainktól. Hálaság vagyunk nekik, hiszen ők is jelentősen hozzájárultak a program sikeréhez. Külön köszönjük munkájukat a következőknek: Abdai Éva, Árvay Márton, Bartha Balázs, Borsányi András, Burinda Tamás, Dani Imre, Dankovics Róbert, Farkas Román, Forrágy Csaba, Földes Fanni, Gál Lajos, Galambos István, Gécziné Nagy Mária, Gránicz Laura, Gróf Bernadett, Gruber Ágnes, Gyebnár János, Habarics Béla, Halmi Zsolt, Hegyi Csanád, Illyés Zoltán, Izsó Ádám, Kemenesi Gábor, Klébert Antal, Klein Ákos, Kovács Richárd, Kovács Dávid, Krajnyák Cecília, Krkos Márk, Kucsera Attila, Kugler Péter, Kukoda Orsolya, Kunisch Gyöngyvér, Kurali Anikó, Kurucz Kornélia, Lakatos Ferenc, Lontay László, Lovas Lajos, Meiczinger Máté, Mihalik Imre, Miókovics Eszter, Molnár Zoltán, Nagy Bence, Nagy István, Pálincás Gábor, Pálmai Angéla, Patkó László, Pelles Gábor, Piri Attila, Polacsek Zsolt, Régensperger Tamás, Samu Péter, Schafer István, Staudinger István, Szabadi Kriszta, Szegedi Zsolt, Szegvári Ádám, Szolga Ferenc, Tóth Boglárka, Tóth Gábor, Tóth Gábor ifj., Tóth Péter, Újhegyi Nikolett, Vajdai István, Vesztergom Norbert, Visnyovszky Tamás, Wágner Attila, Wágner Norbert, Wágner Beáta, Zábrák Károly, Zalai Béla, Zsebők Sándor, Zsilák Kinga.

Nagyon köszönjük az elmúlt 15 évben a természetmegőrzési feladatok ellátásáért felelős aktuális minisztérium munkatársainak a program központi koordinálása során tett erőfeszítéseit. Különösen sokat segítette nekünk és a hazai denevérmonitoring ügyének Érdiné Szekeres Rozália, Varga Ildikó, Vácsi Olivér, Bakó Botond, Bata Kinga, Kissné Fodor Livia, Bokor Veronika, Zsembéri Zita, Dedák Dalma. Az egyes nemzeti park igazgatóságok NBmR-koordinátorainak áldozatos munkája nélkül elképzelhetetlen lett volna a program sikeres végrehajtása. Hálas köszönet nekik, kiemelten a következők kollégáknak: Szentirmai István, Virók Viktor, Pozsonyi András, Kódöböcz Viktor, Bota Viktória, Kovács Éva, Szépligeti Máttyás, Takács Gábor, Cservenka Judit, Bérces Sándor, Baranyai Zsolt, Molnár Dániel.

A kézirat készítése során közvetlenül segítette munkánkat B. Szűts Fanni, Gruber Ágnes, Mocskonyi Zsófia és Zsembery Zita, szívből köszönjük segítségüket.

Egyes lelőhelyek és kistájak felméréseit szervezetek is segítették, így köszönet illeti a Bakonyi Természettudományi Múzeumot, az Alba Regia Barlangkutató Csoportot, a Bakonyi Barlangkutató Egyesületek Szövetségét, a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Emlősvédelmi Szakosztályát, a Magyar Természettudományi Múzeum Emlőstárát és a Pangea Egyesületet.

Végül, de közel sem utolsó sorban, nagyon köszönjük az épületek kezelőinek és fenntartóinak, hogy az esetek túlnyomó részében lehetővé tették, illetve támogatták a felméréseket.

IRODALOM

- Agrárminisztérium, 2019. Felmérési protokoll. III. PROJEKT: Magyarország élőhelyei, az élővilág állapotváltozásának táj szintű monitorozása. Emlősök: denevérek országos szintű monitorozása. (http://www.termeszetvedelem.hu/_user/downloads/mintavetel/Denev%E9rek.pdf)
- Battersby, J., 2010. Guidelines for Surveillance and Monitoring of European Bats. EUROBATS Publication Series, vol. 5. UNEP/EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany.
- Bihari, Z. 1996. A hazai denevérkutatás fejlődése a számok tükrében. (*The development of Hungarian bat research reflected by numbers.*) *Denevérkutatás* 2: 43.
- Bihari, Z. 2001. Characteristics of the northernmost population of *Rhinolophus ferrumequinum* in the Carpathian Basin. *Acta Theriologica* 46(1): 13-21.
- Bihari, Z., Csorba, G., Heltai, M. (szerk.) 2007. Magyarország emlőseinek atlasza. (*Atlas of Mammals in Hungary*) Kossuth Könyvkiadó, Budapest.
- Bihari, Z., Szatyor, M., Boldogh, S. 2007. Nagy patkósdenevér *R. ferrumequinum* (Schreber, 1774). (*The Greater horseshoe bat*) Pp. 72-74. In: Bihari, Z., Csorba, G., Heltai, M. (szerk.): Magyarország emlőseinek atlasza. Kossuth Könyvkiadó, Budapest.
- Boldogh, S. 2006. The bat fauna of the Aggtelek National Park and its surroundings (Hungary). *Vesper-tilio* 9-10: 33-56.
- Boldogh, S. 2013. Overheating of artificial roosts: a new, climate change-induced bat conservation challenge in Central Europe. 3rd. International Berlin Bat Meeting: Bats in the Anthropocene. [Berlin, 1-3 March, 2013]. https://www.researchgate.net/publication/324006852_Overheating_of_artificial_roosts_a_new_climate_change-induced_bat_conservation_challenge_in_Central_Europe (utolsó elérés: 2019.04.02.)
- Boldogh, S. 2018. Cselekvő denevérvédelem. (*Active bat conservation*) *Madártávlat* 25(2): 31-35.
- Boldogh, S., Estók, P. (eds.) Földalatti denevérszállások katasztere I. (*Catalogue of underground bat roosts in Hungary I.*) ANP Füzetek III. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő. 1-340.
- Bontadina, F., Arlettaz, R., Fankhauser, T., Lutz, M., Mühlethaler, E., Theiler, A., Zingg, P. 2000. The lesser horseshoe bat *Rhinolophus hipposideros* in Switzerland: present status and research recommendations. *Le Rhinolophe* 14: 69-83.
- Brosset, A. 1978. Les chauves-souris disparaissent-elles? *Courrier de la Nature* 55: 17-26.
- Csorba, G., Pecsénye K. 1997. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer X. Emlősök és a genetikai sokféleség monitorozása. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. 1-47.
- Dietz, C., von Helversen, O. & Nill, D. 2009. Bats of Britain, Europe and northwest Africa. A&C Black, London.
- Dobrosi, D. 1995. A denevérek elterjedése és védelme Magyarországon. (*A handbook for the conservation of bats in Hungary*) Magyar Denevérkutatók Baráti Köre, Budapest. 1-95.
- Dobrosi, D. 2009. A hegyesorrú denevér (*Myotis oxygnathus*) kölykező kolóniáinak változása a Nagyalföldön. (*The change of the lesser mouse-eared bat (Myotis oxygnathus) nursery colonies on the Great Hungarian Plain.*) - Pp. 67-73. In: Görföl, T., Estók, P. & Molnár, V. (eds.): A VII. Magyar Denevérvédelmi Konferencia (Felsőtárkány, 2009. október 16-18.) kiadványa, BEKE & MDBK, Eger.
- Dombi, I. 2005. Bat monitoring along the Drava River (Mammalia: Chiroptera). *Natura Somogyiensis* 7: 143-156.
- Dudich E. 1932. Biologie der Aggteleker Tropfsteinhöhle “Baradla” in Ungarn. Speläologische Monografien, 13, Wien. 1-246.
- European Bird Census Council. 2019. Status of common bird monitoring and atlas work in single states. <https://www.ebcc.info/status-of-common-bird-monitoring-and-atlas-work-in-single-states/> (utolsó elérés: 2019.04.02.)
- Fenton, M.B. 1997. Science and the conservation of bats. *Journal of Mammalogy* 78: 1-14.
- Fenton, M.B., Simmons, N.B., 2014. Bats: A World of Science and Mystery. University of Chicago Press, Chicago.
- Gombkötő, P. 2008. Panelépületekben előforduló denevérek által okozott problémák és megoldá-

- si lehetőségük. (*Problems caused by house-dwelling bats in the urban areas and the possible solutions*) *Denevérkutatás* 4: 50-56.
- Gregory, R. D., Vorišek, P., Noble, D. G., van Strien, A., Klvaňová, A., Eaton, M., Meyling, A. W. G., Joys, A., Foppen, R. P. B. & Burfield, I. J. 2008. The generation and use of bird population indicators in Europe. *Bird Conservation International* 18(S1): S223–S244.
- Haraszthy L., Sáfián Sz. (szerk.). 2016. Védett állatfajok elterjedési atlasza Vas, Zala és Somogy megye Natura 2000 területein. (*Distribution atlas of protected species of animals in Natura 2000 sites of Vas, Zala and Somogy counties.*) Somogy Természetvédelmi Szervezet, Somogyfajs.
- Harris, S., Morris, P., Wray, S., Yalden, D. 1995. A review of British Mammals: population estimates and conservation status of British mammals other than cetaceans. JNCC, Peterborough.
- Hayes, J.P., Ober, H.K., Sherwin, R.E. 2009. Survey and monitoring of bats. Pp. 112–129. In: Kunz, T.H.; Parsons, S., eds. *Ecological and behavioral method for the study of bats*. 2nded. Baltimore, MD: Johns Hopkins University Press.
- Hayson, K.A., Jones, G., Merrett, D., Racey, P.A., 2010. Bats. Pp. 259–280. In: Maclean, N. (Ed.), *Silent Summer. The State of Wildlife in Britain and Ireland*. Cambridge University Press.
- Jefferies, D.J. 1972. Organochlorine insecticide residues in British bats and their significance. *J. Zool. Soc. Lond.* 166: 245–263.
- Joint Nature Conservation Committee. 2007. Second Report by the UK under Article 17 on the implementation of the Habitats Directive from January 2001 to December 2006. Peterborough: JNCC. Available from: www.jncc.gov.uk/article17 (utolsó elérés: 2019.03.28.)
- Juhász, M., Paulovics, P. & Boldogh, S. 2009. A kereknyergű patkósdenevér *Rhinolophus euryale* Blasius, 1853 áttelepítési programjának első eredményei. (*Preliminary results of the translocation project of Mediterranean horseshoe bats Rhinolophus euryale Blasius, 1853 in Hungary*) Pp. 23-29. In: Görfö, T., Estók, P. & Molnár, V. (eds.): *A VII. Magyar Denevérvédelmi Konferencia (Felsőtárkány, 2009. október 16-18.) kiadványa*, BEKE & MDBK, Eger.
- Kemenesi, G., Kurucz, K., Dallos, B., Zana, B., Földes, F., Boldogh, S., Görfö, T, m Carroll, M., Jakab, F. 2018. Re-emergence of Lloviu virus in *Miniopterus schreibersii* bats, Hungary, 2016. *Emerging microbes & infections* 7(1): 66. doi:10.1038/s41426-018-0067-4
- Kervyn, T., Lamotte, S., Nyssen, P., Verschuren, J. 2009. Major decline of bat abundance and diversity during the last 50 years in southern Belgium. *Belg. J. Zool.* 139(2): 124-132.
- Kunz, T. H. 2003. Censusing bats: challenges, solutions, and sampling biases. Pp: 9-21. In: O’Shea, T.J., Bogan, M.A., Ellison, L.E.. 2003. “Monitoring Trends in Bat Populations of the United States and Territories: Status of the Science and Recommendations for the Future”. USGS Staff - Published Research. 35. <http://digitalcommons.unl.edu/usgsstaffpub/35>.
- Kunz, T. H., Brock, C. E. 1975. A comparison of mist nets and ultrasonic detectors for monitoring flight activity of bats. *Journal of Mammalogy* 56: 907-911.
- Kunz, T. H., Parsons, S. (eds). 2009. *Ecological and behavioral methods for the study of bats*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, 1-901.
- Kunz, T.H., Braun de Torrez, E., Bauer, D., Lobova, T., Fleming, T.H., 2011. Ecosystem services provided by bats. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1223: 1–38.
- Lakatos, M., Bihari, Z., Szentimrey, T. 2015. A klímaváltozás magyarországi jelei. (*Observed Climate Change in Hungary*) *Léggör* 59(4): 158–163.
- Lesiński, G., Fuszara, E., Fuszara M., Jurczyszyn M., Urbanczyk Z. 2005. Long-term changes in the numbers of the barbastelle *Barbastella barbastellus* in Poland. *Folia Zoologica* 54(4): 351-358.
- Marnell, F., Presetnik, P. 2010. Protection of overground roosts for bats (particularly roosts in buildings of cultural heritage importance). EUROBATs Publication Series No. 4. UNEP/EUROBATs Secretariat, Bonn, Germany, 57 pp.
- McCullagh, P. & Nelder, J. A. 1989. *Generalized linear models*, 2nd ed. – Chapman & Hall, London
- Méhely, L. 1900. *Monographia Chiropterorum Hungariae*. Budapest. 1-96.
- Meschede, A., Rudolph, B.-U. 2010. 1985-2009: 25 Jahre Fledermausmonitoring in Bayern. Bayerisches Landesamt für Umwelt. Augsburg. (https://www.researchgate.net/publication/318393466_1985_-2009_25_Jahre_Fledermausmonitoring_in_Bayern)
- Mészáros, J. 2019. Aktív denevérvédelem a Bakonyban. A 2016-os védelmi intézkedések utóhatásai. https://www.bfnp.hu/uploads/news/documents/DocumentText_1932/aktiv-deneverveelem-a-bakonyban-2.pdf. (utolsó elérés. 2019.03.26.)
- Mickleburgh, S., Hutson, A., & Racey, P. 2002. A review of the global conservation status of bats. *Oryx* 36(1), 18–34.
- Ohlendorf, B. 1997 (ed.). *Zur Situation der Hufeisennasen in Europa*, IFA, Berlin, 182 pp.
- O’Shea, T.J., Bogan, M.A., Ellison, L.E.. 2003. “Monitoring Trends in Bat Populations of the United States and Territories: Status of the Science and Recommendations for the Future”. USGS Staff -

- Published Research. 35. <http://digitalcommons.unl.edu/usgsstaffpub/35>
- Packman, C., Zeale, M.R.K., Harris, S., Jones, G. 2015. Management of bats in churches - pilot. English Heritage Research Project: 6199, University of Bristol, Bristol. 1-58.
- Pannekoek, J., Van Strien, A.J., 2001. TRIM3 Manual. Trends and Indices for Mon-itoring Data. Research Paper No. 0102. Statistics Netherlands Voorburg, The Netherlands. 1-57.
- Paschke, M.W., McLendon, T., Redente, E.F. 2000. Nitrogen availability and old-field succession in a shortgrass steppe. *Ecosystems* 3: 144-158.
- Paulovics, P. 2005. Néhány példa a nászbarlangok fogási eredményeinek felhasználhatóságára. (*Few possible interpretations of the data collected by mist netting at mating caves*). Pp. 19-23. In: Molnár, V., Orbán, É. & Molnár, Z. (eds.): A II. Magyar Denevérvédelmi Konferencia (Szabadkígyós, 1999. december 4.), a III. Magyar Denevérvédelmi Konferencia (Tokaj, 2001. december 1.) és a IV. Magyar Denevérvédelmi Konferencia (Szögliget, 2003. november 22-23.) kiadványa, Magyar Denevértudatók Baráti Köre, Budapest.
- Paulovics, P. 2007. A Kislódi-bauxitbánya denevérállományának alakulása 1995-2003 között. (*Changes of the bat fauna in a bauxite mine near the village Kislőd (W-Hungary) 1995-2003*). Pp. 24-31. In: Molnár, V. (ed.): Az V. Magyar Denevérvédelmi Konferencia (Pécs, 2005. december 3-4.) és a VI. Magyar Denevérvédelmi Konferencia (Mártély, 2007. október 12-14.), CSEMETE Egyesület, Szeged.
- Paulovics, P., Juhász, M. 2008. Egy lehetséges módszer a kereknyergű patkósdenevér (*Rhinolophus euryale* Blasius, 1853) dunántúli maradványállományának megmentésére: megerősítés áttelepítéssel (protokoll tervezet). (*One possible way to save the remaining Transdanubian population of the Mediterranean horseshoe bat (Rhinolophus euryale) from extinction: strengthening with resettlement (action plan)*) *Denevértudatás* 4: 18-37.
- Piraccini, R. 2016. *Rhinolophus ferrumequinum*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T19517A21973253. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T19517A21973253.en>.
- Racey, P.A. 1982. Ecology of bat reproduction. *Ecology of Bats* (ed. T.H. Kunz), pp. 57–104. Plenum Press, New York, NY.
- Racey, P.A., Stebbings, R.E., 1972. Bats in Britain – a status report. *Oryx* 11: 319–327.
- Ransome, R.D. 1996: The management of feeding areas for greater horseshoe bats. *English Nature Research Report No. 174*: 1-74.
- Ransome, R.D. 1997a: The management of greater horseshoe bat feeding areas to enhance population levels. *English Nature Research Report No. 241*: 1-62.
- Ransome, R.D. 1997b: Climatic effects upon foraging success and population changes of female greater horseshoe bats. Pp. 129-132. In: Ohlendorf, B. (ed.). *Zur Situation der Hufeisennasen in Europa*, IFA, Berlin.
- Ransome, R.D. 1998. The impact of maternity roost conditions on populations of greater horseshoe bats. *English Nature Research Reports No. 292*: 1–79.
- Ransome, R.D., 1989. Population changes of greater horseshoe bats studied near Bristol over the past twenty six years. *Biological Journal of the Linnean Society* 38: 71–82.
- Ransome, R.D., Hutson, A.M. 2000. Action plan for the conservation of the greater horseshoe bat in Europe (*Rhinolophus ferrumequinum*). Nature and environment, No. 109. Council of Europe Publishing, Strasbourg. 1-56.
- Rebelo, H., Tarroso, P., Jones, G. 2010. Predicted impact of climate change on European bats in relation to their biogeographic patterns. *Global Change Biology*, 16: 561-576. doi:10.1111/j.1365-2486.2009.02021.x
- Reiter, G. 2004. Postnatal growth and reproductive biology of *Rhinolophus hipposideros* (Chiroptera: Rhinolophidae). *Journal of Zoology* (London) 262: 231–241.
- Reiter, G., Pölzer, E., Mixanig, H., Bontadina, F., Hüttmeir, U. 2013. Impact of landscape fragmentation on a specialised woodland bat, *Rhinolophus hipposideros*. *Mammalian Biology* 78(4): 283-289.
- Reiter, G., Zahn, A. 2006. Bat roosts in the alpine area: guidelines for the renovation of buildings. The Bavarian State Ministry of Environment, Health and Consumer Protection, Department of Nature Conservation and Landscape Protection, Munich. 1–132.
- Reiter, G., Zahn, A. 2006. Bat roosts in the Alpine area: Guidelines for the renovation of buildings. Coordination Centre for Bat Conservation and Research in Austria, Coordination Centre for Bat Conservation in South Bavaria and Department of Biology II, LMU Munich. 1-150.
- Ruffel, J., Guilbert, J., Parsons, S. 2009. Translocation of bats as a conservation strategy: previous attempts and potential problems. *Endangered Species Research* 8: 25-31.
- Schaub, A., Ostwald, J., Siemers, B.M. 2008. Foraging bats avoid noise. *Journal of Experimental Biology* 211: 3174-3180.
- Sherwin, H.A., Montgomery, W.I., Lundy, M.G. 2013. The impact and implications of climate change for bats. *Mammal Review* 43(3): 171–182.

- Spitzenberger F. 2002. Die Säugetierfauna Österreichs. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Umwelt und Wasserwirtschaft, Band.
- Stebbing, R.E., 1988. Conservation of European Bats. Christopher Helm, London.
- Szatyor, M. 2005. Denevérodú telepítés első eredményei a Duna-ártéren. (*The first results providing artificial bat boxes in the flood plain of the river Danube*). Pp. 126-127. In: Molnár, V., Orbán, É. & Molnár, Z. (eds.): A II. Magyar Denevérvédelmi Konferencia (Szabadkígyós, 1999. december 4.), a III. Magyar Denevérvédelmi Konferencia (Tokaj, 2001. december 1.) és a IV. Magyar Denevérvédelmi Konferencia (Szögliget, 2003. november 22-23.) kiadványa, Magyar Denevérkutatók Baráti Köre, Budapest.
- Szentirmai, I., Boldogh, S.A., Nagy, K., Habarics, B., Szép, T. 2016. Preserving an obscure bird: achievements and future challenges of Corncrake (*Crex crex* Linnaeus, 1758) conservation in Hungary. *Ornis Hungarica* 24(2): 1–17.
- Topál G., 1954. A Kárpát-medence denevéreinek elterjedési adatai. *Ann. hist.-nat. Mus. Nat. Hung.*, 5: 471–483.
- Topál Gy. 1969. Denevérek – Chiroptera. (Bats – *Chiroptera*) In: Boros I. (ed.): Magyarország állatvilága – Fauna Hungariae 22(2). Akadémia Kiadó, Budapest. 1-81.
- Topál Gy., 1989. An overview of research on bat cave bats in Hungary. *Karszt és Barlang, Special Issue*: 65–68.
- Topál, Gy. 1954. A Kárpát-medence denevéreinek elterjedési adatai. (*Données sur la répartition des chauves-souris du bassin des Carpathes*) *Ann. hist.-nat. Mus. Nat. Hung.* 5: 471–483.
- Topál, Gy. 1956. The movement of bats in Hungary. *Ann. hist.-nat. Mus. Nat. Hungarici* 7: 477-489.
- Uhrin, M., Benda, P., Obuch, J., Danko, S. 2008. Lesser Mouse-eared Bat (*Myotis blythii*) in Slovakia: distributional status with notes on its biology and ecology (Chiroptera: Vespertilionidae). *Lynx (Praha)*, n. s., 39(1): 153–190
- Uhrin, M., Benda, P., Obuch, J., Urban, P. 2010. Changes in abundance of hibernating bats in central Slovakia (1992–2009). *Biologia*(Bratislava) 65(2): 349-361.
- Van der Meij, T., Van Strien, A.J., Haysom, K.A., Dekker, J., Russ, J., Biala, K., Bihari, Z., Jansen, E., Langton, S., Kurali, A., Limpens, H., Meschede, A., Petersons, G., Presetnik, P., Prüger, J., Reiter, G., Rodrigues, L., Schorcht, W., Uhrin, M., Vintulis, V. 2015. Return of the bats? A prototype indicator of trends in European bat populations in underground hibernacula. *Mammalian Biology* 80 (3): 170-177.
- Voigt C.C., Kingston T. 2016. Bats in the Anthropocene. In: Voigt C., Kingston T. (eds) *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*. Springer, Cham.
- Wilson, D.E., Cole, F.R., Nichols, J.D. Rudran, R., Foster M.S. (eds.) 1996. measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press, Washington. 1-409.
- Zahn, A. 1999. Reproductive success, colony size and roost temperature in attic-dwelling bat *Myotis myotis*. *Journal of Zoology* (London) 247: 275–280.

1. melléklet. Elemzésbe vont telelőhelyek, illetve az adatelemzéssel érintett fajok.

Appendix 1. Hibernating sites and species involved in the TRIM-analysis.

Helyszín/Locality	R. ferrumequinum	R. hipposideros	Myotis myotis/ blythii
Abaligeti-barlang (Abaliget)	+	-	-
Alba Regia-barlang (Isztimér)	-	+	+
Baradla-bg. Rövidtúra (Aggtelek)	+	+	-
Baradla-bg. Vörös-tó-i akna (Aggtelek)	+	-	-
Béke-bg. Felfedező-ág (Aggtelek)	+	+	+
Béke-bg. Keleti-ág (Aggtelek)	+	-	-
Bomboly Alsó-táró (Mád)	+	+	-
Bomboly Felső-táró (Mád)	+	+	-
Csengő-zsomboly (Olaszfa)	-	+	+
Csörgő-lyuk (Mátraszentimre)	-	+	-
Eperjessy-pince (Erdőbénye)	+	-	-
Gyurkó-lápai-barlang (Varbó)	+	-	+
Hajszabarnai Pénz-lik (Bakonyjákó)	-	+	+
Hejce, Szeretetotthon pincerendszere	+	+	-

Hillebrand Jenő-barlang (Parasznya)		+	
Inotai karsztvíz-akna (Inota)		+	
Kajati-táró (Füzérkajata)	+	+	+
Keselő-hegyi II. triászbanya tárója (Tatabánya)	-	+	+
Kis-kóháti-zsomboly (Nagyvisnyó)	-	+	+
Kislódi bánya (Kislőd)	+	+	+
Kólyuk-bg. (Parasznya)	+	+	-
Kőrös-hegyi-ördöglik (Bakonyszűcs)	-	+	+
Köteles-zsomboly (Orfű)	-	-	+
Leány-Legény-barlangrendszer (Esztergom)	+	+	+
Lengyel-barlang (Tatabánya)	-	+	+
Mária-bánya (Telkibánya)	+	+	+
Mogyorós-tetői üregrendszer (Edelény)	+	+	+
Odvas-kői-barlang (Bakonyszűcs)	-	-	+
Öreg-kői 1. sz. Zsomboly (Bajót)	+	+	+
Pisznice-barlang (Lábatlan)	+	+	+
Pisznicei-zsomboly (Lábatlan)	-	+	+
Szent István-barlang (Miskolc)	+	+	-
Szentgáli-kőlik (Szentgál)	-	+	-
Szopláki-ördöglyuk (Piliszentkereszt)	-	+	+
Teréz-táró (Telkibánya)	+	+	+
Tűzköves-barlang (Süttő)	-	+	+
Tűzköves-hegyi-barlang (Szentgál)	-	+	+
Vass Imre-barlang (Jósvafő)	+	+	+
Vértessomlói-barlang (Vértessomló)	-	+	-

2. melléklet. Elemzésbe vont szállásépületek, illetve az adatelemzéssel érintett fajok. (*) a nagy patkódenevért érintő elemzés esetében a természetvédelmi intézkedésekkel érintett épületeket jelöli.
Appendix 2. *Roosting sites and species involved in the TRIM-analysis. (*) indicates the managed roosts with conservation purposes in the analysis of Greater horseshoe-bat data.*

Helyszín/Locality	R. ferrumequinum	R. hipposideros	Myotis myotis/blythii
Abádszalók (ref. templom)	-	-	+
Alcsútdoboz (Arborétum raktár)	-	+	-
Alsószuha (ref. templom)	+	+	+
Apátistvánfalva (r.kat. templom)	-	-	+
Arka (r.kat. templom)	-	-	+
Átány (ref. templom)	-	-	+
Bajót (r.kat. templom)	-	-	+
Bakonyszőlő (r.kat. templom)	-	+	-
Bakonyszőlő (Sövénykút)	-	+	-
Balatonfüred (ref. templom)	-	-	+
Bánhorváti (ref. templom)*	+	-	-
Becskeháza (g.kat. templom)	-	-	+
Békés (templom)	-	-	+
Békés (városháza)	+	-	-
Bélapátfalva (Apátság)	+	-	-
Berkenye (r.kat. templom)	-	-	+
Bodrogkeresztúr (ref. templom)*	+	-	-
Boldogkővárallya (r.kat. templom)	-	-	+
Cirák (r.kat. templom)	-	-	+
Csákánydoroszló (r.kat. templom)	-	-	+
Csákánydoroszló (szociális otthon)	-	-	+
Csákvár (kastély pincéje)	-	-	+
Csatka (r.kat. templom)	-	-	+

Cserépfalu (ref. templom)	-	-	+
Cserépfalu (Tájház)	-	+	-
Csővár (evang. templom)	-	+	-
Darvas (ref. templom)	-	-	+
Debréte (g.kat. templom)	-	+	-
Dénesfa (kastély)	-	-	+
Doboz (templom)	-	-	+
Eger (Egyetem és könyvtár)	+	-	-
Fehérvárurgó (viztorony)	-	-	+
Felsőtárkány (lakóház)	-	+	-
Filkeháza (g.kat. templom)	-	-	+
Fony (ref. templom)	-	-	+
Füzérradvány (kastély)	+	-	-
Gyöng (evang. templom)	-	-	-
Gyöng (ref. templom)	-	-	-
Gyula (lakóház)	+	-	-
Hajós (r.kat. templom)	-	-	+
Harsány (r.kat. templom)	-	-	+
Hárskút (Gyenespuszta-tanya)	-	+	-
Herceggút (r.kat. templom)	-	-	+
Hevesaranyos (r.kat. templom)	-	-	+
Hidvégárdó (r.kat. templom)	-	-	+
Jásd (malom)	-	+	-
Kelemér (ref. templom)	-	-	+
Kerekegyháza (pusztatemplom)	-	-	+
Kisrákos (ref. templom)	-	-	-
Komló-Mecsekjános (r.kat. templom)	-	-	+
Mezőberény (templom)	-	-	+
Mezőcsát (r.kat. templom)	-	-	+
Mezőcsát	-	-	+
Mozsgó (r.kat. templom)	-	-	+
Nagyrákos (ref. templom)	-	-	+
Nekézseny (ref. templom)	-	-	+
Óriszentpéter (ref. templom)	-	-	+
Pácín (ref. templom)	+	-	-
Pányok (ref. templom)	-	-	+
Penc (evang. templom)	-	-	+
Perkupa (ref. templom)*	+	-	-
Petneháza (g.kat. templom)	-	-	+
Portelek (r.kat. templom)	-	-	+
Porva (r.kat. templom)	-	-	+
Pusztafalu (ref. templom)	-	-	+
Rábagyarmat (r.kat. templom)	-	-	+
Ragály (kastély)	-	+	-
Sárospatak (Ref. Kollégium)	+	-	-
Sátoraljaújhely (Piarista Rendház)	-	-	+
Sírok (r.kat. templom)	-	+	-
Solymár (r.kat. templom)	-	-	+
Szarvaskő (r.kat. templom)	-	+	-
Szeghalom (lakóház)	+	-	-
Szeghalom (templom)	-	-	+
Szin (turistaszálló)*	+	-	-
Szinpetri (ref. templom)*	+	-	-
Szögliget (r.kat. templom)	-	+	-
Szögliget (Szalamandra-ház)	-	+	-
Szőlősdó (ref. templom)	-	-	+
Tatárszentgyörgy (r.kat. templom)	-	-	+
Telkibánya (ref. templom)	-	-	+
Tépe (iskola)	+	-	-
Teresztenye (ref. templom)	-	+	-
Tiszafüred (városháza)	-	-	+
Tokaj (ref. templom)	-	-	+
Tolcsva (r.kat. templom)	+	-	-
Tornakápolna (ref. templom)	+	+	-
Vámospércs (ref. templom)	-	-	+

Váralja (evang. templom)	-	-	+
Váralja	-	-	+
Veszprém (Érseki Palota)	-	-	+
Viszló (g.kat. templom)*	+	+	+
Zirc (Apátság)	-	-	+
Zsáka (ref. templom)	-	-	+

3. melléklet. TRIM-elemzésbe vont nászhelyek, illetve fajok.

Appendix 3. Swarming sites and species involved in the TRIM-analysis.

Helyszín/Locality	M. bechsteinii	M. nattereri
Baradla-bg. (Aggtelek)	+	-
Béke-bg. (Aggtelek)	+	-
Alba Regia-barlang (Isztimér)	-	+
Hajszabarnai Pénz-lik (Bakonycsúcs)	+	-
Futómacskás-barlang (Bakonycsúcs)	+	+
Száraz-Gerencei-barlang (Pörgöl-bg.) (Bakonycsúcs)	+	+
Vecsem-bükki-zsomboly (Bódvaszilas)	+	+
Büdöskúti-zsomboly (Pécs)	+	+
Csengő-zsomboly (Olaszfalu)	+	+
Fekete-bg. (Miskolc)	-	+
Jáspis-barlang (Miskolc)	+	+
Kislódi-bánya (Kislód)	+	-
Mánfai-kőlyuk (Mánfa)	+	+
Naszályi-víznyelőbarlang (Vác)	+	+
Pisznice-barlang (Lábatlan)	+	+
Tilos-erdei-barlang (Pénzgyőr)	+	+
Lengyel-bg. (Tatabánya)	+	+

1. táblázat. A telelőhelyeken gyűjtött adatok vizsgálata keretében kiválasztott fajokra vonatkozó TRIM feldolgozás során figyelve vett paraméterek (od: túlszórás, sc: soros korreláció, illeszkedés (Chi-négyszet)), a lineáris modell által kalkulált értékek (Wt: Wald-teszt), valamint a becült meredekség (sl) az ehhez kapcsolódó Wald-teszt értékével (Wt) és az összevont trendértékelés eredményével (trend).

Table 1. Parameters of overdispersion (od), serial correlation (sc) and goodness of fit (Chi-square) taken into account by TRIM, the slope parameters (sl) calculated by the linear model with values of Wald-test (Wt), and the interpretation (overall multiplicative trend model) of the trends of chosen species within the survey programme of hibernating sites.

	od	sc	Chi-sq	df	P	Wt (df-1)	P	sl	SE	trend
Nagy patkósdenevér (<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>)										
	13,038	0,387	2033,99	156	<0,001	3,51	NS	0,9976	0,0124	NS
Kis patkósdenevér (<i>Rhinolophus hipposideros</i>)										
	13,122	0,62	4170,11	316	<0,001	24,17	<0,001	1,0608	0,0127	„moderate increase” **
Nagy Myotis fajok (<i>Myotis myotis et blythii</i>)										
	7,105	0,221	1719,41	242	<0,001	17,33	<0,001	0,9405	0,0048	„steep decline” *

2. táblázat. Az épületekben gyűjtött adatok vizsgálata keretében kiválasztott fajokra vonatkozó TRIM feldolgozás során figyelme vett paraméterek (od: túlszórás, sc: soros korreláció, illeszkedés (Chi-négyszet)), a lineáris modell által kalkulált értékek (Wt: Wald-teszt), valamint a becült meredekség (sl) az ehhez kapcsolódó Wald-teszt értékével (Wt) és az összevont trendértékelés eredményével (trend).

Table 2. Parameters of overdispersion (od), serial correlation (sc) and goodness of fit (Chi-square) taken into account by TRIM, the slope parameters (sl) calculated by the linear model with values of Wald-test (Wt), and the interpretation (overall multiplicative trend model) of the trends of chosen species within the survey programme of buildins.

	od	sc	Chi-sq	df	P	Wt (df-1)	P	sl	SE	trend
Nagy patkósdenevér (<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>)										
Szálláshelyek összevontan/all roosts comprised	13,038	0,387	2033,99	156	< 0,001	3,51	NS	0,9976	0,0124	NS
Nem kezelt/non managed	27,576	0,409	2840,34	103	< 0,001	19,54	< 0,001	0,9316	0,0195	„moderate decline” **
Kezelt/managed	67,970	0,302	4282,11	63	< 0,001	19,21	< 0,001	1,0958	0,0236	„moderate increase” **
Kis patkósdenevér (<i>Rhinolophus hipposideros</i>)										
	14,701	0,680	2543,36	173	< 0,001	19,51	NS	1,0213	0,015	NS
Nagy Myotis fajok (<i>Myotis myotis et blythii</i>)										
	79,829	0,385	37998,43	476	< 0,001	39,18	< 0,001	0,9319	0,0102	„moderate decline” **

3. táblázat. A nászbarlangoknál gyűjtött adatok vizsgálata keretében kiválasztott fajokra vonatkozó TRIM feldolgozás során figyelme vett paraméterek (od: túlszórás, sc: soros korreláció, illeszkedés (Chi-négyszet)), a lineáris modell által kalkulált értékek (Wt: Wald-teszt), valamint a becült meredekség (sl) az ehhez kapcsolódó Wald-teszt értékével (Wt) és az összevont trendértékelés eredményével (trend).

Table 3. Parameters of overdispersion (od), serial correlation (sc) and goodness of fit (Chi-square) taken into account by TRIM; the slope parameters (sl) calculated by the linear model with values of Wald-test (Wt), and the interpretation (the overall multiplicative trend model) of the trends for chosen forest-dwelling species within the survey programme of swarming sites.

	od	sc	Chi-sq	df	P	Wt (df-1)	P	sl	SE	trend
Nagyfülű denevér (<i>Myotis bechsteinii</i>)										
	7,90	-0,129	703,12	89	< 0,001	11,23	< 0,001	1,0237	0,0148	NS („uncertain”)
Horgasszőrű denevér (<i>Myotis nattereri</i>)										
	8,692	0,013	634,48	73	< 0,001	9,50	< 0,01	0,9958	0,0171	NS („stable”)

“HOW ARE YOU BATS?” SOME RESULTS OF THE FIRST 15 YEARS OF THE NATIONAL BIOMONITORING PROGRAMME

Boldogh Sándor András, Estók Péter, Hegyi Zoltán, Dobrosi Dénes, Görföl Tamás, Bihari Zoltán, Dombi Imre, Gombkötő Péter, Paulovics Péter, Mészáros József, Máté Balázs, Bereczky Attila, Szatyor Miklós, Géczy István

SUMMARY

*There are 28 bat species in Hungary and most of them are definitely endangered from conservation point of view. Until recently, there have been only a few exact data on the population changes of bat species and the most important threatening factors due to the numerous difficulties in assessing and monitoring trends in their populations. However, a countrywide monitoring programme was launched in 2004 which includes the long-term survey on the trends in bat populations in order to be able to introduce effective conservation management on the basis of the collected data. The programme involves the regular monitoring of the hibernating sites (e.g. caves, mine tunnels), summer roosts in buildings (e.g. churches, castles), swarming sites, the regular checking of the roosts of Schreibers's bat (*Miniopterus schreibersii*) and the monitoring of the impact of different bat conservation activities. So far, 9602 faunistic data have been collected, of which 44,5 % is on the monitoring of the house-dwelling populations. 28,9% is on the hibernating sites, 4,86% is on the maternity and temporary roosts of Schreiber's bat, and 21,24 % refers to the swarming sites (Fig 3-4). As a result of this programme, we managed to improve our knowledge significantly on the distribution of the selected bat species in Hungary (Fig. 5-20). We analysed the data of the lesser and the greater horseshoe bats (*Rhinolophus hipposideros*, *R. ferrumequinum*), which gave the bulk of the data, and of the large *Myotis* species (*Myotis myotis*, *M. blythii*). Most of the statistical analyses have not indicated significant changes in population size, but the hibernating population of lesser horseshoe bat is increasing, while the decline in the number of large *Myotis* specimens is alarming (Fig. 22, Tab. 1-3). In case of the greater horseshoe bat the impact of nature conservation activities could be shown: a significant decline was detected at buildings without management, while an increase in population size at buildings under special nature conservation control as positive responses to management (Fig. 22, Tab. 1-3). Our results show that the long-term monitoring programme on bats is definitely a must for the sake of following the status and preserving bat populations in Hungary. Building on the results of the programme, the conservation of bat populations gets a bigger chance. Monitoring has contributed greatly to determining protection priorities. The importance and vulnerability of bat populations makes monitoring trends in their populations a goal for their future management.*

Corresponding author: Sándor András Boldogh, Aggtelek National Park Directorate, Department of Nature Conservation, Jósvaló, 3758, Hungary, Tel: +36-48-350 010 Fax: +36-48-506 001 Email: sandorboldogh@yahoo.com

KÉTÉLTŰEK ÉS HÜLLŐK MONITOROZÁSA MAGYARORSZÁG KILENC TÁJEGYSÉGÉBEN

Kiss István, Babocsay Gergely, Bakó Botond, Dankovics Róbert,
Deme Tamás, Kovács Tibor, Szénási Valentin,
Vági Balázs és Vörös Judit

ÖSSZEFOGLALÁS

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) keretében 2001-ben indult el a kétéltűek és hüllők felmérése kezdetben öt, majd a többlépcsős bővítések révén 2014-től kilenc tájegységen. A megfigyeléseket a program indulásakor a közösségszintű monitorozás módszertana szerint végeztük, majd 2010-től áttértünk a fajsztintű monitorozásra. A megfigyelt fajok száma szinte valamennyi élőhelyen az évek során fokozatosan emelkedett. A legtöbb kétéltűfajt (13) az Őrség–Vendvidéken, míg a legtöbb hüllőfajt (8) az Aggteleki-karszton és a Gödöllői-dombságban találtuk. Az egyes tájegységekben évente megfigyelt fajok száma ingadozott. A legtöbb tájegységben előfordultak a zöld levelibéka, a pettyes gőte, az erdei béka és a kecskebéka fajcsoport tagjai, valamint a vízisikló és a fürge gyík. Több mint 121 000 kétéltűt és 10 000 hüllőt észleltünk. A fajok dominancia-viszonyait tájegységenként és országosan összesítve is kimutattuk. A kétéltűek közül legnagyobb egyedszámban a barna varangy és a kecskebéka-fajcsoport tagjai, hüllők közül a fali gyík és a zöld gyík fordultak elő. Az egyes fajok és korcsoportjaik észlelhetőségének szezonális változásait nyomon követtük, így meghatározhatóvá vált az az időszak, amikor legbiztosabban monitorozhatók. A tájegységek évenkénti összesített észlelési számainak hosszútávú változása a legtöbb fajnál kedvezőtlen irányú, csökkenő állományokat jelzett.

BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK

Világszerte számos kétéltű- és hüllőfaj vált veszélyeztetetté az utóbbi évtizedekben. A több kontinensen megfigyelt hanyatlás okai elsősorban az élőhelyek eltűnése, átalakulása, fragmentációja, a környezet szennyeződése, a klímaváltozás, a betegségek terjedése, a zavaró emberi hatások fokozódása, az illegális gyűjtés és hobbiallattartás miatt következett be (Araújo et al. 2006, Blaustein & Wake 1991, Gibbons et al. 2000, Griffiths & Beebe, 1992, Pechmann & Wake 1997, Stuart et al. 2004, Temple & Cox 2009, Wyman 1990). A kétéltűek és hüllők drasztikus létszám-változásai kihatnak azokra az életközösségekre, melyeknek részei, mivel a táplálékhálózatok gyakran kulcsfontosságú tagjai. A káros hatásokat a herpetofauna változásai többnyire jól jelzik, azonban az ok-okozati összefüggések a hosszútávú felmérések hiánya miatt nehezen feltárhatók (Blaustein et al. 1994, Bowers et al. 1996, Noss 1990, Reed & Blaustein 1995).

Ismereteink szerint hazánkban jelenleg 18 kételtű és 16 hüllőfaj fordul elő (Dely 1967, 1978, Kiss 1989, Szabó & Vörös 2014, Vörös et al. 2014). Magyarország herpetofaunája különlegesen tekinthető abban a tekintetben, hogy az ország területén többféle klimatikus, domborzati, vízrajzi hatás is érvényesül, ami változatos életfeltételeket biztosít a herpetofaunának. Több faj elterjedési területének pereme itt található, illetve izolálódott vagy hibrid állományok fordulnak elő (*Salamandra salamandra*, *Triturus carnifex*, *Triturus cristatus*, *Ichthyosaura alpestris*). Hazánkban néhány fajnak már csak elszigetelt, kisebb állományai maradtak fenn (*Dolichophis caspius*, *Vipera ursinii rakosiensis*, *Zootoca vivipara*), míg egyes fajok (*Bombina* spp., *Pelophylax* spp., *Anguis* spp.) elterjedési területei átfednek és hibridzónák alakultak ki.

A korábban végzett, hazai herpetológiai kutatások elsősorban a faunafeltárásokban mutatkoztak meg. A populációk méretéről és változásairól viszonylag kevés adattal rendelkezünk. Hosszútávú vizsgálatok hiányában kevés információink van az állományok létszámváltozásainak okairól és menetéről. A herpetofauna célzott monitorozása nem csupán a gyakorlati természetvédelemnek, hanem az elméleti ökológiai, genetikai, evolúciobiológiai kutatásoknak is alapjául szolgálhat.

A NBmR kialakítása, ezen belül a kételtűek és hüllők monitorozására kidolgozott módszertan, ún. protokoll új irányba terelte a korábbi elképzeléseket.

Az Európai Unió természetvédelmi jogszabályai közül az élőhelyvédelmi irányelv listáin a magyarországi fajok közül 14 kételtű és 12 hüllő szerepel, ami a hazánkban előforduló fajoknak mintegy 76%-a. Az irányelv 17. cikkelye alapján hazánkban rendszeres jelentési kötelezettsége van az Európai Bizottság felé a közösségi jelentőségű fajok természetvédelmi helyzetéről. A monitorozó munka egyik célja az volt, hogy a mintavételi területek megfelelő kiválasztásával és fokozatos bővítésével, lehetőleg valamennyi érintett faj állomány nagyságáról és azok változásáról adatokat kapjunk.

A következő kérdések fogalmazódtak meg a felmérő munka kezdetén:

- Milyen fajok fordulnak elő az adott területen és milyen az állomány nagyságuk?
- Van-e időbeli váltakozás a fajösszetételben és az egyedszám arányokban, megfigyelhetők-e trendek?
- Van-e váltakozás a fajok, illetve állományaik térbeli eloszlásában?
- Megfigyelhetők-e változások az egyes állományok korszerkezetében és milyen a fiatalok aránya?
- Élőfordulnak-e betegségek vagy egyéb rendellenességek?
- Megfigyelhető-e fajok eltűnése, rekolonizáció vagy kolonizáció a vizsgált területeken? Ha igen, akkor az élőhelyváltással összefüggésben történt-e?
- Milyen, az egyes fajok állományainak fennmaradását veszélyeztető tényezők vannak jelen egy területen?

A gyakorlati célkitűzések között szerepelt, hogy amennyiben szükséges, az adatokra támaszkodva javaslatokat tegyünk természetvédelmi beavatkozásokra, élőhelyátalakításra vagy mesterséges élőhelyek kialakítására.

A NBmR keretében elindított felmérések az előzőekben megfogalmazott kérdések megválaszolását, a hazai fajok állományainak alakulásáról minél több terepi adat begyűjtését célozták meg a monitorozás elveihez igazodva.

MÓDSZEREK

A MONITOROZÁS MÓDSZERTANÁNAK KIALAKÍTÁSA ÉS FEJLESZTÉSE

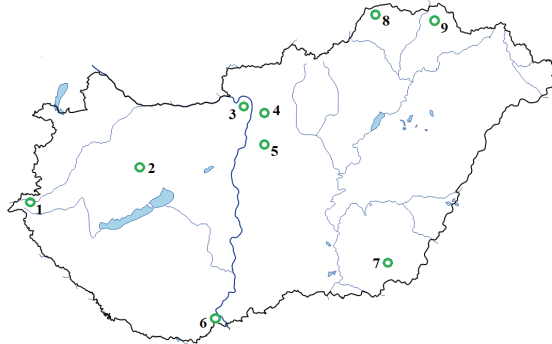
A NBmR kétéltű-hüllő protokollja Korsós (1997) és Heyer et al. (1994) munkájára épült, majd több lépésben módosult. A terepi felmérések a 2000. november 22-i változat útmutatásai alapján indultak el 2001-ben. Ekkor a közösségszintű monitorozás elve alapján kerültek kipróbálásra a különböző módszerek. Ez alapján a kijelölt mintavételi napokon a lehető legtöbb módszert alkalmazva mértük fel a jelenlévő valamennyi faj előfordulását és állomány nagyságát. Az első néhány év tapasztalatai alapján a protokollt finomítottuk (Kiss 2005, Kiss et al. 2007). Annak érdekében, hogy a Natura 2000 fajok hazai állományairól pontosabb adatok álljanak rendelkezésre az országjelentésekhez, 2010-ben áttértünk a fajsztintű monitorozásra. Több faj monitorozásához olyan módszertani útmutatók készültek, amelyek a faj szűkebb vagy hosszabb szaporodási időszakát, megfigyelhetőségét egyaránt figyelembe vették annak érdekében, hogy az adott faj állomány nagyságára a korábbiaknál több adatot kapjunk (Babocsay 2011, Bakó et al. 2011, Dankovics & Kiss 2011a,b, Kovács 2011a,b, Vörös 2011a,b).

A MINTAVÉTELI TERÜLETEK

Az egyes tájegységek és több esetben a mintavételi területek kiválasztása során igyekeztünk az ország különböző domborzati, éghajlati adottságaival bíró olyan területeit bevonni, ahol vizes és száraz élőhelytípusok egyaránt előfordulnak egymáshoz viszonylag közel. Ehhez a nemzeti park igazgatóságok adtak javaslatokat. A program 2001. évi indulásakor öt tájegységben (Őrség–Vendvidék, Pilis–Visegrádi-hegység, Gödöllői-dombság, Ócsai-turjánvidék, Aggteleki-karszt) kezdődtek el a felmérések, majd 2005-ben a kardoskúti szikésekkel, 2007-ben a Zempléni-hegységgel, 2008-ban a Magas-Bakonnyal, 2014-ben a Béda–Karapancsa tájegységgel bővült a tájegységek köre. Egy-egy tájegységen belül változó számú, átlagosan 3–5 mintavételi terület került kijelölésre.

A mintavételi területek tájegységenként az alábbiak (1. ábra):
 Őrség–Vendvidék: Szakonyfalu (Grajka-patak völgye, Cigányrudas), Szentgotthárd-Máriaújfalu (Hársas-tó, Sás-tó), Szalafő (Pityerszer, Felsőszer), Óriszentpéter (Kis Vadkacsás-tó).
 Magas-Bakony: Bakonybél (Vörös János-séd patak és vízgyűjtő).
 Pilis–Visegrádi-hegység: Pap-rét tavai, János-tó, Alsó-Hosszúrét, Szarvasszérú, Süldős, Újhálás, Jeges-tavak, Dömös – Vadálló-kövek, Pilisszentkereszt – Királykút-erdészút.
 Gödöllői-dombság: Babat-völgy (Aranyos-patak, tőrendszer), Sülysáp-halastavak, Szada-Ivacsok.
 Ócsai-turjánvidék: Vizes-erdő, Egreszek I-V. láprétek, Kiskőrös-alja homokpuszta.
 Béda–Karapancsa: Kölked – Belső-Béda, Izsépi-Duna, Boki-Duna, kisvizek, tavak, időszakos ártéri vízállások, Nagyrét, erdészeti utak.
 Kardoskút: Fehér-tó és környéke, időszakosan vízzel borított szikes kaszálórétek, csatornák és vizes medencék.
 Aggtelek–Jósvafő: Bacsó-nyak alatti-tavak, Aggteleki-tó, Vörös-tó, Tengersizem-tó, Tohonya-forrás, Ménes-patak völgye, Ménes-tó, ménesvölgyi sziklafal.

Zempléni-hg.: István-kút, Csemete-kerti tó, Háromhuta – Nyírjes-tóka, Szpalanyica-völgyi sziklakibúvások.



1. ábra. A vizsgált területek: 1. Órség–Vendvidék, 2. Magas-Bakony, 3. Pilis–Visegrádi-hegység, 4. Gödöllői-dombság, 5. Ócsai-turjánvidék, 6. Béda–Karapanca, 7. Kardoskút, 8. Aggteleki-karszt, 9. Zempléni-hegység.

Figure 1. The surveyed regions in Hungary: 1. Órség–Vendvidék, 2. Magas-Bakony, 3. Pilis–Visegrád Mts., 4. Gödöllő Hills, 5. Ócsa wetland, 6. Béda–Karapanca, 7. Kardoskút salt marshes and meadows, 8. Aggtelek Karst, 9. Zemplén Mts.

A fenti területek egy részén folytak korábban faunisztikai, illetve populációbiológiai felmérések (Babocsay 1994, Dankovics 1995, 1998, 1999, Gubányi 1999, Gubányi et al. 2010, Hettyey et al. 2003, 2014, Kiss & Kovács 1997, Kiss & Laár 1992, Kovács 2002, Marián 1988, Marián & Szabó 1968, Muraközy & Kiss 2006, Somlai 1994, Uherkovich 1992, Varga 1991, Vági et al. 2013, Vörös 2008).

AZ ALKALMAZOTT MÓDSZEREK

MINTAVÉTELI GYAKORISÁG ÉS ÁLTALÁNOS ELVÁRÁSOK

A közösségszintű monitorozás időszakában (2001–2009) a kétéltűek megfigyelésére évi legalább 5+2 alkalmat fordítottunk. Az első öt alkalom a szaporodási időszakra (átlagos időjárás esetén február vége és május közepe között), a további két alkalom a nyár végére és ősz elejére esett. A hüllők vizsgálatát fajoktól és az időjárási feltételektől függően legalább öt alkalommal végeztük (részben átfordva a kétéltűek megfigyelésével), viszonylag egyenletes eloszlásban március és szeptember között. A mintavételeket egy adott mintavételi egységekben azonos időráfordítással végeztük. Ennek tartama tájegységenként és területenként eltérhetett, de a felmérést végző személyeknél közel azonos volt az évek során is. Egy mintavételi helyen is szükséges lehetett több, akár a protokollban javasolt valamennyi módszer együttes alkalmazása. A különböző víztípusok és szárazföldi életterek monitorozásának részleteit a módszertan tartalmazza (Kiss et al. 2007).

A fajszintű monitorozás időszakában (2010–2018) az egyes tájegységekben az előzetesen egyeztetett számban kiválasztott fajok állományainak célzott felmérése zajlott a fajokra kidolgozott módszertani útmutatók alapján. Az alkalmazott módszerek részben megegyeztek a közösségszintű monitorozásnál leírtakkal, de kiegészültek a faj sajátosságait figyelembe vevő eljárásokkal. Kardoskúton, a rendkívül változékony,

szélsőséges környezeti állapotokkal jellemezhető élőhelyeken nem szűkítettük a vizsgált fajok körét, valamennyi faj állományváltozásait nyomon követtük.

A monitorozás során nem volt cél az egyedek befogása, ha a faji, ivari, életkori beazonosítást a vizuális megfigyelés lehetővé tette. A kétéltűek fertőző vírus és gombabetegségének esetleges behurcolását vagy terjesztését elkerülendő, követtük a vonatkozó eljárást (Vörös 2010).

A teljes monitorozási időszak alatt egyetlen évben, 2011-ben nem történt mintavétel forráshiány miatt.

JELENLÉT ÉS EGYEDSZÁM MEGÁLLAPÍTÁSA

A kifejlett állatok vizuális keresése nappal, valamint szürkület után lámpázással, a legáltalánosabban használt módszer volt a közösség- és a fajszintű monitorozás során. A közösségszintű monitorozás időszakában elsősorban előre kijelölt mintavételi egységekben végeztük a felméréseket, míg a fajszintű monitorozás során a mintavételi helyekkel követtük a faj esetleg megváltozott szaporodó-, táplálkozó- vagy pihenőhelyét. Az észlelések helyének EOV koordinátáit feljegyeztük. A hang alapján történő azonosítást kiegészítő módszerként használtuk abban az esetben, ha a faj példányait vizuálisan nem sikerült megfigyelni.

A gótéak befogását a közösség- és fajszintű felmérések során egyaránt élvefogó palackcsapdákkal végeztük (Arntzen & Wallis 1999, Bibelriether 2006, Griffiths 1985). A csapdákat tavasszal, az esti órákban helyeztük ki, és a következő reggel szedtük fel. Az egyedeket többnyire kézbevitel nélkül megszámloltuk, faji hovatartozásukat, ivarukat meghatároztuk, majd ugyanott el is engedtük.

A lerakott petecsomók számlálását a közösség- és fajszintű felmérések során egyaránt elsődlegesen a három „barnabéka” faj jelenlétének kimutatására vagy szaporodóképes állományának létszámbecslésére alkalmaztuk.

Az ebihalak, lárvák jelenlétének dokumentálását kizárólag abban az esetben alkalmaztuk, ha a faj előfordulása a korábbi évekből ismert volt, de adott évben más módszerekkel nem volt megfigyelhető.

A hullók megfigyelését a közösségszintű monitorozás során összekapcsoltuk a kétéltűek vizuális megfigyelésével. A fajszintű monitorozás időszakában a faji és élőhelyi adottságoktól függően a gyíkokat kijelölt sávokban, vagy más területegységekben, a mocsári teknősök számát megfigyelőpontokról mértük fel.

ADATRÖGZÍTÉS ÉS FELDOLGOZÁS

Kezdetben (2001–2009) excel alapú adattáblázatot alkalmaztunk, 2010-től a Természetvédelmi Információs Rendszer (TIR) egységes adattábláját használjuk adatrögzítésre.

Jelen feldolgozásban az ötnapos intervallumokon belüli esetleg két vagy több mintavételi alkalommal megfigyelt egyedszámokat összegezve adtuk meg a táb-

lázatokban és ábrákon. Ugyancsak halmozott értéként jelennek meg egy adott faj, vagy tájegység észlelési adatai az ábrákon.

A tájegységenkénti fajszám változásait doboz-ábrákkal (box-plot) szemléltettük, amelyek számításait az „R” 3.3.3. statisztika programban végeztük el (R Development Core Team 2017).

Az egyes fajok dominanciaviszonyait, észlelhetőségeiket és az állományok létszámváltozásainak trendjét bemutató ábrák az Excel programban készültek.

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELEŚÜK

MÓDSZERTANI FEJLESZTÉSEK, ÖSSZEHAŚONLÍTÁSOK

A MEGFIGYELÉSEK IDŐZÍTÉSÉNEK FONTOSŚÁGA

A kétéltűek szaporodási időszakában végzett gyakori felmérések adták a valósághoz leginkább közeli létszámbecsléseket az egyes fajok szaporodó állományairól, továbbá ez idő alatt a területen található fajok jelentős része vagy mindegyike előkerült.

A petecsomók száma alapján történő létszámbecslés egyes, kora tavaszi szaporodású fajoknál (pl. gyepi béka, mocsári béka és erdei béka) a megfigyelhetőséget időben kitolta, mivel 2–3 héten keresztül is számolhatók voltak a lerakott petecsomók.

A hüllőfajok megfigyelésére a tavaszi és nyár elejei meleg (de nem kánikulai), és szélcsendes napok, elsősorban kora délelőtti órái váltak be. A nyárvégi felmérésre az augusztus hónap végén kezdődő esős időszak és a szeptemberi melegebb időszakok bizonyultak alkalmasnak. Ezek a kétéltűek és hüllők esetében is elsődlegesen az adott évi szaporulat monitorozására szolgáltak.

A MÓDSZEREK ALKALMAZHATOSÁGA

A napközben végzett vizuális megfigyelés a kétéltűek és a hüllők esetén is általában könnyen kivitelezhető, hatékony módszernek bizonyult.

A sötétedés utáni lámpázás a vízben tartózkodó gőtéek és békák, illetve a vonuló egyedek számlálására bizonyult alkalmasnak. Előnye, hogy a vizes élőhelyet nem vagy csak minimális mértékben károsítja, amennyiben a felmérés a partról végezhető. A víztípustól függően (pl. tókákban) a lámpázás ugyanolyan jó eredményt adhat, mint a palackcsapdázás (Kiss et al. 2010).

A fajok hang alapján történő azonosítása hasznos lehet azokon a helyeken, ahol a növényzet megnehezíti a vizuális megfigyelést vagy a víztér megközelítését, de egyedszám becslésre csak kevés számú egyed esetében alkalmazható.

A palackcsapdázás a gőtefajok kimutatására a leghatékonyabb, az egyik legjobban standardizálható módszer. Munkaráfordítás-igénye a többi módszerhez képest magas. A fogási eredmények kevésbé függenek az időjárás viszonyoktól.

A relatív létszámváltozások jól nyomon követhetők ezzel a módszerrel. A befogott gótkétnél pusztulás gyakorlatilag nem volt, mindössze néhány alkalommal fordult elő a csapdába bekerült nagytestű ragadozó rovarok vagy lárváik kártétele.

A petecsomó-számlálást csak ott javasoljuk elvégezni, ahol az a víztér zavarása, tönkretétele nélkül megoldható. A petecsomók száma alapján a szaporodóképes egyedek létszámát jól lehet becsülni. Egy lerakott termékeny petecsomó legalább egy nőstény és egy (vagy több) hím példány korábbi jelenlétét bizonyítja.

A hálóval történő gyűjtés az élőhelyet durván károsíthatja, továbbá a peték, a lárvák és a kifejlett állatok sérülését is okozhatja, ezért egyes helyeken történt kipróbálását követően a használatát mellőztük.

Az ebihalak és lárvák számlálása populációk létszámának becslésére nem alkalmas, jelenlétük csak a faj előfordulását igazolja, ezért a lárvák mennyiségi vizsgálatát mellőztük.

A hullók észlelése nehezebb, mint a kétéltűeké, a monitorozásukra használható általános módszerek kevésbé hatékonyak. A vízhez kötött fajok (mocsári teknős, vízi- és kockás sikló) létszámbebecslésére jól bevált a megfigyelőpontokról történő megfigyelés. Különösen a napozó mocsári teknősök figyelhetők meg jól ilyen módon.

A sávos felmérések elsődlegesen gyíkok állományainak felmérésére váltak be. Az egybefüggő gyepterületeken a sávok vagy négyzetek könnyen kijelölhetők. A módszer eredményesen alkalmazható homoki gyík, fűrgye gyík és zöld gyík esetében. A sziklás hegyoldalokon és út menti rézsúkon is kiválóan alkalmazható a fűrgye, a zöld és a fali gyíkok monitorozására.

FAJÖSSZETÉTEL ÉS DOMINANCIAVISZONYOK ALAKULÁSA

ÚJ FAUNISZTIKAI ADATOK ÉS HIÁNYOK

Az egyes tájegységekben a korábbi adatgyűjtések révén számos faj jelenléte volt ismert. A 17 éves monitorozó munka eredményeként sikerült a mintavételi területre nézve új fajok jelenlétét is kimutatni. Ugyanakkor a felmérések a mintavételi területek szűkebb kiterjedése és a megváltozott élőhelyi feltételek miatt néhány, a tájegységen belül már ismert faj előfordulását esetleg nem igazolták.

Az Őrség–Vendvidéken a Hársas-tóban korábban nem volt ismert a mocsári béka jelenléte. Megjelenése azonban nem meglepő, mert a faj eddig is ismert volt az Őrség területén (Dankovics 1995), és a Hársas-patakon kialakított víztározó szukcessziós fejlődése a vizsgált időszakban érte el a faj szaporodóhely-igényeinek megfelelő állapotot.

A Magas-Bakonyban a Vörös János-séd mellől korábban nem mutatták ki a zöld varangy jelenlétét. Megjelenése várható volt, tekintve, hogy a séd környéki településekről már előkerült.

A Pilis–Visegrádi hegységben a tömegesebb kétéltűfajokat már korábbról is is-

mertük. A vöröshasú unka, a zöld levelibéka, a barna ásóbéka jelenlétének igazolása, illetve a kecskebéka-komplexnek a magasabb térszíneken való szórványos előfordulása tekinthető új faunisztikai eredménynek. A mintaterületeken nem kerültek elő olyan fajok, amelyek a hegységben máshol ismertek, így pl. a foltos szalamandra, a sárgahasú unka, a mocsári teknős, a pannongyík és a kockás sikló.

Az Ócsai-turjánvidékről nem került elő olyan faj, amely korábbról nem volt ismert. A vöröshasú unkát például a lápréti mintaterületről nem sikerült kimutatni, csupán egy alkalommal hallottuk a hangját. A mintavételi területtől távolabb azonban sikerült megtalálni.

A Gödöllői-dombságban, a Babatvölgyi tavak térségében korábban már zajlott faunisztikai felmérés (Kiss & Kovács 1997, Kiss et al. 2001), így a monitorozás során új faj nem került elő. A kockás sikló a terület vizsgált mintavételi egységeiből nem került elő, míg más, szomszédos tavakból ismert a jelenléte. A Babatvölgy mintavételi területétől légvonalban csupán néhány kilométer távolságra pedig stabil állománya ismert a pannongyíknak (Kovács & Kiss 2016). A süllyápi halastavak területén új faj nem került elő. A szadai területen új fajként előkerült a korábban ott nem ismert vöröshasú unka és a rézsikló.

Az Aggteleki-karszt területén az Ördögszántás oldalában, az 1990-es években még leírták a pannongyíkot (Gubányi 1999), ezért a program elindulásakor mintavételi területnek is kijelöltük, de a monitorozás során egyetlen évben sem sikerült kimutatni sem innen, sem az igazgatóság más élőhelyeiről.

A Zempléni-hegység monitorozásba vont élőhelyein a keresztes vipera (*Vipera berus*) példányai ezideig nem kerültek elő sem a Regéci-, sem a Boldogkővári-várhegy oldalából.

A kardoskúti szikeseken a területre nézve új faj nem került elő, a területen előforduló fajokat feltehetően mind megtaláltuk. Az élőhelyi adottságok és a tágabb vidék faunája alapján zöld gyík és rézsikló szórványos felbukkanására még lehet számítani.

A Béda–Karapancsa tájegységben a szűkebb bédai mintavételi területeken nem, míg a közelben előfordul a pettyes götte, a zöld varangy, a zöld gyík, de a tájegységben a haragos siklónak is van ismert állománya.

FAJSZÁM ÉS FAJÖSSZETÉTEL VÁLTOZÁSA

A hazánkban előforduló 18 kételtűfajból ez ideig 15 fajt, amelyben a három „zöldbéka” fajt kecskebéka (*Pelophylax*)-komplex megnevezéssel kezeltük, valamint egy hibrid unkaállományt (Golmann et al. 1986) mutattunk ki a mintavételi területeinken. Egyetlen faj, a közönséges tarajosgötte példányai nem kerültek elő egyik tájegységben sem. E faj aggteleki állományait korábban morfológiai adatok alapján azonosították, amit a genetikai vizsgálatok felülbíráltak. Mitokondriális és nukleáris markerek használatával Vörös & Major (2007) megállapította, hogy az aggteleki populáció nagy valószínűséggel a *T. dobrogicus* és a *T. cristatus* kevert állománya.

A legtöbb kételtűfaj az Őrség–Vendvidéken (13) és az Aggteleki-karszt (11) területén található. A Pilis–Visegrádi-hegységben, az Ócsai-turjánvidéken és a Gödöllői-dombságon 10–10, míg a Magas-Bakonyban 8 fajt tudunk kimutatni. A fennmaradó 3 tájegység mindegyikében 7 faj fordult elő.

A kételtűek közül valamennyi tájegységben észlelt faj a zöld levelibéka. A pettyes götte, az erdei béka és a kecskebéka fajcsoport 8, a barna varangy, a zöld varangy és a barna ásóbéka 7, a vöröshasú unka 6, a dunai tarajosgötte 5 tájegységben került elő. A többi fajt a speciálisabb élőhelyi igények miatt kevesebb helyen mutattuk ki: gyepi béka (4), foltos szalamandra (3), alpesi götte (3), sárgahasú unka (3), mocsári béka (3), alpesi tarajosgötte (1).

A hazai 16 hüllőfajból – a legritkább 4 faj kivételével – 12 fordult elő a tájegységek vizsgált területein. A hüllőket tekintve leginkább fajgazdagnak az Aggteleki-karszt és a Gödöllő-dombszék bizonyult, ahol egyaránt 8–8 faj fordul elő. További 4 tájegységben (Őrség–Vendvidék, Pilis–Visegrádi-hg., Ócsai-turjánvidék, Béda–Karapancsa) 6–6 faj, a Zempléni-hegységben 5 faj, a Magas-Bakonyban és a kardoskúti szikeseken mindössze 3–3 faj került elő. Az alacsonyabb fajszámok oka lehet a hüllők nehezebb megfigyelhetősége, az élőhelyek kedvezőtlen átalakulása, vagy az egyes fajok történeti (filogenetikai) háttere.

A vizsgált tájegységekben a vízisikló tekinthető a legáltalánosabb előfordulásának, mert a kilenc tájegységből nyolcban megtaláltuk. Hét tájegységből került elő a fúrgegyik, míg 5 tájegységben fordult elő a mocsári teknős, a zöld gyík és a rézsikló. A többi fajt kevesebb tájegységből mutattuk ki: fali gyík (4), erdei sikló (4), közönséges és kékpettyes lábatlangyík (3), kockás sikló (3), homoki gyík (2).

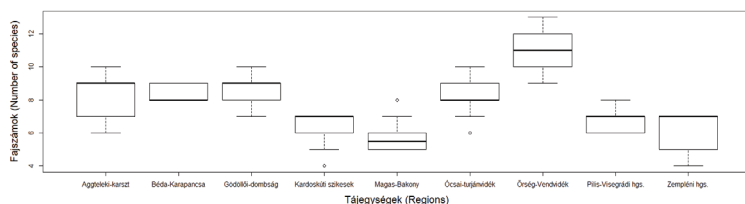
FAJSZÁMOK VÁLTOZÁSA AZ EGYES TÁJEGYSÉGEKBE

A kilenc tájegységből nyolcban lehetőség volt a közösség- és a fajszintű monitorozás időszakában megfigyelt és a teljes időszakra jellemző átlagos fajszám összehasonlítására. A kételtűeknél egyedül az Őrség–Vendvidék területén volt magasabb a megfigyelt fajok átlagos száma a fajszintű monitorozási időszakban, mint a teljes 17 év átlaga. Ez nem jelentette egy új faj megjelenését, csak a korábban már jelzett fajok számának adott években való egyidejű előfordulásának emelkedését. A többi tájegységben mindenütt lecsökkent az átlagos fajszám a fajszintű monitorozás időszakában a teljes és a közösségszintű monitorozás időszakához viszonyítva. Az eltérés mértéke nem magas, kerekítve legfeljebb ± 1 fajnak megfelelő. A hüllőknél egyedül a kardoskúti szikesek területén volt magasabb a megfigyelt fajok második időszakos átlaga a teljes időszakéhoz képest, amelynek oka a mocsári teknős előkerülése volt. A többi tájegységben mindenütt alacsonyabb a hüllők átlagos fajszáma a fajszintű monitorozás időszakában, mint a teljes és a közösségszintű monitorozás időszakában. A különbség azonban két tájegység kivételével (Őrség–Vendvidék, Pilis–Visegrádi-hg.) egészen csekély, nem éri el a 0,5 fajszámértéket. Ebben a két tájegységben kizárólag, illetve jórészt csak kételtűek szerepeltek a fajszintű monitorozásra kijelölt célcsoportok között.

A vizsgált tájegységek közül mindössze a kardoskúti szikeseken fordult az elő, hogy a megfigyelt kételtűfajok száma az első évtől kezdődően már nem változott.

További két esetben a második (Béda–Karapanca), vagy a harmadik (Zempléni-hg.) évtől nem nőtt a megfigyelt fajok száma. A többi területen néhány évente újabb fajok kerültek megfigyelésre. Az eddig megismert legmagasabb fajszámot a Magas-Bakonyban a 4., a Pilis–Visegrádi-hegységben az 5., a Gödöllői-dombságon a 6., az Aggteleki-karszton a 7., az Őrség–Vendvidéken a 9. év után sikerült elérni. Egy esetben (Ócsai-turjánvidék) még 13 év elteltével is új faj jelent meg, bár ez a vöröshasú unka hang alapján történt azonosításából ered. A hüllőállományok évente és maximálisan megfigyelt fajszáma sokkal nagyobb mértékű ingadozást mutatott, ami az alacsonyabb egyedsűrűséggel és a rosszabb észlelhetőséggel magyarázható. A legalacsonyabb, 3 fajszámú tájegységekben is csak a 6. (kardoskúti szikések), illetve a 7. (Magas-Bakony) évben sikerült ezt a maximális fajszám értéket elérni. A többi tájegységben, ahol a maximális fajszám 5–8 közé esett, 5–8 évnek kellett eltelnie, hogy ezt a számot elérje. Az Aggteleki-karszt esetében még a 14. évben is figyeltünk meg új fajt. A rövid ideje monitorozott Béda–Karapanca tájegységben a fajszám még nem változott az első évihez képest.

A kétéltűek egy-egy tájegységen belüli, évek során megfigyelt váltakozásának mértékét a 2. ábra szemlélteti. A legnagyobb ingadozás részben annál a két tájegységénél (Őrség–Vendvidék és Aggteleki-karszt) figyelhető meg, amelyekben a legmagasabb fajszámot találtuk, másrészt az egyik legalacsonyabb fajszámú területen (Zempléni-hg.).



2. ábra. Kétéltűek megfigyelt fajszáma a teljes vizsgálati időszakban.

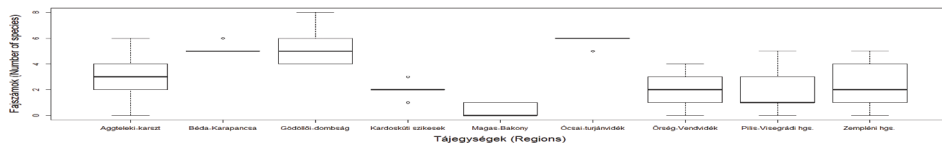
Figure 2. Yearly detected amphibian species richness in each regions during the surveyed period.

A legkisebb fajszám-ingadozás ezzel szemben ott volt, ahol a kevés fajt figyeltünk meg, így a Magas-Bakonyban, a Pilis–Visegrádi-hegységben, a kardoskúti szikéseken és a Béda–Karapanca tájegységben.

A hüllők évenkénti, tájegységenkénti fajszám-ingadozásának mértéke legnagyobb kitéréseket az Aggteleki-karszt, a Zempléni-hg. és a Pilis–Visegrádi-hg. területén mutatta (3. ábra). A legkisebb fajszám-ingadozás az Ócsai-turjánvidéken, kardoskúti szikéseken és a Béda–Karapanca tájegységben jelentkezett.

KOLONIZÁCIÓ, REKOLONIZÁCIÓ

A hosszútávú felmérések során a kolonizáció jelenségére is találtunk példát. Az Őrség–Vendvidék területén lévő Hársas-tóban a 2001. óta zajló megfigyelések ellenére csak 2009-ben sikerült a mocsári béka első példányát kimutatni, majd a 2012–2014 között az állomány nagyság fokozatosan növekedett.



3. ábra. Hüllők megfigyelt éves fajszáma a teljes vizsgálati időszakban.

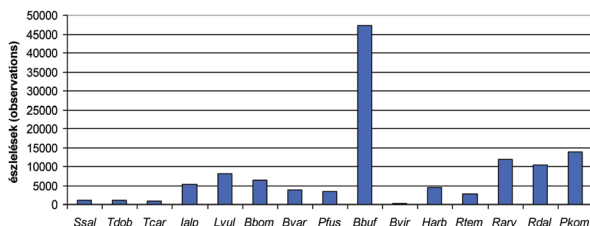
Figure 3. Yearly detected reptile species richness in each regions during the surveyed period.

Az aggteleki Vörös-tó élőhelyrekonstrukciójára 2001 telén került sor. A 2002-es időszakban a víznyelő korábbi kétéltűállománya, mind faj-, mind egyedszám tekintetében jelentősen visszaesett, majdnem teljesen eltűnt. Az ezt követő években azonban egy fokozatos rekolonizáció indult el, egyre több faj, egyre nagyobb egyedszámban vette ismét birtokba szaporodás céljára a tavat. 2005 után a kikotrás előtti kétéltűfauna gazdagság maradéktalanul helyreállt és az azóta eltelt időszakban minden tekintetben meghaladja a korábbi egyedszámokat. Ehhez hozzájárult, hogy a tó vízháztartása, és a litorális zóna hínárállománya a kétéltűfajok szempontjából sokkal kedvezőbb alakult.

FAJOK DOMINANCIAVISZONYAI

A kilenc tájegység hosszútávú adatsorának feldolgozása, a 121 024 kétéltűészlelés alapján legmagasabb arányban (39%) a barna varangy került elő (4. ábra). A barna varangy legmagasabb számban az Őrség–Vendvidéken (21 064 észlelés) és a Pilis–Visegrádi-hegységben (13 296 észlelés) mutatkozott, míg tájegység szinten belül az utóbbiban mutatta a legmagasabb részarányt (77,9%) az összes ott talált kétéltű észleléshez viszonyítva. A többi faj észlelési számai és arányai jóval a barna varangy alatt maradnak, melyek közül még a kecskebéka-fajcsoport, az erdei béka, a mocsári béka és a pettyes götte mutatnak valamivel magasabb értéket.

A kétéltűek legnagyobb észlelési száma az Őrség–Vendvidéken fordult elő, éves átlagos értéke több mint kétszerese a sorban következő Gödöllői-dombsághoz és a Pilis–Visegrádi-hegységhez képest, míg a többi tájegység ezektől is jóval elmarad. A barna varangy az Ócsai-turjánvidéken és a bédai térségben igen kis számban található, feltehetően a gyakori és nagyobb kiterjedésű vízborítás miatt, míg a kardoskúti és zempléni területeken egyáltalán nem is került elő. A kecskebéka fajcsoport tagjait egyedül a Zempléni-hegységben nem találtuk meg, máshol mindenütt jelen voltak. A „zöldbékák” legnagyobb egyedszámban és egyben tájegység szinten a legmagasabb arányban (27,3%) a Gödöllői-dombságban fordultak elő a barna varangy részaránya (36,8%) után. A mocsári béka és az erdei béka összesített észlelési számai két tájegységben, az Őrség–Vendvidéken (8 064 és 2 782 észlelés) és az Ócsai-turjánvidéken (3 913 és 1 079 észlelés) volt a legmagasabb. A farkos kétéltűek közül a pettyes götte tekinthető gyakoribb fajnak (8 138 észlelés), az észlelések számának vonatkozásában az 5. helyen áll a 16 közül.

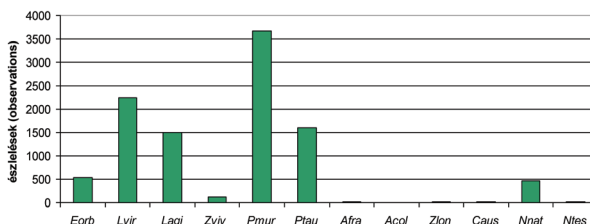


4. ábra. A kétéltűfajok halmozott észlelési adatai a vizsgált tájegységekben 2001-2018 között. (Rövidítések: Ssal: Salamandra salamandra, Tdob: Triturus dobrogicus, Tcar: T. carnifex, lalp: Ichthyosaura alpestris, Lvul: Lissotriton vulgaris, Bbom: Bombina bombina, Bvar: B. variegata, Pfus: Pelobates fuscus, Bbuf: Bufo bufo, Bvir: Bufotes viridis, Harb: Hyla arborea, Rtem: Rana temporaria, Rarv: R. arvalis, Rdal: R. dalmatina, Pkom: Pelophylax-komplex)

Figure 4. Number of observations for each amphibian species occurring in the survey regions between 2001-2018 (pooled data of all regions and years).

A kétéltűekhez viszonyítva nagyságrenddel kevesebb, 10 184 észlelési adatot mutattuk ki a hüllőknek az elmúlt 17 év során. Ezek közül is elsősorban a gyíkok észlelési száma emelkedik ki (5. ábra). A legnagyobb számot, az összes hüllőészlelés 36%-át a fali gyík adta, annak ellenére, hogy csak négy tájegységből került elő a mintavételi területeken. A fali gyíkkal a számára kedvező, sok búvóhelyet és napnak kitett napozó- és táplálkozóhelyet biztosító élőhelyeken nagyobb számban talákoztunk. Az utóbbi évek más felmérései azt igazolják, hogy a nem természetes élőhelyeken, így városokban is egyre több élőhelyet foglal el (Dékány et al. 2015). Sorrendben a második legnagyobb fajszámot a zöld gyík mutatta (22%). Ez a faj jól alkalmazkodik a szárazabb élőhelyi feltételekhez, így az országosan megfigyelhető szárazodás és az ezzel járó élőhelyváltozások növelhetik előfordulási helyeit. A kígyók közül a vízisikló tekinthető gyakoribbnak.

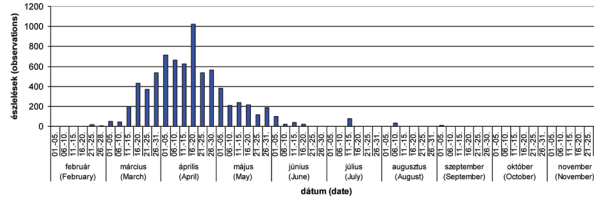
A hüllők tájegységenként észlelt számának sorrendjében legmagasabb értéket a Gödöllői-dombság adja, amit az Ócsai-turjánvidék és a Pilis-Visegrádi-hg. követ. A Gödöllői-dombság igen változatos, mozaikos élőhelyszerkezetű, ami kedvez a hüllőfajok megtelepedésének. Az Őrség-Vendvidéken és a Magas-Bakonyban igen alacsony volt a hüllők észlelt száma, ami feltehetően a számukra kedvezőtlenebb, hűvösebb mikroklímával is összefüggésben van.



5. ábra. A hüllőfajok halmozott észlelési adatai a vizsgált tájegységekben 2001-2018 között. (Rövidítések: Eorb: Emys orbicularis, Lvir: Lacerta viridis, Lagi: L. agilis, Zviv: Zootoca vivipara, Pmur: Podarcis muralis, Ptau: P. tauricus, Afra: Anguis fragilis, Acol: A. colchica, Zlon: Zamenis longissimus, Caus: Coronella austriaca, Nnat: Natrix natrix, Ntes: N. tessellata)

Figure 5. Number of observations for each reptile species occurring in the survey regions between 2001-2018 (pooled data of all regions and years).

A pettyes götte akár már február második felétől a vízbe megy és ott is maradhat június közepéig, ritkábban akár a nyár és az ősz folyamán is (7. ábra). Gyakorta együtt fordul elő a dunai tarajosgötével, ilyenkor elsősorban a mikroéőhelyfoltok felosztásában valósul meg a niche szegregációjuk (Deák et al. 2012).

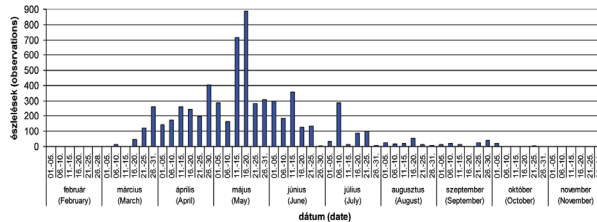


7. ábra. A *Lissotriton vulgaris* észlelési adatainak eloszlása (az értékek a 2001–2018 évek során az adott 5 napos intervallumon belüli észlelések halmozott számát mutatják).

Figure 7. Number of *Lissotriton vulgaris* observations from the period 2001–2018 (pooled data for each 5 days interval).

A vöröshasú unka március elejétől október elejéig nagyobb számban a vízben tartózkodhat, ami elsősorban a speciális szaporodási stratégiájának megfelelő, azaz az év során gyakran különböző vizekbe és több alkalommal is rakhatnak petéket. Legnagyobb bizonyossággal a májusi időszakban észlelhetjük (8. ábra).

Nagyon hasonló a sárgahasú unka észlelhetőségének időszaka, de valamivel előbb, már áprilisban érdemes ellenőrizni előfordulását a vizekben, ha csupán a jelenlét/hiány megállapítása a cél. A sárgahasú unka elsősorban a hegyvidéki hűvösebb élőhelyeket foglalja el hazánkban (Dely 1967).



8. ábra. A *Bombina bombina* észlelési adatainak eloszlása (az értékek a 2001–2018 évek során az adott 5 napos intervallumon belüli észlelések halmozott számát mutatják).

Figure 8. Number of *Bombina bombina* observations from the period 2001–2018 (pooled data for each 5 days interval).

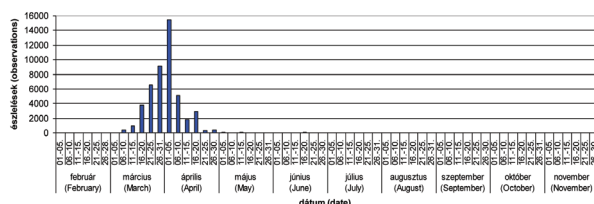
A többnyire rejtetten, saját maga által ásott üregben meghúzódó barna ásóbéka március végétől április közepéig a szaporodási időszakban észlelhető nagyobb számban a vizek közelében, amikor a szaporodóhelyre vonul. A vízben tartózkodó példányok megfigyelhetősége erősen csökken. Csapadékos napokon, szürkületben találkozhatunk vele akár szeptember közepéig is.

A barna varangy egyike azon fajoknak, amelyek létszáma a szaporodási időszakban robbanásszerűen emelkedik, majd a peterakási csúcsot követően igen rövid idő alatt lecsökken. Többnyire a március közepétől április elejéig

tartó időszakban lehet a legbiztosabban észlelni (9. ábra). A vízben tartózkodásuk hosszát az időjárási tényezők alakulása erősen befolyásolja (Kiss & Laár 1992, Muraközy & Kiss 2006). Annak ellenére, hogy az egyik leggyakoribb hazai fajnak tekintik, az év többi időszakában csak elvétve találkozhatunk vele.

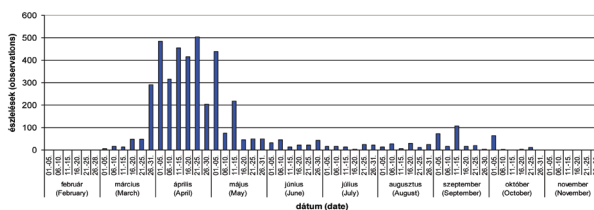
A zöld varangy ritkán került elő, így szaporodásának, észlelhetőségének tavaszi időszaka kevésbé jól körülhatárolható. Az év többi részében viszont gyakrabban kerül szem elé, főleg a településeken.

A zöld levelibéka valamennyi vizsgált tájegységben előfordult. Hazánkban általános elterjedésűnek tekinthető, bár előnyben részesíti a sík- és dombvidéki élőhelyeket. Szaporodási időszaka többnyire áprilisban és május elején van (10. ábra).



9. ábra. A *Bufo bufo* észlelési adatainak eloszlása (az értékek a 2001–2018 évek során az adott 5 napos intervallumon belüli észlelések halmozott számát mutatják).

Figure 9. Number of *Bufo bufo* observations from the period 2001–2018 (pooled data for each 5 days interval).



10. ábra. A *Hyla arborea* észlelési adatainak eloszlása (az értékek a 2001–2018 évek során az adott 5 napos intervallumon belüli észlelések halmozott számát mutatják).

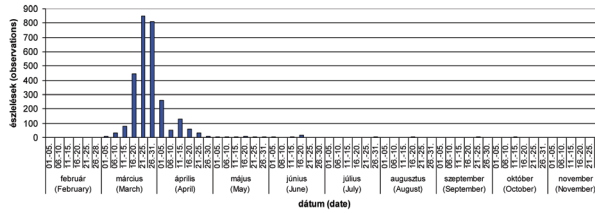
Figure 10. Number of *Hyla arborea* observations from the period 2001–2018 (pooled data for each 5 days interval).

Az év többi időszakában a vízterektől távol is gyakran lehet vele találkozni. A hibernáció kezdete előtt megfigyelhető a tavaszinál kisebb létszámú csoportosulása is.

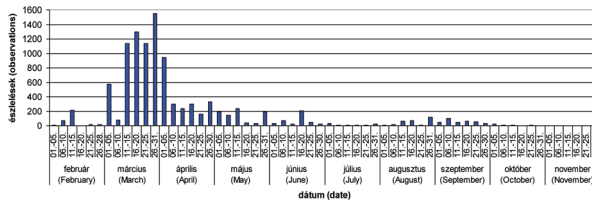
A hűvösebb klímájú élőhelyeken előforduló gyepi béka valamivel előbb jelenik meg, és szaporodó állományának maximális létszáma is előbb tetőzik (11. ábra), mint a mocsári békáé. Mindkét faj szaporodása igen rövid idő alatt fut le, majd ezt követően jelentősen csökken az észlelhetőségük. A mocsári béka az év többi időszakában gyakrabban figyelhető meg, mint a gyepi béka, az őszi felmérések elsősorban az azévi szaporulatot mutatják.

Az erdei béka a két másik „barnabékához” képest sokkal hamarabb jelenik meg a szaporodóhelyeken. A februárban már felmelegedő, napsütötte vízterekben

hamar mozogni kezdenek, ami a visszatérő fagyok miatt gyakorta a vesztüket is jelenti. A szaporodó példányok száma ugrásszerűen megemelkedik, majd a peterakást követően elhagyják a vízteret (12. ábra).



11. ábra. A *Rana temporaria* észlelési adatainak eloszlása (az értékek a 2001–2018 évek során az adott 5 napos intervallumon belüli észlelések halmozott számát mutatják).
Figure 11. Number of *Rana temporaria* observations from the period 2001–2018 (pooled data for each 5 days interval).

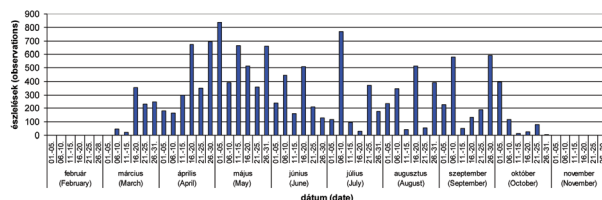


12. ábra. A *Rana dalmatina* észlelési adatainak eloszlása (az értékek a 2001–2018 évek során az adott 5 napos intervallumon belüli észlelések halmozott számát mutatják).
Figure 12. Number of *Rana dalmatina* observations from the period 2001–2018 (pooled data for each 5 days interval).

A későbbi időszakban a vízben vagy közelében főleg a hímekkel és a fiatal példányokkal lehet találkozni. A víztől messze elmennek, a legmelegebb nyári hónapok kivételével a száraz élőhelyeken is gyakorta láthatók. A nyár végi és őszi felmérések során főleg a fiatal és azévi szaporulat példányai kerültek elő.

A “zöldbékák” a morfológiai bélyegekre támaszkodva nehezen elkülöníthetők, ezért az alapadatokat akkor is összevontuk, ha külön voltak rögzítve, így észleléseik számát csak kecskebéka-fajcsoportként mutatjuk be. Ezek a fajok tipikusan vízi békák, egész évben a vízben, vagy közelében tartózkodnak (13. ábra). Március közepétől kezdve fokozatosan emelkedik az észlelhetőségük, április-májusban szaporodnak.

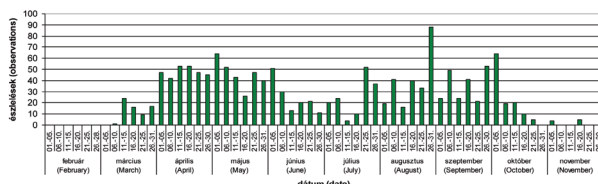
Az alacsony számú mocsári teknős észlelések többsége a tavaszi és kora nyári időszakra korlátozódott, holott tudjuk, hogy a faj egész évben észlelhető, és többnyire két magasabb aktivitású időszaka van (egy tavaszi és egy őszi), amikor több egyed észlelhető (Erdélyi & Kiss 2016, Lovász et al. 2012).



13. ábra. A Pelophylax-komplex észlelési adatainak eloszlása (az értékek a 2001–2018 évek során az adott 5 napos intervallumon belüli észlelések halmozott számát mutatják).

Figure 13. Number of Pelophylax complex observations from the period 2001–2018 (pooled data for each 5 days interval).

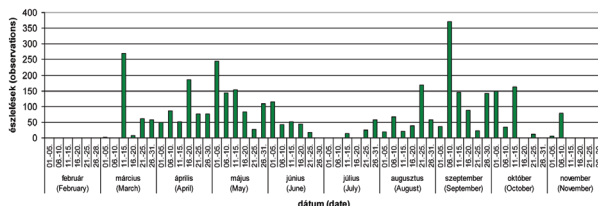
A zöld gyík és a fűrgye gyík (14. ábra) éves szezonális aktivitása nagyon hasonló lefutású. Niche-elkülönülésük a napszakos aktivitásmintázatban és mikroórhelyválasztásban mutatkozik meg (Babocsay 1997, Heltai et al. 2015, Korsós 1984). Kedvező időjárás mellett mindkét faj március közepétől megjelenhet, de észlelési egyedszám-maximumukat az április-május hónapokban mutatják, amikor a párzás és tojásrakás zajlik. A többnyire forró júliusban mindkét faj észlelhetősége visszaesik, de az őszi időszakban ismét megemelkedik. A zöld gyík valamivel korábban húzódik hibernálni, mint a fűrgye gyík.



14. ábra. A Lacerta agilis észlelési adatainak eloszlása (az értékek a 2001–2018 évek során az adott 5 napos intervallumon belüli észlelések halmozott számát mutatják).

Figure 14. Number of Lacerta agilis observations from the period 2001–2018 (pooled data for each 5 days interval).

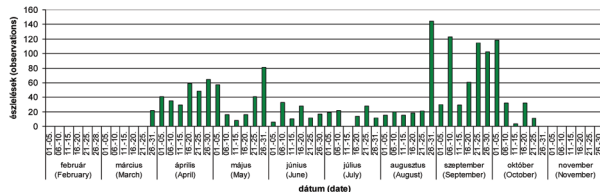
A fali gyík március közepétől már megfigyelhető a napozóhelyein, de nagyobb létszámot általában április és május hónapokban lehet észlelni (15. ábra). A nyári nagy melegben észlelhetőségük erősen csökken, valószínűleg igen rövid időre jönnek elő a sziklák, kövek közötti búvóhelyeikről, ahol napozás nélkül is fenn tudják tartani az optimális testhőmérsékletüket. A meleg, őszi időszak ismét kedvez a faj megfigyelhetőségének (Bády & Vági 2012).



15. ábra. A Podarcis muralis észlelési adatainak eloszlása (az értékek a 2001–2018 évek során az adott 5 napos intervallumon belüli észlelések halmozott számát mutatják).

Figure 15. Number of Podarcis muralis observations from the period 2001–2018 (pooled data for each 5 days interval).

Hasonló éves ciklust mutat a homoki gyík észlelhetősége, azzal az eltéréssel, hogy a nyári időszakban is szinte folyamatosan megfigyelhető, habár a tavaszi és őszi csúcshoz képest jóval alacsonyabb gyakorisággal (16. ábra).



16. ábra. A Podarcis tauricus észlelési adatainak eloszlása (az értékek a 2001–2018 évek során az adott 5 napos intervallumon belüli észlelések halmozott számát mutatják).

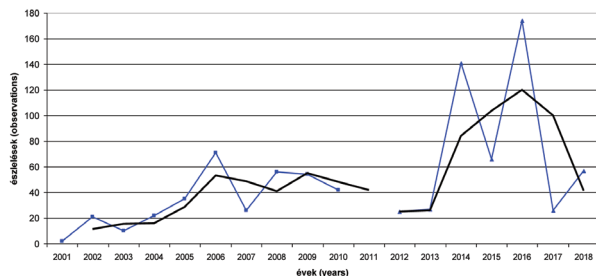
Figure 16. Number of *Podarcis tauricus* observations from the period 2001–2018 (pooled data for each 5 days interval).

A vízisikló hazánk egyik leggyakrabban, tavasztól őszig szinte bármikor szem elé kerülő kígyófaja. Március közepétől már észlelhető, de a megfigyelt egyedek száma április-május hónapokban tetőzik. Az őszi időszakban nem figyeltünk meg jelentősebb létszámban.

ÁLLOMÁNYVÁLTOZÁSOK TRENDJE

A foltos szalamandra 3 vizsgált tájegységben fordult elő. Az Őrség–Vendvidéken a megfigyelt egyedek alacsony száma alapján az állomány változása nem követhető nyomon. Az Aggteleki-karszton 2012, a Zempléni-hegységben 2014 óta figyeltük meg a fajt kisebb létszámban, de ez szintén nem teszi lehetővé az állományváltási trendek kimutatását.

Az alpesi tarajosgőte a mintavételi területek közül csak az Őrség–Vendvidék lakója. A kezdeti időszakban a faj monitorozása tókákban zajlott hálózás és vizuális megfigyelés révén. Az állomány jelenléte állandónak bizonyult és a létszáma is kis mértékben ingadozott (17. ábra). A felmérések 2012. évtől palackcsapdázással történtek a Vadkacsás- és a Sás-tóban. Az észlelések száma eleinte jóval meghaladta a tókákban tapasztaltakat, de az utóbbi két évben erősen lecsökkent. A nagyobb vízterekben több gőtét találtunk, de azok eloszlási mintázatának változásai miatt a csapdázás eredményei ingadozóak az évek között.

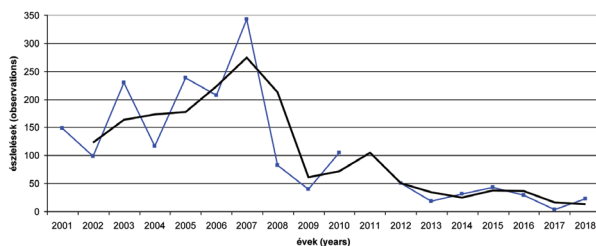


17. ábra. A Triturus carnifex észlelések alakulása az Őrség–Vendvidéken. (Az értékek a tókákban 2001–2010 és a nagyobb tavakban 2012–2018 években megfigyelt észlelési adatainak halmozott számát mutatják (kék vonal). A fekete vonal a két évenkénti adatok átlagára illesztett trendvonal.)

Figure 17. Fluctuations in cumulative number of *Triturus carnifex* observations (blue lines) between 2001–2010 (in small ponds) and 2012–2018 (in large lakes). Black lines are trend lines represent moving averages of two years.

A dunai tarajosgőte az Ócsai-turjánvidéken és a kardoskúti szikeseken mutatott magasabb létszámokat, míg a Gödöllői-dombságban és az Aggteleki-karszton a megfigyelt egyedszámok alacsonyak voltak. A programba 2014-ben bevont Béda–Karapancsa tájegység vizes élőhelyein nagy számban volt jelen. A három, leghosszabb adatsorú tájegység (Ócsai-turjánvidék, Gödöllői-dombság, Aggteleki-karszt) és a 2005-től bevont kardoskúti szikések területén az adatsorok trendvonalai egy kezdeti növekedést követően az utóbbi időszakban egyértelmű, csökkenést mutatnak. Ez a csökkenés elsősorban a szárazodás, a téli és a tavaszi csapadék hiánya miatt megszűnő vagy leromló állapotú vizek miatt következett be. Kardoskúton tovább fokozták ezt a szaporodóhelyeken gyakran megjelenő halak, és a táplálkozóhelyként szóba jöhető gyepterületek intenzív hasznosítása.

Az alpesi gőte három tájegységről került elő: 2001-től az Őrség–Vendvidéken, 2007-től a Magas-Bakonyban és az Zempléni-hegységben. Az Alpokalján az állomány határozott csökkenése (18. ábra), míg a Magas-Bakonyban kisebb mértékű emelkedése, a Zempléni-ben stagnálása látszik. Az Őrség–Vendvidéken a csökkenés nem a közösség szintűről a fajszintű monitorozásra váltás módszertani eltéréseiből adódott. Az észlelt egyedszám visszaesés már a váltást megelőzően megkezdődött a mintavételi terület időszakos viztesteinek kiszáradása miatt. A Magas-Bakonyban a vizsgált Vörös János-séd szakasz alpesigőte-állományát kedvezően érinti, hogy az élőhelyet rendszeresen kezelik. Vízkormányzással még csapadékhiányos években is biztosított a megfelelő vízállás.



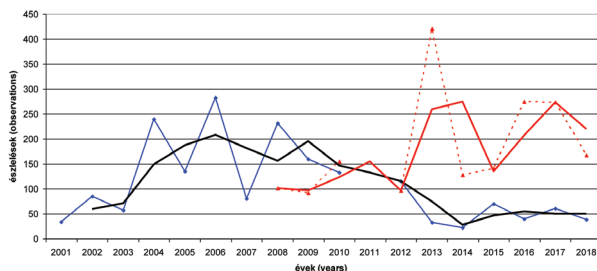
18. ábra. Az *Ichthyosaura alpestris* észlelések alakulása az Őrség–Vendvidéken. Az értékek a 2001–2018 évek során az adott év észlelési adatainak halmozott számát mutatják (kék vonal). A fekete vonal a két évenkénti adatok átlagára illesztett trendvonal.

Figure 18. Fluctuations in cumulative number of *Ichthyosaura alpestris* observations between 2001–2018 (blue line). Black line is a trend line represent moving averages of two years.

A pettyes gőte hét tájegységből került elő, a monitorozása négyben 2001 óta, háromban rövidebb ideje zajlik. Mindkét tájegységcsoportban jellemző a trendvonal hullámzó futása, amelyben közös a 2008–2009 közötti magasabb, míg a 2012–2013 évek erősen lecsökkent észlelésszáma.

A vöröshasúunka-állományok változásának trendjében a 2005–2006 években határozott létszámemelkedés, majd 2008–2010 között erős hanyatlás következett be, amelyből csak az aggteleki állomány mutatott tartós kilábalást. A kardoskúti az utóbbi években ismét hanyatlást jelez, amit az élőhelyek szárazodása, a vizek eltűnése okozott. Az aggteleki létszámnövekedés elsősorban a Vörös-tó élőhelyfejlesztési kezelésének köszönhető. A pilisi és a gödöllői tájegységben az állomány nagyság alacsony maradt.

A sárgahasú unkára vonatkozóan csak az Őrség–Vendvidékről áll rendelkezésre 17 éves adatsor. Az alpokaljai állomány kisebb ingadozásokkal határozott csökkenést mutat (19. ábra), szemben a zempléni adatokkal, ahol nagyobb ingadozásokkal, de létszámemelkedés mutatkozik. Az Őrség–Vendvidéken az állományok nagyságának csökkenése az élőhely átalakulásával, a mintavételi helyen a szaporodóhelyek eltűnésével magyarázható. A Zempléni-hegységben a vízterek állapota még viszonylag stabil, ez kedvez a faj állományának.

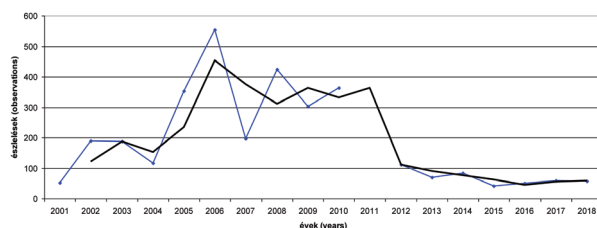


19. ábra. A *Bombina variegata* észlelések alakulása az Őrség–Vendvidéken (kék vonal) 2001–2018 és a Zempléni hegységben (vörös pontozott vonal) 2007–2018 között. Az értékek az adott év észlelési adatainak halmozott számát mutatják. A fekete és a vörös folyamatos vonalak a két évenkénti adatok átlagára illesztett trendvonalak.

Figure 19. Fluctuations in cumulative number of *Bombina variegata* observations in Őrség–Vendvidék (2001–2018, blue continuous line) and Zemplén-Mts. (2007–2018, red dotted line). Black and red continuous lines are trend lines represent moving averages of two years.

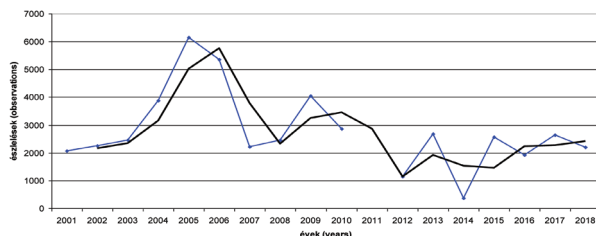
A barna ásóbéka öt tájegységben fordult elő, melyek közül csak a Gödöllői-dombságon, az Ócsai-turjánvidéken volt jelentősebb állománya felmérések első időszakában, majd azt követően mindkét helyen erősen visszaesett (20. ábra). Ennek oka lehet, hogy a csapadékihiányos évek miatt az időszakos víztestekben a víz nem tartott ki nyárig. Kardoskúton, ahol a lényegesen kisebb létszámú állomány szinte teljesen összeomlott, még súlyosbította a helyzetet a parti növényzet kaszálása és szürkemaráhával történő taposztatása is. Az észlelések számának csökkenése nem a módszertani váltásra vezethető vissza, hiszen mindhárom tájegységben e faj esetében lényegében nem változott a monitorozás módszertana, sem a felmérések gyakorisága, sem a helyszínei.

A barna varangy hét tájegységben volt jelen, és a leggyakoribb kételtűfajnak tekinthető. Ennek ellenére a hosszú távú adatsorok azt mutatják, hogy az állományváltozás trendje 2004–2006 közötti magasabb létszámszinthez képest határozott csökkenést mutat, jelenleg a 2001–2003 évek közötti szintnek felel meg (21. ábra).



20. ábra. A *Pelobates fuscus* észlelések alakulása (2001–2018). Az értékek az adott év észlelési adatainak halmozott számát mutatják (kék vonal). A fekete vonal a két évenkénti adatok átlagára illesztett trendvonal.

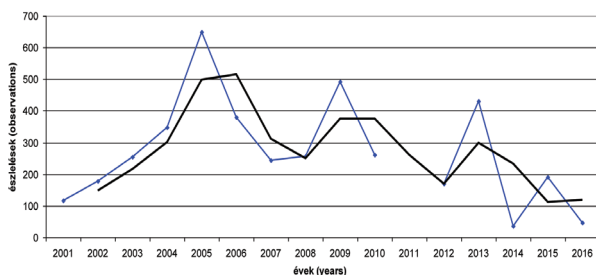
Figure 20. Fluctuations in cumulative number of *Pelobates fuscus* observations between 2001–2018 (blue line). Black line is trend line represents moving averages of two years.



21. ábra. A *Bufo bufo* észlelések alakulása (2001-2018). Az értékek az adott év észlelési adatainak halmozott számát mutatják (kék vonal). A fekete vonal a két évenkénti adatok átlagára illesztett trendvonal.

Figure 21. Fluctuations in cumulative number of *Bufo bufo* observations between 2001-2018 (blue line). Black line is trend line represents moving averages of two years.

A zöld levelibéka valamennyi tájegységben előfordult, és az összesített némi ingadozással, de határozottan csökkenő trendet mutat (22. ábra). Ez a csökkenés a 2004–2006 évek közötti létszámhoz viszonyítva nem a módszertan változásából adódhat, mert a csökkenés már a váltás ideje előtt elindult.



22. ábra. A *Hyla arborea* észlelések alakulása (2001-2018). Az értékek az adott év észlelési adatainak halmozott számát mutatják (kék vonal). A fekete vonal a két évenkénti adatok átlagára illesztett trendvonal.

Figure 22. Fluctuations in cumulative number of *Hyla arborea* observations between 2001-2018 (blue line). Black line is trend line represents moving averages of two years.

A három „barnabéka” faj állományváltási trendjében közös vonásként látszik, hogy a 17 év során nagy hullámokban változnak az egyedszámok.

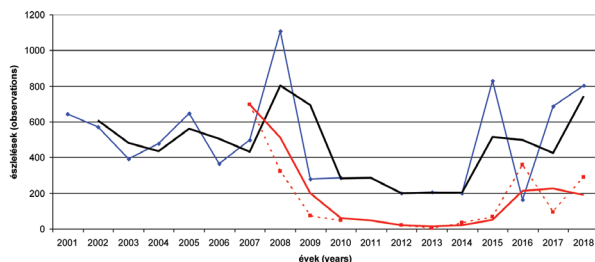
A gyepi béka 4 tájegységben fordult elő, amelyből a többi tájegység megfigyelt egyedszámait együttesen is többszörösen meghaladta az Őrség–Vendvidéké. Ezen a területen a 2003–2005 évek közötti mélyponthoz képest jelentős emelkedés történt 2010-ben, majd ismét összeomlani látszik az állomány 2012–2014 között, amit egy kisebb emelkedés követ. A petecsomók megfigyelt száma is jól követte a szaporodóhelyen azonosított kifejlett példányok létszámának változását. A gyepi béka aggteleki szaporodóhelye (Ménés-patak) a mederátalakítási munkák miatt megszűnt, kifejlett példányokat alig lehetett megfigyelni 2010 után.

A mocsári béka az Ócsai-turjánvidék jellegzetes faja, azonban egy 2005–2007 közötti emelkedő létszámot követően 2008-tól határozott összeomlást figyelhetünk meg, amely 2018-ig kíséri az állományt. Elsődleges oka lehet a szárazodás,

mert a téli és a tavaszi csapadékhiány miatt a vízterek az ebihalak átalakulása előtt kiszáradnak. A változást jól mutatták a petecsomók számainak alakulásai is.

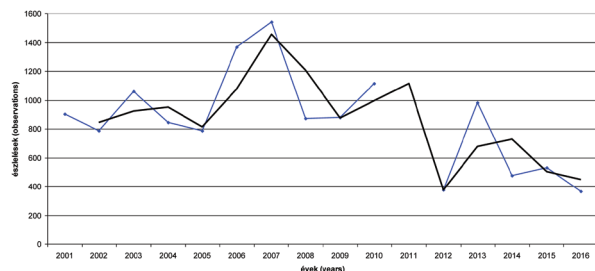
Az erdei béka a kardoskúti szikések és a bédai körzet kivételével mindegyik tájegységben előfordult, melyek összesített adatai a 2003–2004 évekhez viszonyítva 2007–2008-ban erős emelkedést mutattak, majd 2009–2014 között ismét igen alacsony létszámot adtak, és ezt követően indult el egy újabb létszámnövekedés (23. ábra).

A kecskebéka-fajcsoport tagjai a Zempléni-hg. kivételével minden tájegységben előfordultak, több helyen jelentős létszámban. Az állományváltozás trendje a kedvezőnek látszó 2006–2007 évektől, azaz már a módszertani váltást megelőzően csökkenést mutat (24. ábra).



23. ábra. A *Rana dalmatina* észlelések alakulása hét tájegységben. Az értékek az Őrség-Vendvidéken, a Pilis-Visegrádi hg.-ben, a Gödöllői-dombságban, az Ócsai-turjánvidéken és az Aggteleki-karszton a 2001–2018 között (kék vonal), a Magas-Bakonyban és a Zempléni-hegységben 2007-2018 között (pontozott vörös vonal) az adott év észlelési adatainak halmozott számát mutatják. A fekete vonal a 2001–2018, a vörös vonal a 2007–2018 közötti időszakban a két évenkénti adatok átlagának pontjára illesztett trendvonalak.)

Figure 23. Fluctuations in cumulative number of *Rana dalmatina* observations between 2001-2018 in five regions (continuous blue line) and between 2007-2018 in two regions (dotted red line). Black (2001-2018) and red continuous bold lines (2007-2018) are trend lines represent moving averages of two years.



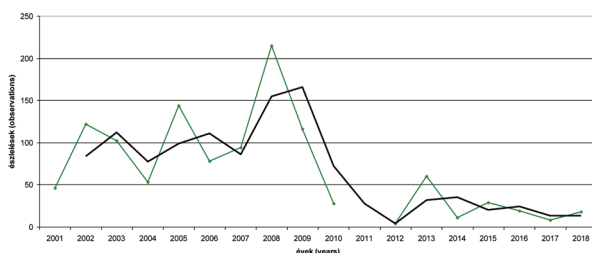
24. ábra. A *Pelophylax*-komplex tagjai észleléseinek alakulása (2001-2018). Az értékek az adott év észlelési adatainak halmozott számát mutatják (kék vonal). A fekete vonal a két évenkénti adatok átlagára illesztett trendvonal.

Figure 24. Fluctuations in cumulative number of *Pelophylax* spp. observations between 2001-2018 (blue line). Black line is trend line represents moving averages of two years

A zöld gyík 5 tájegységben fordult elő, amelyből háromban (Gödöllői-dombság, Ócsai-turjánvidék, Aggteleki-karszt) állt rendelkezésre 17 éves adatsor. Az állományok összesített éves létszáma 2010-ig növekedett, majd onnan jelentős mértékben visszaesett. Változatlan mintavételi ráfordítással a Gödöllői-dombságban a felére,

az aggteleki területen a töredékére esett vissza az észlelések száma a fajszintű monitorozás időszaka alatt, míg az ócsai területen gyakorlatilag változatlan maradt.

A fürge gyík 7 tájegységben fordult elő, amelyből 4-ben áll rendelkezésre 17 éves adatsor. A 2008–2010 években hirtelen jelentős létszámnövekedés következett be, majd az állományok nagysága valamennyi tájegységben jelentősen visszaesett a monitorozási időszak kezdetén megfigyelt szint alá (25. ábra). Csak a Gödöllői-dombsághoz tartozó súlysápi mintavételi területen figyeltük meg az élőhely állapotának feltűnő leromlását, a többi esetben a visszaesés okát még nem tudjuk.

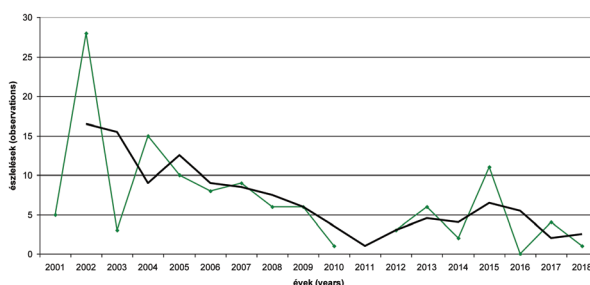


25. ábra. A *Lacerta agilis* észlelések alakulása. Az értékek az adott év észlelési adatainak halmozott számát mutatják (vékony kék vonal). A vastag fekete folyamatos vonal a két évenkénti adatok átlagára illesztett trendvonal.

Figure 25. Fluctuations in cumulative number of *Lacerta agilis* observations (green line). Black line is trend line represents moving averages of two years.

Az elevenszülő gyík csupán egy tájegységben, az Ócsai-turjánvidéken fordult elő. Az állomány nagysága a kezdeti magasabb értékről, jóval a módszertani váltás előtt, 2005-től fokozatosan egyre alacsonyabb lett (26. ábra).

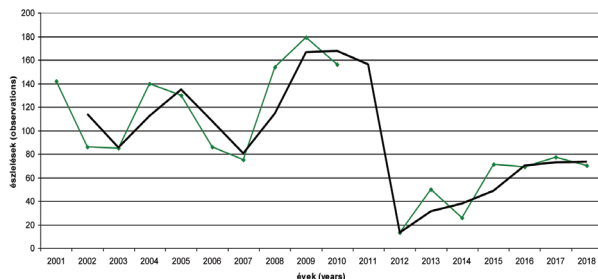
A fali gyík állományainak változását csak egy tájegységből tudtuk ugyanazon mintavételi területen 17 éven át nyomon követni, mivel a Pilisben a fajszintű monitorozásra áttérésnél helyszínmódosítás történt. Aggteleken és a később programba csatolt Zempléni-hegységben egyaránt csökkent az észlelések száma.



26. ábra. A *Zootoca vivipara* észlelések alakulása. Az értékek az adott év észlelési adatainak halmozott számát mutatják (zöld vonal). A fekete vonal a két évenkénti adatok átlagára illesztett trendvonal.

Figure 26. Fluctuations in cumulative number of *Zootoca vivipara* observations (green line). Black line is trend line represents moving averages of two years.

A homoki gyík állományát az Ócsai-turjánvidéken és a Gödöllői-dombságban tudtuk hosszútávon nyomon követni (27. ábra). Az egyedszám az első kilenc évben hullámzóan, de jóval magasabb értéket mutatott, mint 2010-től.



27. ábra. A *Podarcis tauricus* észlelések alakulása az Ócsai-turjánvidéken és a Gödöllői-dombságban. Az értékek az adott év észlelési adatainak halmozott számát mutatják (zöld vonal). A fekete vonal a két évenkénti adatok átlagára illesztett trendvonal.

Figure 27. Fluctuations in cumulative number of *Podarcis taurica* observations (green line) in the regions Gödöllő Hills and Ócsa wetland. Black line is trend line represents moving averages of two years.

A szadai területen az időközben záródott gyepek alkalmatlanná váltak a fajnak, ott számuk erősen lecsökkent, fokozatosan áttelepülhettek a mintavételi területtől 4–500 méterre lévő szántott terület gyepszegélyeibe. Az ócsai területen minden bizonnyal a rendkívüli szárazodás miatt megváltozó növényzet, a lecsökkent rovarállomány és a legeltetés felhagyása együttesen járult hozzá az állomány csökkenéséhez.

A vízisikló valamennyi vizsgált tájegységben előfordult, de hosszútávú adataink csak ötből állnak rendelkezésre. Az állomány nagyság csökkenésének mértéke a kezdeti és végállapot között jelentősnek mondható, igaz gyakori ingadozások is előfordultak az évek során.

FIATAL ÉS KIFEJLETT EGYEDEK ARÁNYA

Tizenhét éves megfigyeléseink során azt találtuk, hogy fajonként eltérő arányban, de a fiatalok észlelési adatai messze alatta maradtak a kifejlett példányokénak. Az is megállapítható, hogy a hüllők körében több fajnál sokkal magasabb a fiatalok aránya, mint a kétéltűek legmagasabb értéke, vagy akár a hüllőknél kapott átlagérték. Valamennyi észlelést figyelembe véve a fiatalok átlagos aránya kétéltűeknél 8,9%, míg a hüllőknél 30,2%.

A kétéltűek közül a fiatalok legmagasabb arányát a sárgahasú unka (32,0%), a kecskebéka komplex (25,8%), a foltos szalamandra (23,5%), a barna ásóbéka (21,7%), a mocsári béka (17,4%) és az erdei béka (17,0%) fajok esetében kaptuk.

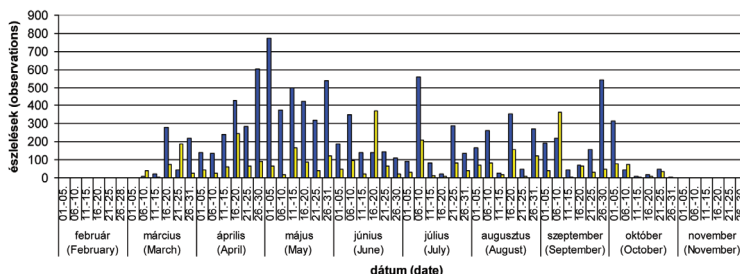
Hüllők közül (az igen alacsony észlelési számot mutató kígyófajokat nem számítva) a fürge gyíknál mutatkozott a fiatalok legnagyobb aránya (50,1%), amelytől alig marad el a zöld gyík (45,9%). Az átlaghoz képest még magasabb volt a fiatalok aránya a vízisikló esetében (37,6%).

Az évszakos megfigyelhetőségben a két korosztály között lévő különbséget jól mutatták a mocsári béka és az erdei béka észlelések. Mindkét fajnál korán (a mocsári béka korábban) megjelennek a fiatalok, majd egész évben szórványosan megfigyelhetők, de a szaporodási időszakot követően döntően csak a fiatal példányok kerültek szem elé.

Ugyanakkor az állandóan vízben tartózkodó fajoknál ez a különbség nem szembetűnő, mint például azt a kecskebéka-komplexnél is látjuk. A fiatal példányok az év aktív időszakában jelen vannak a kifejlettekkel együtt (28. ábra).

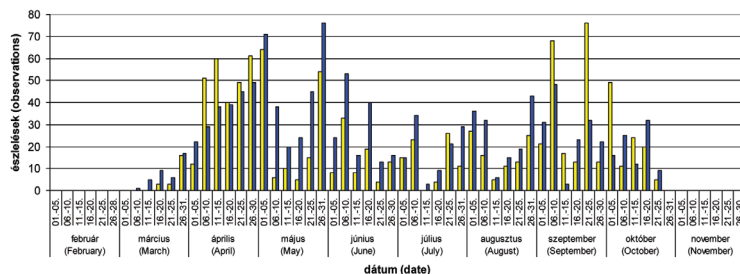
A szintén vízben tartózkodó sárgahasú unka fiatal példányai a kifejlettekhez képest jóval később jelennek meg, de úgy tűnik, hogy ősszel később húzódnak el telelni.

A zöld gyík (29. ábra) és a fürge gyík fiatal példányai tavasszal a kifejlettekkel egyidőben jelennek meg, és közel azonos időben húzódnak el telelni. A fiatalok szeptemberi magas létszáma jól jelzi, hogy a fiatalok és köztük elsősorban az azévi szaporulat megfigyelhetősége ekkor a legkedvezőbb.



28. ábra. A kecskebéka fajcsoport fiatal (sárga oszlopok) és kifejlett (kék oszlopok) példányai észlelési adatainak eloszlása. Az értékek a 2001–2018 évek során az adott 5 napos intervallumba tartozó észlelések halmozott számát mutatják.

Figure 28. Fluctuations in cumulative number of observed juvenile (yellow columns) and adult (blue columns) specimens of *Pelophylax* complex covering the period 2001–2018 (pooled data for each 5 days interval).



29. ábra. A fiatal és kifejlett *Lacerta viridis* észlelési adatainak eloszlása. Az értékek a 2001–2018 évek során az adott 5 napos intervallumba tartozó észlelések halmozott számát mutatják.

Figure 29. Fluctuations in cumulative number of juvenil (yellow columns) and adult (blue columns) *Lacerta viridis* observations covering the period 2001–2018 (pooled data for each 5 days interval).

VESZÉLYEZTETŐ TÉNYEZŐK, FAJ- ÉS ÁLLOMÁNYVÉDELMI JAVASLATOK ÉS HATÁSAIK

A környezeti változások és az emberi tevékenység kételtűek és hullók előfordulására és állomány nagyságaik alakulására gyakorolt hatásait a legtöbb tájegység különböző élőhelytípusaiban megfigyeltük.

A leginkább veszélyeztető tényező a kételtűek szaporodóhelyeit, az időszakos

víztereket kialakító csapadék mennyiségében és/vagy eloszlásában bekövetkezett változás. A legtöbb vizsgált víztér esetében több alkalommal, vagy hosszú évek óta folyamatosan áll fenn, hogy a téli és a kora tavaszi csapadék hiánya miatt nincs elegendő víz a szaporodóhelyen, de ha mégis sikeres lenne a peterakás, akkor a lárvák átalakulása előtt a víztér kiszárad, megsemmisítve a teljes szaporulatot.

Komoly gondot jelentenek az egyre gyakoribb enyhe telek, amikor nagyobb arányban maradnak életben a kételtűlárvákat pusztító ragadozó gerinctelenek, de akár a nagyvadak is, elsősorban a vaddisznók. A túltartott vaddisznóállomány a víztesteket széttúrja, dagonyává degradálja a szaporodóhelyeket, elfogyasztja vagy iszappal beszennyezve tönkreteszi a lerakott petecsomókat.

A befolyásoló tényezők között jelentős mértékű az erdészeti tevékenység. Az erdők letermelése megszünteti a potenciális telelőhelyeket, megváltoztatja a mikroélelőhely vízháztartását. A fakitermelés során vízbedöntött, bedobált és ott hagyott tüzsek és faágak kedvezőtlenül hatnak a víztérre. Az erdei vízterek rendszeres karbantartásának (kotrásának) hiánya miatt a feliszapolódás végül megszünteti a szaporodóhelyet. A faanyag mozgatása, szállítása az erdei utakon gyakran megsemmisíti a keréknyomokban, útszéli mélyedésekben felgyülemlött vizekben petét rakó kételtűek szaporulatát.

A vízterek közvetlen közelségében folytatott szántóföldi gazdálkodás, a gyepterületeken korábban folytatott legeltetés helyetti gépi kaszálás bevezetése egyaránt kedvezőtlen hatásúak az élőhelyek állapotára. A lápréteken az évenkénti kaszálás elmaradása teret enged a nád gyors terjedésének, a növényzet záródásának.

Az illegális terepmotorozás, valamint a terepi kerékpározás komoly hatással van elsősorban a homokpusztai gyepterületek növényállományára, megváltoztatva az élőhely szerkezetét.

Az idegenhonos növényfajok gyors terjedése miatt a növényborítottság és szerkezet változik meg, amely kihat a mikroklímára, az elérhető búvóhelyek minőségére, a potenciális táplálékbazist adó rovargyűttesek összetételére és létszámára.

A kisebb vízterekbe (pl. tókákba) felelőtlenül telepített halfajok, az áradások során újabb, gyakran csak időszakos vizeket meghódító halak nagy pusztítást végeznek az ott fejlődő kételtűlárvák között.

A vizsgált tájegységekben egy kivételével fejlődési rendellenességnek betudható elváltozásokat nem figyeltünk meg. Bédán, a kölkedi Nagyréten egy dunai árhullámot követően viszont kerültek elő olyan kecskebéka-fajcsoportba tartozó példányok, amelyeknél többlábúság, ujjak hiánya, elágazó ujjak fordultak elő. Ennek oka nagy valószínűséggel a Duna hazai alsó szakaszán fellépő vegyi szennyezőanyagok magas koncentrációja.

Számos esetben találtunk viszont ragadozók által okozott sérüléseket (fogak vagy csőr ütötte sebek, csonkolt végtag és farok, páncél) több békafajnál és a mocsári teknősnél. Legfontosabb kételtű- és hullópredátorokként a vidra, az egerészölyv, és a gémfélék említhetők.

A kétéltűfajok fennmaradását az élőhelyek elvesztésén, átalakulásán, a környezet szennyezésén, a klimatikus változásokon, az idegenhonos fajok terjedésén túl az utóbbi évtizedekben veszélyeztetik a terjedő patogén vírus, baktérium és gombafajok. Ezek közül is aggasztó a *Batrachochytrium dendrobatidis*, a *Batrachochytrium salamandrivorans*, és a *Ranavirus* fajok jelenléte Európában. Magyarországon bizonyítottan elterjedt a *B. dendrobatidis*, és a monitorozott tájegységek közül megtalálható az Őrség–Vendvidéken, a Magas-Bakonyban, az Ócsai-turjánvidéken, Aggteleken, és a Zempléni-hegységben (Balaz et al. 2013, Gál et al. 2012, Vörös et al. 2018). A gomba által okozott fertőzéshez azonban ezidáig nem köthető állománycsökkenés vagy pusztulás Magyarországon. A *B. salamandrivorans* eddig csupán Nyugat-Európában pusztított (Martel et al. 2013, Spitzen-Van der Sluijs et al. 2016). A ranavirusok megjelentek a hazai kétéltűállományokban, de egyelőre ennek sincsenek látható vagy észlelhető következményei (Vörös szóbeli közlés).

A vizsgálataink eredményeként több nemzeti park igazgatóság területén törtétek olyan területkezelések, élőhelyi változtatások, amelyeknek célja egy adott faj vagy közösség állománya szaporodóhelyének helyreállítása vagy újak létesítése volt.

Az Őrség–Vendvidéken a Hársas-tó melletti műút mentén kialakított békaterelő hatékonyan működik, azonban a tó melletti parkoló használata még sok száz barna varangy pusztulását okozza. A Gödöllői-dombság babati területén ökológiai átjárók létesítése valósult meg 2012-ben a tavak mellett húzóódó út alatt, azóta a gázolások miatti pusztulás gyakorlatilag megszűnt.

Az Őrség–Vendvidéken és Bédán a nemzeti park mesterséges vizek kialakításával segítette a térség kétéltűinek fennmaradását, sikeres szaporodását.

A Magas-Bakonyban szükség szerint eltávolítják a Vörös János-séd víztérébe került faágakat, valamint a bukógátak karbantartásával igyekeznek tartani a vizsgált víztér vízszintjét.

Az Ócsai-turjánvidék láprétjein az általában évente egy alkalommal elvégzett kaszálás megakadályozza az időszakosan vizes élőhely nádborítottságának terjedését, ami kedvező az ott élő békák, gyíkok és siklók szaporodására, táplálkozására.

Az Aggteleki-karszton a Tengersizem-tó melletti csatornák nyár közepéig tartó vízszintjének biztosítása a foltos szalamandra szaporodási sikerét növeli.

A kardoskúti szikeseken a hagyássávokat tartó kaszálás bevezetése hosszabb távon kedvező hatású lehet a szikes gyepen élő kétéltű- és hüllőfajokra azáltal, hogy növeli a búvóhelyek számát és a rovarláplék mennyiségét.

KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A korábbi magyarországi herpetológiai kutatások a legkülönbözőbb módszerekkel végzett faunafeltárások ellenére, a hosszútávon folytatott vizsgálatok hiánya miatt nem adtak kellő információt az állományok összetételének változásáról és a létszámváltozások lehetséges okairól, menetéről. A herpetofauna egységes elveken és módszerekkel történő monitorozása, valamint egy központi adatbázis létrehozása ezért szükségzerű lépés volt.

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretében 2001-től, a 2011. év kivételével folyamatosan, minden évben végzett kétéltű és hüllő felmérések a vizsgált tájegységekben nélkülözhetetlen alapadatokat szolgáltatottak a természetvédelmi célok eléréséhez. Ilyen hosszú távú komplex közösségi felmérések az ország területén korábban nem történtek. Eredményeink, ahol már trendek megismerésére is sor kerülhetett, képet adhatnak az adott tájegység vagy az ország kétéltű- és hüllőfajainak állomány nagyság-változásairól.

A közösségszintű felmérés időszakában átdolgozott, a kétéltűek és hüllők monitorozására készített protokoll, alkalmas az ország bármely területén, a legkülönbözőbb élőhelytípusok esetén egységes módszerrel történő felmérésére. A 2010-ben kidolgozott fajszintű monitorozási útmutatók egy-egy fajcsoport, faj célzott felmérése, a közösségszintű monitorozásnál részletesebb információkat adhatnak az állományok szaporodási sikeréről, létszámuk alakulásáról. A kiválasztott fajok ilyen mélységű adatai kellő indikátor mutatókkal rendelkezhetnek az adott élőhelyek ökológiai állapotára, a klímaváltozás miatt bekövetkező élőhelyi változásokra vonatkozóan is. A kétféle módszertani megközelítés egyaránt indokolható és az adott kérdésfeltevésnek megfelelően választható. Megállapíthatjuk, hogy a közösségszintű monitorozásról a fajszintűre való áttérés szinte valamennyi tájegységben kis mértékben csökkentette az egy évben megfigyelt fajok átlagos számát, a korábban is csak szórványadatokat adó fajok esetében tovább csökkentek az észlelések. Ez különösen a hüllők észlelési adataira igaz megállapítás. Mindezek a szórványadatok azonban részét képezik egy hosszabb időtávú jelenlét-hiány információknak.

A kétéltűek és hüllők monitorozására a nappali és sötétedés után lámpázással kellő mintavételi számban és gyakorisággal végrehajtott vizuális megfigyelés jól alkalmazható módszer, területegységekre vonatkoztatva nem csak kvalitatív, hanem kvantitatív eredményeket is ad. Kimutattuk, hogy amennyiben nem sikerül a szaporodó békaállományt a vízben megfigyelni, abban az esetben a lerakott petecsomók számlálása igen jó létszámbecslést tesz lehetővé több faj esetében is (gyepi béka, erdei béka, mocsári béka és zöld levelibéka). A vízben tartózkodó gótéak monitorozására legjobban az élvefogó palackcsapda vált be. A módszer ugyan időigényes, de eszközigénye viszonylag kevés ráfordítással biztosítható. A többi monitorozási módszer csak kiegészítő, helyettesítő adatgyűjtésre alkalmas.

Az egyes területek fajösszetételére vonatkozó adatsoraink évenkénti változásai rámutatnak arra, hogy egy terület kétéltű- és hüllőállományának fajdiverzitását megbízhatóan nem lehet egyetlen vagy néhány vizsgálati év alapján leírni. A ritkább fajok regisztrálása sok esetben csak több, akár 4–8 éves felmérés során válik lehetővé. Az egyes tájegységekben a fajösszetétel évenkénti változása leginkább a hüllőközösségek esetében volt jellemző, mivel azok egyedszáma és észlelhetősége a kétéltűekhez képest jóval alacsonyabb.

A kétéltűfajokban leginkább gazdag tájegységeknek a hegy- és dombvidéki területek, így az Őrség–Vendvidék, az Aggteleki-karszt és a Gödöllői-dombság, valamint a síkvidéki, igen változatos élőhely-struktúrájú Ócsai-turjánvidék bizonyult. A hüllőfajok számát illető leggazdagabb az Aggteleki-karszt és a Gödöllői-dombság volt.

A vizsgált tájegységekben legáltalánosabb előfordulású kétéltűfajok a zöld levelibéka, a kecskebéka fajcsoport tagjai, az erdei béka és a pettyes gőte. Az év jó részében száraz élőhelyeket kínáló tájegységekben a barna varangyot figyeltük meg a legnagyobb számban, ami annak is betudható, hogy a vízterekben robbanásszerűen, egyidőben szaporodnak. A szaporodó példányok nagy területekről vándorolnak egy-egy megszokott víztérhez, majd nagy területen szétszóródnak. Egyedszámát tekintve jóval alacsonyabb, de még magas értéket mutatott a kecskebéka fajcsoport, az erdei és a mocsári béka.

A vizsgált tájegységekben a többihez viszonyítva legáltalánosabb előfordulású hüllőfajok a vízisikló és a fürge gyík. Legnagyobb egyedszámban a fali gyíkot találtuk meg, de jelentősebb volt még a zöld gyík, a fürge gyík és a homoki gyík állomány nagysága is.

A monitorozás során az egyes kétéltű- és hüllőfajok évszakos aktivitására, észlelhetőségére vonatkozóan kaptunk fontos adatokat, meg tudtunk állapítani olyan tendenciákat, amelyek jól felhasználhatók a monitorozás vagy esetleg a különböző természetvédelmi vagy más okból kivitelezésre kerülő munkák időzítésében.

A góték általában március elejétől május közepéig tartózkodnak a víztérben, de a pettyes gőte több hónapot is eltölthet ott, különösen a száraz nyarakon. A vízben tartósan (márciustól októberig) maradó békák közül az unka-fajoknál egy késő tavaszi-nyári eleji szaporodási aktivitási csúcs mutatkozik a folyamatos jelenlét mellett. A kecskebéka-fajcsoport tagjai a késő tavaszi szaporodási aktivitáson túl egy kisebb nyárvégi-őszi létszámemelkedést is jeleznek. A víztereket csak szaporodás céljából felkereső békafajok peterakási időszaka többnyire igen rövid, alig néhány hét. Ilyenkor többnyire robbanásszerűen, nagy tömegben jelennek meg, majd egy rövidebb ott tartózkodást követően hirtelen csökken az észlelhetőségük. Az év többi időszakában egyes fajok kifejlett egyedei alig kerülnek szem elé (gyepi béka, barna varangy, mocsári béka és erdei béka). Több faj esetében eltéréseket figyeltünk meg a fiatal és a kifejlett állatok aktivitási időszakai között. A nyári végi, őszi időszakban általában megnő a fiatal egyedek észlelésének valószínűsége. A kétéltűek körében a fiatalok aránya igen alacsony, mindössze 8,9%.

A hüllők közül a nagyobb egyedszámban előkerülő gyíkoknak (zöld gyík, fürge gyík, homoki gyík) egy tavaszi és egy őszi észlelési csúcsuk mutatkozik és a nyári csökkent észlelési szám ellenére folyamatosan aktívak maradnak. A fali gyík szezonális aktivitása is hasonló, de a nyári időszakban észlelhetősége erősen csökken. A vízisikló tavasszal nagyobb számban, de a későbbiekben is észlelhető az egész év során. A legtöbb hüllőfajnál az őszi időszakban a fiatalok aránya jelentős lehet, észlelhetőségük akár meghaladhatja a kifejlettekét (fürge gyík és zöld gyík). Hüllőknél a fiatalok aránya az összes megfigyelt létszámahoz viszonyítva 30,2%, ami jóval meghaladja a kétéltűek értékét.

A hosszútávú adatsorok elemzése kimutatta, hogy számos faj (dunai tarajosgőte, alpesi gőte, barna varangy, zöld levelibéka, a mocsári béka ócsai állománya, az elevenszülő gyík) állomány nagyságának nagyon határozott csökkenése figyelhető meg. Az alpesi gőte és a sárgahasú unka bakonyi állománya viszont úgy tűnik stabil, sőt az előbbi növekvő létszámú is. Kisebb mértékű, de ugyancsak csökkenő

trendet mutatott a sárgahasú unka őrségi állománya, a barna ásóbéka, a kecskebéka fajcsoport, a fali gyík, és a vízisikló. Néhány faj (pl. a pettyes götte) esetében úgy tűnik egyes állományokban az ingadozás ellenére állománycsökkenés nem tapasztalható, esetleg némi javulás is mutatkozik. Egyes fajoknál (vöröshasú unka, gyepi béka, erdei béka) a viszonylag magasabb számú észlelési adatok ellenére az állomány hullámzóan változó nagyságát valószínűsítjük.

A kétéltű- és hüllőfajok előfordulásának és állománynagyságának országos szintű nyomonkövetése több szempontból indokolt és a fejlesztés lehetősége is biztosítható. Ennek egyik lehetősége a már meglévő fajelőfordulási adatokhoz társuló domborzati, vízrajzi, klimatikus és vegetációs adatok felhasználásával prediktív fajelterjedési modellek készítése, és azok helytállóságának terepi felvételezésekkel való igazolása. Ugyanakkor célszerű megtartani a jelenleg folyó felméréseket, amelyek hosszú távú adatokat adnak egyes lokális állományok helyzetéről. A terepi felmérésekbe be lehetne vonni az egyre növekvő számú herpetológus szakembereket, a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Kétéltű- és Hüllővédelmi Szakosztály (KHVSZ) aktivistáit, illetve az adatok elemzésében fel lehetne használni a KHVSZ Herptérkép és a Vadonleső fajok előfordulási helyeit bővítő adatbázisait is.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A programban résztvevők köszönetüket fejezik ki valamennyi érintett nemzeti park igazgatóság munkatársainak, a területileg érintett erdészeti, vadgazdálkodási szakembereknek, akik tanácsaikkal és a szükséges feltételek biztosításával messzemenően támogatták a felméréseket.

Külön köszönjük az Agrárminisztérium és jogelődjei monitorozásért felelős irányítóinak a felmérések hosszú távú folytatása érdekében kifejtett munkáját.

Köszönetünket fejezzük ki Szabó Borbálának és Sály Péternek az adatok statisztikai feldolgozásában nyújtott segítségükért.

Köszönet illeti a felmérésekben segítséget nyújtó családtagokat, barátokat, önkéntes segítőköt, akik szabadidejükben váltak a jegyzőkönnyvek vezetőivé, a megosztott feladatok kivitelezőivé.

Köszönjük az illetékes hatóságok segítő közreműködését a védett állatokra és területekre vonatkozó előírásoknak megfelelően benyújtott engedélykérelmeink kedvező elbírálásában. Ezek tételes felsorolását az éves jelentések tartalmazzák.

IRODALOM

- Araújo, M.B., Thuiller, W., Pearson, R.G. 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography* 33: 1712–1728.
- Arntzen, J.W., Wallis, G.P. 1999. Geographic variation and taxonomy of crested newts (*Triturus cristatus* superspecies): morphological and mitochondrial DNA data. *Contributions to Zoology* 68(3): 181–203.
- Babocsay, G. 1994. A zöld gyík (*Lacerta viridis*), a fűrgye gyík (*Lacerta agilis*) és a homoki gyík (*Podarcis taurica*) niche szegregációjának vizsgálata homokpusztagyepen. Szakdolgozat, ELTE TTK, Budapest, 38 pp.
- Babocsay, G. 1997. The niche segregation of three lacertid lizard species (*Lacerta viridis*, *L. agilis* and *Podarcis taurica*) on sandy grassland in Hungary. Abstract. *Meeting of the Zoological Society of Israel*. Tel-Aviv, 1997. p. 48.
- Babocsay, G. 2011. A fali gyík (*Podarcis muralis*) monitorozása. Természetvédelmi Információs Rend-

- szer, Központi protokoll. 5 pp.
- Bády, F., Vági, B. 2012. A fali gyík (*Podarcis muralis* Laurenti, 1768) aktivitása és termoregulációs viselkedése urbanizált és természetközeli élőhelyen. *Állattani Közlemények* 97(1): 15–29.
- Bakó, B., Dankovics, R., Takács, A. 2011. A foltos szalamandra (*Salamandra salamandra*) monitorozása. Természetvédelmi Információs Rendszer, Központi protokoll. 5 pp.
- Balaz, V., Vörös, J., Civis, P., Vojar, J., Hettyey, A., Sos, E., Dankovics, R., Jehle, R., Christiansen, D., Clare, F., Fisher, M., Garner, T.W.J., Bielby, J. 2013. Assessing Risk and Guidance on Monitoring of *Batrachochytrium dendrobatidis* in Europe through Identification of Taxonomic Selectivity of Infection. *Conservation Biology* 28: 213–223.
- Bibelriether, F. 2006. Using simple funnel traps for surveying the Great Crested Newt (*Triturus cristatus*) – a cost/time analysis. Universität Augsburg, 6 pp.
- Blaustein, A.R., Wake, D.B. 1990. Declining amphibian populations: a global phenomenon? *Trends in Ecology and Evolution* 5: 203–204.
- Blaustein, A.R., Wake, D.B., Sousa, W.P. 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation biology* 6(1): 60–71.
- Bowers, D.G., Andersen, D.E., Euliss, Jr.N.H. 1996. Anuras as indicators of wetland condition in the Prairie Pothole Region of North Dakota. In: *Presentation given at the Third Annual Meeting of the North American Amphibian Monitoring Program*. URL: <http://www.im.nbs.gov/NAAMP/papers/2c.html>
- Dankovics, R. 1995. Az Őrség herpetofaunája. (The herpetofauna of Őrség, Western Hungary). In: Vig, K. (szerk.): *Az Őrségi Tájvédelmi Körzet Természeti Képe II. Natural history of Őrség Landscape Conservation Area II. Svaria, a Vas megyei Múzeumok Értesítője (1992–1995), 22(2) (Pars historico-naturalis): 253–258.*
- Dankovics, R. 1998. Kétéltű-hüllő faunisztikai vizsgálatok Vas megyében. Szakdolgozat, Berzsenyi Dániel Tanárképző Főiskola, Szombathely. 43 pp.
- Dankovics, R. 1999. Kétéltű-hüllő faunisztikai vizsgálatok Vas megyében. *Vasi Szemle, Szombathely* 53: 76–96.
- Dankovics, R., Kiss, I. 2011a. A dunai tarajosgőte (*Triturus dobrogicus*) monitorozása. Természetvédelmi Információs Rendszer, Központi protokoll. 6 pp.
- Dankovics R., Kiss I. 2011b. Az alpesi tarajosgőte (*Triturus carnifex*) állományainak monitorozása. Természetvédelmi Információs Rendszer, Központi protokoll. 6–11 pp.
- Deák, G., Sály, P., Kiss, I. 2012. A *Triturus dobrogicus* és *Lissotriton vulgaris* gőtefajok állománydinamikája és élőhelyhasználata a szaporodóhelyen. *Állattani Közlemények* 97(1): 61–76.
- Dékány, B., Kövér, Sz., Babocsay, G. 2015. A fali gyík (*Podarcis muralis*) városi elterjedését és állomány szerkezetét befolyásoló tényezők vizsgálata. *Természetvédelmi Közlemények* 21: 32–40.
- Dely, O.Gy. 1967. Kétéltűek–Amphibia. In: Magyarország állatvilága – Fauna Hungariae, Akadémiai Kiadó, Budapest XX(3): 80 pp.
- Dely, O.Gy. 1978. Hüllők–Reptilia. In: Magyarország állatvilága – Fauna Hungariae, Akadémiai Kiadó, Budapest XX(4): 120 pp.
- Erdélyi, G., Kiss, I. 2016. A mocsári teknős (*Emys orbicularis*) aktivitásmintázata és napozóhely választása a babati tórendszer területén. V. *Herpetológiai Előadókörös, Előadások összefoglalói* p. 23.
- Gál, J.T., Szabó, K. Vörös, J. 2012. Kitridiomikózis vizsgálata egy Magas-Bakonyi vizes élőhely kétéltűközösségén. *Állattani Közlemények* 97(1): 47–59.
- Gibbons, J.W., Scott, D.E., Ryan, T.J., Buhlmann, K.A., Tuberville, T.D., Metts, B.S., Greene, J.L., Mills, T., Leiden, Y., Poppy, S., Winne, C.T. 2000. The global decline of reptiles, déj vu amphibians. *Bioscience* 50: 653–666.
- Golmann, G., Roth, P., Hödl, W. 1986. Hybridization between the Fire-bellied toads *Bombina bombina* and *Bombina variegata* in the karst regions of Slovakia and Hungary: morphological and allozyme evidence. *Journal of Evolutionary Biology* 1: 3–14.
- Griffiths, R.A. 1985. A simple funnel trap for studying newt populations and an evaluation in smooth and palmate newts, *Triturus vulgaris* and *Triturus helveticus*. *British Journal of Herpetology*, London, 1: 5–10.
- Griffiths, R.A. 1996. Newts and Salamanders of Europe. T. & A.D. Poyser Ltd. London, 188 pp.
- Griffiths, R.A., Beebee, T. 1992. Decline and fall of the amphibians. *New Scientist*, 1826: 25–29.
- Gubányi, A. 1999. Amphibians and reptiles from the Aggtelek Karst region. In: Mahunka, S. (ed.): *The Fauna of the Aggtelek National Park. Hungarian Natural History Museum, Budapest*, pp. 655–662.
- Gubányi, A., Vörös, J., Kiss, I., Dankovics, R., Babocsay, G., Kovács, T., Molnár, P., Somlai, T. 2010. Az alpesi tarajosgőte (*Triturus carnifex*), a dunai tarajosgőte (*T. dobrogicus*) és a vöröshasú unka (*Bombina bombina*) magyarországi elterjedésének elemzése. *Állattani Közlemények* 95(2): 253–279.
- Heltai, B., Sály, P., Kovács, D., Kiss, I. 2015. Niche segregation of sand lizard (*Lacerta agilis*) and green lizard (*Lacerta viridis*) in an urban semi-natural habitat. *Amphibia-Reptilia* 36(4): 389–399.
- Hettyey A., Török J., Kovács T. 2003. Hét kétéltűfaj szaporodásbiológiája és élőhelyhasználata a Visegrádi-hegység területén. *Állattani Közlemények* 88(2): 41–55.

- Hettzey, A., Vági, B., Kovács, T., Ujszegi, J., Katona, P., Szederkényi, M., Pearman, P.B., Griggio, M., Hoi, H. 2014. Reproductive interference between *Rana dalmatina* and *Rana temporaria* affects reproductive success in natural populations. *Oecologia* 176: 457–464.
- Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek, L.-A. C., Foster, M.S. 1994. Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for Amphibians. Smithsonian Institution Press Washington and London, 364 pp.
- Jehle, R., Pauli-Thonke, A., Tamning, J., Hödl, W. 1997. Phänologie und Wanderaktivität des Donaukamolches (*Triturus dobrogicus*) an einem Gewässer auf der Wiener Donauinsel. *Stapfia* 51: 119–132.
- Kiss, I. 1989. A Magyarországon előforduló halak, kétéltűek és hüllők. Egyetemi jegyzet, Gödöllői Agrártudományi Egyetem, 140 pp.
- Kiss, I. 2005. Kétéltű és hüllő fajok monitorozásának protokollja (Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer), Kézirat. Természetvédelmi Hivatal (KvVM), Budapest, 17 pp.
- Kiss, I., Babocsay, G., Dankovics, R., Gubányi, A., Kovács, T., Molnár, P., Somlai, T., Vörös, J. 2010. Kiválasztott Natura 2000 fajok (*Triturus carnifex*, *T. dobrogicus* és *Bombina bombina*) monitorozását előkészítő felmérések. *Állattani Közlemények* 95(2): 281–304.
- Kiss, I., Bakó, B., Dankovics, R., Kovács, T., Szénási, V. (szerk. Kiss, I.) 2007. Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer Kétéltűek és hüllők monitorozásának protokollja. KvVM Természetvédelmi Hivatal, NBmR Mintavételi módszerek. 18 pp.
- Kiss, I., Bakonyi, G., Bakó, B., Forró, L., Kisbenedek, T., Kontschán, J., László, Gy., Sáropataki, M., Szénási, V., Váradi, L., Vásárhelyi, T. (szerk. Kiss, I.) 2001. A "Babtvölgyi ökológiai modellközpont teljes körű környezeti állapot-felmérése és kémiai-biológiai monitoringhálózat kiépítése: II. Zoológiai vizsgálatok". Jelentés. KTM Természetvédelmi Hivatal, Budapest. 98 pp.
- Kiss, I., Dankovics, R., Firmánszki, G., Molnár, P., Szitta, T. (szerk. Kiss, I.) 2006. Alpesi gőte (*Triturus alpestris*). KvVM Természetvédelmi Hivatal, Fajmegőrzési tervek. 23 pp.
- Kiss, I., Kovács, T. 1997. Ecofaunistical survey of amphibians in the Gödöllő region (Hungary). *Abstracts of the Third World Congress of Herpetology*, Prága, p. 112.
- Kiss, I., Laár, K. 1992. A field study on a common toad (*Bufo bufo* L.) population near Gödöllő (Hungary). *Proceedings of the 6th Ordinary General Meeting of Societas Europaea Herpetologica*, Budapest 1991, pp. 255–258.
- Kiss, I., Vörös, J., Balogh, S.B., Jáger, E. 2013. Ecological survey of a rediscovered urban fire salamander population in Budapest. *17th European Congress of Herpetology, Veszprém, Hungary. Programme & Abstracts*. p. 248.
- Korsós, Z. 1984. Comparative niche analysis of two sympatric lizard species (*Lacerta viridis* and *Lacerta agilis*). *Vertebrata Hungarica* TOM. XXII. pp. 5-14.
- Korsós, Z. 1997. Biodiverzitás-monitorozó Rendszer VIII. Kétéltűek és hüllők. NBmR Kézikönyvsorozat kötetei. Magyar Természetudományi Múzeum, Budapest, 44 pp.
- Kovács, D., Kiss, I. 2016. Microhabitat use of different age groups of snake-eyed skink and Eastern green lizard. *Amphibia-Reptilia* 37: 191–198.
- Kovács, T. 2002. Amphibian survey in Pilis–Visegrád Hill: an example for co-operation. *FROGLOG* 50.
- Kovács, T. 2011a. A gyepi béka (*Rana temporaria*) monitorozása. Természetvédelmi Információs Rendszer, Központi protokoll. 5 pp.
- Kovács, T. 2011b. Az erdei béka (*Rana dalmatina*) monitorozása. Természetvédelmi Információs Rendszer, Központi protokoll. 5 pp.
- Lovász, Zs., Kovács, T., Sály, P., Kiss, I. 2012. A mocsári teknős (*Emys orbicularis*) térbeli és időbeli aktivitásmintázata a Naplás-tavon. *Állattani Közlemények* 97(2): 201–212.
- Marián, M. 1988. A Bakony hegység kétéltű- és hüllőfaunája. – In: A Bakony természettudományi kutatásának eredményei, 20. Bakonyi Természettudományi Múzeum, Zirc, 105 pp.
- Marián, M., Szabó, I. 1968. Adatok az Észak-Bakony herpetofaunájához. – A Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei 7: 409–425.
- Martel, A., Spitzen-van der Slujs, A., Blooi, M., Bert, W., Ducatelle, R., Fisher, M. C., Woeltjes, A., Bosman, W., Chiers, K., Bossuyt, F., Pasmans, F. 2013. *Batrachochytrium salamandrivorans* sp. nov. causes lethal chytridiomycosis in amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110(38): 15325–15329.
- Muraközy, A., Kiss, I. 2006. The effect of climate changes on the breeding activity of common toad (*Bufo bufo*). *1st European Congress of Conservation Biology*, Eger, Book of Abstracts pp. 139–140.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355–364.
- Pechmann, J.H., Wake, D.B. 1997. *Declines and disappearances of amphibian populations*. Essay 5B, pp. 135–137. In: Meffe G. K. & Carroll C. R. (eds.) *Principles of Conservation Biology*, 2nd. ed. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.

- R Development Core Team 2017. R: A language and environment for statistical computing.
- Reed, J.M., Blaustein, A.R. 1995. Assessment of „nondeclining” amphibian populations using power analysis. *Conservation Biology* 9(5): 1299–1300.
- Somlai, T. 1994. Herpetofaunisztikai vizsgálatok az ANP területén (1980–1994). Kutatási jelentés.
- Spitzen-van der Sluijs, A., Martel, A., Asselberghs, J., Bales, E.K., Beukema, W., Bletz, M.C., Dalbeck, L., Govere, E., Kerres, A., Kinet, T., Kirst, K., Laudelout, A., Marin da Fonte, L.F., Nöllert, A., Ohlhoff, D., Sabino-Pinto, J., Schmidt, B.R., Speybroeck, J., Spikmans, F., Steinfartz, S., Veith, M., Vences, M., Wagner, N., Pasmans, F., Lötters, S. 2016. Expanding Distribution of Lethal Amphibian Fungus *Batrachochytrium salamandrivorans* in Europe. *Emerging Infectious Diseases* 22: 1286–1288.
- Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fischman, D.L., Waller, R.W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinction worldwide. *Science* 306: 1783–1786.
- Szabó, K., Vörös, J. 2014. Distribution and hybridization of *Anguis fragilis* and *A. colchica* in Hungary. *Amphibia-Reptilia* 35(1): 135–140.
- Temple, H.J., Cox, N. A. 2009. European Red List of Amphibians. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 32 pp.
- Uherkovich, Á. 1992. A Béda–Karapancsa Tájvédelmi Körzet Élővilága. *Dunántúli Dolgozatok* (A), Természettudományi Sorozat 6, Pécs. pp. 259–266.
- Vági, B., Kovács, T., Bancilá, R., Hartel, T., Anthony, B.P. 2013. A landscape-level study on the breeding site characteristics of ten amphibian species in Central Europe. *Amphibia-Reptilia* 34: 63–73.
- Varga, L. 1991. Adatok néhány gerinces (Vertebrata) állatfaj Vas megyei elterjedéséhez. *Vasi Szemle*, Szombathely 45: 7–14.
- Vörös, J. 2008. A vöröshasú unka (*Bombina bombina* Linnaeus, 1761) és a sárgahasú unka (*Bombina variegata* Linnaeus, 1758) elterjedése Magyarországon. *Természetvédelmi Közlemények* 14: 45–59.
- Vörös, J. 2010. Hogyan csökkentjük a kitridiomikózis szétterjedését? Útmutató terepmunkához. Kézirat. Magyar Természettudományi Múzeum, Állattár. 4 pp.
- Vörös, J. 2011a. A vöröshasú unka (*Bombina bombina*) monitorozása. Természetvédelmi Információs Rendszer, Központi protokoll. 5 pp.
- Vörös, J. 2011b. A sárgahasú unka (*Bombina variegata*) monitorozása. Természetvédelmi Információs Rendszer, Központi protokoll. 5 pp.
- Vörös, J., Herczeg, D., Fülöp, A., Gál, J.T., Dán, Á., Harnos, K., Bosch, J. 2018. *Batrachochytrium dendrobatidis* in Hungary: a review of recent and historical occurrence. *Acta Herpetologica* 13(2): 125–140.
- Vörös, J., Dankovics, R., Harnos, K., Dobay, G., Kiss, I. 2010. A foltos szalamandra (*Salamandra salamandra*) előfordulása és természetvédelmi helyzete Magyarországon. *Állattani Közlemények* 95(1): 121–149.
- Vörös, J., Kiss, I., Puky, M. 2014. Conservation and decline of amphibians in Hungary. In: Heatwole, H., Wilkinson, J.W. (eds.): *Amphibian Biology*. Volume 11. Part 4. Status of Conservation and Decline of Amphibians: Eastern Hemisphere: Southern Europe & Turkey, Pelagic Publishing. Chapter 50: 99–130.
- Vörös, J., Major, Á. 2007. Kétéltű-populációk földrajzi szerkezete a Kárpát-medencében. In: Forró L. (szerk.) A Kárpát-medence állatvilágának kialakulása, Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 269–282.
- Wyman, R.L. 1990. What's happening to the amphibians? *Conservation Biology* 4: 350–352.

MONITORING OF AMPHIBIANS AND REPTILES AT NINE REGIONS OF HUNGARY, WITHIN THE FRAME OF THE HUNGARIAN BIODIVERSITY MONITORING SYSTEM

Kiss, I., Babocsay, G., Bakó, B., Dankovics, R., Deme, T., Kovács, T.,
Szénási, V., Vági, B. and Vörös, J.

SUMMARY

We initiated amphibian and reptile surveys of the Hungarian Biodiversity Monitoring System in 2001, originally in 5 study areas. After increasing the number of involved locations in multiple steps monitoring is now conducted in 9 areas from 2014. At the start, we made observation according to the protocol of community-level monitoring, from 2010 we changed to species-level monitoring.

We tested most of the recommended methods of the protocol at all surveyed localities and where it was necessary, we refined them. Among these methods visual observation during the day and at night, counting of egg clutches, and funnel trapping of newts proved highly useful for counting individuals. Vocalisation of amphibians was useful only for recording the presence of species, but not for counting individuals. We do not recommend, using nets for capturing individuals, because these methods may damage microhabitats and individuals.

In the surveyed regions we recorded 17 out of the 18 amphibian and 11 of the 15 reptile species occurring in Hungary, furthermore we recorded patterns of population fluctuations in these species. Since the first years of the surveys the numbers of observed species increased at most localities. This clearly shows that for listing all the amphibian and reptile species of a particular area, one survey is insufficient, instead, a long term, systematic monitoring is necessary. Observation of reptiles was much more difficult than that of the amphibians.

We have showed, which species are common and which are rare at a particular locality. The following species occurred in most surveyed regions: *Hyla arborea*, *Lissotriton vulgaris*, *Rana dalmatina*, species of the *Pelophylax* complex, *Natrix natrix* and *Lacerta agilis*. We recorded more than 121 000 amphibian and 10 000 reptile observations.

Bufo bufo and *Pelophylax* spp. proved to be the most abundant amphibians, while among reptiles, *Podarcis muralis* and *Lacerta viridis* were observed in the highest numbers.

Observation probabilities for juvenile reptiles and amphibians usually increased at the end of summer and in early autumn. Proportions of observed juveniles are reasonably low for amphibians: only 8.9%, and substantially higher in reptiles: 30.2%.

We could describe the annual pattern in the observability of the species, therefore we could predict the most suitable periods for monitoring any particular species. We recorded

differences in the observability of adult and young specimens in many taxa. The best season for observation of a particular species could be predicted.

*Analyses on long-term datasets revealed that the populations of several species (*Triturus dobrogicus*, *Ichthyosaura alpestris*, *Bufo bufo*, *Hyla arborea*, *Rana arvalis* in Ócsa wetland, *Zootoca vivipara*) are clearly in decline.*

Human impacts and the extreme water level fluctuations of the last few years greatly influenced the breeding success of amphibians and the observability of adult specimens.

In each locality we assessed the hazards threatening habitats, amphibian and reptile communities and made recommendations to eliminate these factors. When active management were applied we could show their effects on the monitored populations.

Corresponding author: István Kiss, University of Szent István Gödöllő, Department of Zoology and Animal Ecology, Páter K. str. 1. Gödöllő, 2100, Hungary, Email: kissistvandr54@gmail.com

HALKÖZÖSSÉGEK MONITOROZÁSA MAGYARORSZÁG KÜLÖNBÖZŐ TÍPUSÚ ÁLLÓVIZEIBEN ÉS VÍZFOLYÁSOKBAN (2001-2018)

Sallai Zoltán, Varga Ildikó & Erős Tibor

ÖSSZEFOGLALÁS

A halközösségek monitorozására 2001-ben indultak az első kezdeményezések a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretében (NBmR). Kezdetben mindössze hat, jellegzetes vízi élőhelytípust reprezentáló víztest (Kemence-patak, Ipoly, Duna, Balaton, Kolon-tó, Tisza) rendszeres mintavételezését végeztük. Mára, a nemzetközi kötelezettségeknek (VKI, Natura 2000, inváziós fajokkal kapcsolatos jelentés) is eleget téve, a monitorozandó víztestek listája jelentősen kibővült. A korábbi, éves szinten és évszakos gyakorisággal végzett felméréseket felváltotta a három évente, évi egy alkalommal végzett felmérési gyakoriság, ezzel párhuzamosan viszont a vizsgált víztestek és mintahelyek száma jelentősen nőtt. Az elmúlt időszakban az NBmR keretében több mint 130 víztestből gyűjtöttünk halfaunisztikai adatokat. Összesen 71 halfaj és 5 hibrid több mint százezer egyedét fogtuk és határoztuk meg. A kimutatott fajok közül 7 faj fokozottan védett, 20 faj védett és 24 faj közösségi jelentőségű. Az NBmR keretében végzett felmérések során elsőként sikerült két új pontokaszpikus gébfajt kimutatni a hazai vizekből, a kerekfejű gébet (*Neogobius melanostomus*) és a kaukázusi törpegébet (*Knipowitschia caucasica*). Általánosságban megjegyezzük, hogy az egyes víztestek halállományának összetételében nem tapasztalhatók nagyfokú változások az utóbbi két évtizedben, az eredmények döntően a halállomány összetételének jelentős mértékű természetes variabilitását igazolják. A monitorozó program eredményei emellett jól mutatják a pontokaszpikus gébfajok terjeszkedését az ország vizeiben. A klímaváltozással járó kiszáradás, az élőhely átalakító hatások, az inváziós fajok (pl. amurgéb) további terjeszkedése azonban változatos és egyedi módon befolyásolhatják a halállomány hosszú távú dinamikáját az egyes víztestekben. Az elkövetkező évek és évtizedek fontos feladata a monitorozás folytatása, hogy minél inkább megismerjük és dokumentálhassuk a klímaváltozás és az élőhely átalakító hatások jelentőségét a halközösségek összetételének változásaiban. A monitorozó rendszer keretében gyűjtött adatok fontosak a természetvédelmi kezelési tervek kidolgozásához és az EU felé történő adatszolgáltatási kötelezettségek teljesítéséhez.

BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK

A halak csoportja a vízi élővilág egyik kiemelten fontos komponense, mind ökológiai, mind pedig a biológiai sokféleségben betöltött szerepe alapján. Az európai édesvízi halfaunát tekintve a Duna vízgyűjtője az egyik leggazdagabb halfauna élőhelye. A Kárpát-medence, illetve a pannon biogeográfiai régió számos endemikus és Európaszerte ritka és veszélyeztetett faj otthona. Jelenlegi ismereteink alapján Magyarország

természetes vizeiben 99 halfaj előfordulása bizonyított (Antal et al., 2016, Halasi-Kovács & Harka, 2012, Harka, 2011, Harka & Sallai, 2004). Ebbe a fajszámba nem tartoznak bele azok az egzotikus fajok, melyeket főként az akvarisztikai tevékenység felhagyásával engedtek szabadon természetes vizeinkbe. A 99 bizonyított előfordulású fajnak több mint egyharmada, 36 faunaelem élvezi a hazai természetvédelem oltalmát, melyből 3 ingola- és 7 halfaj fokozottan védett, 26 faj védett státuszban van. Kiemel-nénk, hogy a hazai halfaunából az Élőhelyvédelmi Irányelv II. mellékletében 26, a IV. mellékletében 1 és az V. mellékletében 16 faj szerepel. A halegyüttesek természetes sokféleségének és a fajok populációinak megőrzése ezért fontos természetvédelmi kötelességünk, amelyet az Európai Unióban érvényben lévő irányelvek is előírnak.

Magyarországon egészen az ezredfordulóig nem voltak hagyományai a halközösségek standardizált adatokon nyugvó, országos léptékű monitorozásának. A halközösségek monitorozásának elindításakor, a vizsgálati módszertan meghatározásakor a fő célunk a biológiai sokféleség (elsősorban a taxondiverzitás) megjelenési formáinak felmérése és értékelése, a közösségek összetételének és azok változásainak megismerése, valamint mindezek alakulásában jelentkező, trendszerű változások kimutatása és elemzése volt. A közösségszintű vizsgálatok keretében különös figyelmet fordítottunk a természetvédelmi oltalom alatt álló és közösségi jelentőségű fajok előfordulására és állomány nagyságára, valamint a változásokra vonatkozó adatgyűjtésre is. Utóbbit a különböző hazai, nemzetközi és európai uniós adatszolgáltatási és jelentési kötelezettségek teljesítése indokolta.

A jelen tanulmány összegzi a halak és halközösségek Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretében végzett monitorozásának eddigi főbb eredményeit. Bemutatjuk a halközösségek monitorozásának módszertani szempontjait, a jelenleg alkalmazott mintavételi eljárást és azokat a kutatási eredményeket, amelyek megalapozták a jelenlegi eljárás kialakítását. Összefoglaljuk a gyűjtések eredményeit, részletesen elemezzük néhány kiválasztott víztest halközösségének időbeli változását, és adatokat közlünk néhány közösségi jelentőségű faj hazai elterjedéséről, illusztrálva a monitorozó program hozzáadott értékét.

MÓDSZEREK

ÉLŐHELYTÍPUSOK

Az egyes vízi élőhelytípusok monitorozása méretüktől és az élőhely szerkezetétől függően különböző mintavételi és monitorozási eljárást kíván, ezért alapvetően fontos volt a vízfolyások és az állóvizek tipizálása. Vízfolyások esetében öt típust (1. táblázat), míg a tavak esetében két típust különítettünk el.

1. táblázat. A vízfolyások tipizálása a mederszélesség és maximális vízmélység szerint.

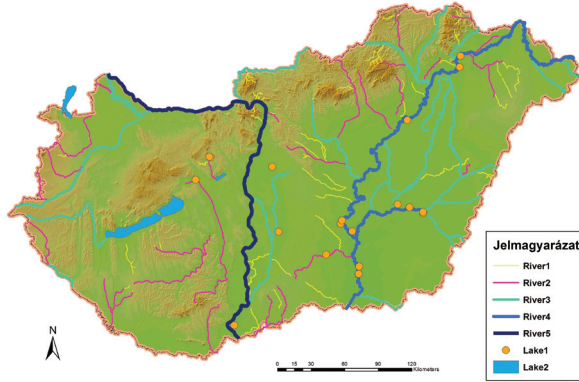
Table 1. Categorization of river types according to depth and width.

Kategóriák	Mederszélesség (m)	Maximum vízmélység (m)
River1	< 5	< 1
River2	> 5	< 2
River3	< 30	> 2
River4	30 to 100	> 2
River5	> 100	> 2

A tavak két típusába az alábbi víztereket soroltuk:

Lake1: Minden hazai tó, (a holtmedreket is beleértve) kivéve Balaton, Velencei-tó és Fertő.

Lake2: Balaton, Velencei-tó és Fertő.



1. ábra. Az NBmR keretében vizsgált magyarországi víztestek elhelyezkedése kategóriák szerint.
Fig. 1. Location of the examined river types in Hungary.

MINTAVÉTELI GYAKORISÁG, ÜTEMEZÉS

A mintázást a **River1** és **River2** kategóriákhoz tartozó vízfolyásokon évente egy alkalommal, nyár végén, ősszel (augusztus 1. és szeptember 30. között) kell elvégezni.

A **River3** és **River4** kategóriájú közepes és nagy folyókon évente egy alkalommal kell mintázni, nyár végén, ősszel, augusztus 1. és szeptember 30. között.

A **River5** kategóriájú folyókon évente egy alkalommal, nyár végén, ősszel a kisvízes időszakban (augusztus 1. és szeptember 30. között) kell mintát venni.

Valamennyi vízterén a nappali időszakban kell a mintázást végezni, kivéve a **River5** típust (Duna), ahol a napnyugta utáni (éjszakai) mintavétel az előírás.

Lake1 és **Lake2** kategóriájú tavakban évi egyszeri mintavételt, nyár végén, ősszel (augusztus 1. és szeptember 30. között) kell végezni.

A VIZSGÁLAT MÓDSZERE VÍZFOLYÁSOKBAN

A vízfolyások halbiológiai monitorozásának általánosan alkalmazott eszköze az elektromos halászgép (Buijse et al., 2002). Az elektromos halászgéppel történő mintavételezés a **River5** és **River4**, valamint a **River3** kategóriába sorolható folyók torkolati szakaszán kiegészült az elektromos bentikus keretes húzóhálóval (EBKH, elektromos kece) végzett mintavétellel.

A mintavételi szakaszok kijelölésénél az élőhelyi reprezentativitást minden víztípusnál kiemelten kell kezelni, úgy hogy az egyes szakaszok minél változatosabb élőhelyeket foglaljanak magukba. Vízfolyások esetében a mintavételi egységeket az adott szakaszjellegnek megfelelően kell kijelölni.

A vízfolyásokon a mintázást a vízben gázolósos módszernél, az alsó ponttól a felső irányába, míg csónakos mintázásnál a felső ponttól az alsó pont irányába kell megvalósítani. A CEN szabvány víztér kategóriáinak megfelelően az elektromos halászgéppel történő vizsgálatot az alábbi módszertan szerint kell elvégezni.

A **River1** (patakok, síkvidéki erek, csatornák) kategóriájú, ún. gázolható vízfolyásokat hátizsákos rendszerű halászgéppel kell mintázni. A mintaszakaszokat a teljes medret átérően kell halászni. A teljes felmért szakasz hossza 150 m, amely az élőhelyi változatosság adta körülményekhez alkalmazkodva alegységekre (pl. 3x50 m) bontható.

A **River2** (közepes méretű patakok, síkvidéki erek, csatornák) kategóriájú vízfolyásokban, melyeknek változó mélységű a medre, a litorális zónában és a mederben egyaránt kell halászni. A mintaszakaszokat lehetőség szerint úgy kell megválasztani a bal és jobb parton váltakozva, hogy a 150 méteres teljes halászott szakasz (3x50 m) megfelelően reprezentálja a vízfolyást.

A **River3** (közepes- és kisfolyók) kategóriájú vízfolyásokban az adott mintavételi ponton, az adottságok alapján vagy a litorális zónában történő vízben gázolósos vagy, amennyiben az adott mintaszakaszon nem található gázolható rész, akkor a csónakból történő mintázást kell választani. A mintavételek megismétlésekor mindig a korábban alkalmazott módszert kell ismételni az adott mintaszakaszon. Gázolósos módszer esetén 150 (3x50) métert, míg a csónakból történő mintavételnél 3x200 méter kell mintázni a bal és jobb partot váltva. Az elektromos kecés (EBKH) mintavételt a torkolati szakaszon, 3x100 méteren kell kiegészítésként alkalmazni.

A **River4** (nagy folyók) kategóriájú vízfolyások monitorozása csónakból történő felmérést igényel. Egy adott monitorozási helyszínen a teljes halászott szakasz hossza 1000 m, ami alegységekre bontható a szakaszra jellemző élőhelyi viszonyok minél teljesebb reprezentativitása érdekében (5x200 méter). A felmérést a csónakkal lefelé sodródva, nappal, a parti zónában (ahol a maximális vízmélység nem haladja meg az 1,5 m-t) végezzük. Lehetőség szerint a csónak egyenletes mozgással haladjon (pl. gyors áramlás esetén célszerű evezővel fékezni a csónak mozgását). Az elektromos kecés kiegészítő mintavételt mintaszakaszonként (1000 méter) 3x200 méteren kell végezni.

A **River5** (folyamok) kategóriájú folyóvizek halászata a csónakos felmérések módszertanát követi. Monitorozandó helyszínenként javasolt a 10x500 m hosszúságú szakaszok éjszakai felmérése. A felmérést legalább három személynek célszerű végezni. Az elektromos kecés kiegészítő mintavételt nappali időszakban, mintaszakaszonként (5000 méter) 6x500 méteren kell végezni.

A mintavételi egységeket vízfolyás típusok szerint a **2. táblázatban** foglaltuk össze.

2. táblázat. Mintavételi egységek vízfolyás típusok szerint.**Table 2.** Sampling effort requirements in each river type.

Kategóriák	Gázolós módszernél	Csónakból történő mintázásnál	Elektromos kecével történő mintázásnál
River1	3x50 m		
River2	3x50 m		
River3	3x50 m	3x200 m	3x100 m
River4	-	5x200 m	3x200 m
River5	-	10x500 m (éjjel)	6x500 m

A VIZSGÁLAT MÓDSZERE TAVAKBAN

A tavak esetében a vonatkozó CEN szabvány alapján a halállomány felmérésében elsősorban a kopoltyúháló mintavételezésre kell támaszkodni, amely a parti zónában végzett elektromos halászattal egészíthető ki. Ugyanakkor, a **Lake1** kategóriájú tavak között vannak olyan állóvízi élőhelyek, amelyekben a kopoltyúháló mintavétel nem lehetséges (túl sűrű vízi vegetáció), illetve egyéb okból nem javasolt (pl. természetvédelmi státusz, szentély típusú holtmedrek élővilágának fokozott védelme érdekében). Ez utóbbi esetekben csak elektromos halászattal történik a mintavételezés. Ennek megfelelően megkülönböztetünk **Lake1a** – hálós halászható és **Lake1b** – hálós nem halászható altípust.

Az állóvizek halállományának elektromos halászattal történő felmérését az eddigi gyakorlatot követve kis teljesítményű, pulzáló egyenáramot előállító halászgéppel javasolt végezni.

Lake1 (kis tavak, holtmedrek) kategóriájú állóvizek esetén, ahol nyíltvíz található ott javasolt a csónakból történő halászat, mintavételi területenként 3x100 m-es mintaszakaszon, a litorális zónában. Ahol a víztér vegetációval történő benőttsege, illetve a lágy üledék vastagsága lehetővé teszi, vízben gázolva kell halászni 3x50 m-es szakaszokat. A kijelölt mintavételi területek számát a tó mérete és élőhelyi heterogenitása határozza meg. Részben ezért is fontos a **Lake1** típusú tavak altípusának pontosítása.

Lake2 (nagy tavak) kategóriájú állóvizekhez Magyarországon három tavat sorolunk: Balaton, Velencei-tó és a Fertő. A parti zónát elektromos halászgéppel, csónakból, mintavételi területenként 5x100 méteres mintaszakaszon kell halászni. A javasolt minimális mintavételi egységeket állóvíz-kategóriák szerint a **3. táblázatban** adjuk közre.

3. táblázat. Minimális mintavételi egységek állóvíz-kategóriák szerint.**Table 3.** Sampling effort requirements in lake types.

Kategóriák	Gázolós módszernél	Csónakból történő mintázásnál
Lake1	3x50 m	3x100 m
Lake2	-	5x100 m

Az állóvizek halállományának a mintavételezése esetén az alapeszköz a többpaneles kopoltyúháló (CEN (14757/2005), amely 12 db, 5 és 55 mm közötti szembőségű panelt tartalmaz, panelenként 2,5 m hosszban, 1,5 m magas és a súlyozása olyan, hogy a háló alja (alín) minden esetben a vízfenékre süllyed. Olyan állóvizekben, ahol nagyobb méretű halak (500 g feletti) előfordulására is számítani lehet, nagyobb szembőségű panelokat tartalmazó kiegészítő hálók alkalmazása is szükséges.

A **Lake1a** (hálózható kis tavak, holtmedrek) kategóriába sorolható állóvizeknél a halászható vízfelület méretétől függően eltérő mennyiségű háló alkalmazása javasolt, melyek számát a **4. táblázatban** foglaltuk össze.

4. táblázat. A Lake1a (hálózható kis tavak, holtágak) kategóriába sorolható állóvizeknél a halászható vízfelület méretétől függően javasolt hálók mennyisége.

Table 4. Suggested number of gillnets in Lake1a type depending on the area of the lake.

Terület (ha)	CEN szabvány bentikus háló	Kiegészítő bentikus háló
< 20	4	2
20-50	8	4
50-250	16	8
250 <	24	12

A hálókat a különböző jellegű és vízmélységű területekre azok arányának megfelelően elosztva kell kihelyezni.

A **Lake2** (nagy tavak) kategóriába a Balaton, a Velencei-tó és a Fertő tartozik. Mintavételi területenként 6 db CEN szabványháló és 3 db kiegészítő háló kihelyezése javasolt. Korlátozott monitorozási erőforrások esetén is (minimális monitorozási program) három szabványháló kihelyezése mindenképp szükséges mintavételi egységenként. A Fertő esetében három (sarródi lagúnák, fertőrákosi lagúnák és nyíltvíz), míg a Velencei-tó esetében négy (Tari-tisztás környéke, Cserepes-sziget környéke, vitorlás pálya, Úttörő-sziget környéke) mintavételi területet kell vizsgálni. A Balaton teljes felmérése a négy medencére (keszthelyi, szigligeti, szemesi és siófoki) vonatkozóan négy-négy (két partközeli és két nyíltvízi) mintavételi területet feltételez. Általában a négy-négy mintaterületre nincs mód, a szokásos gyakorlat szerint a keszthelyi, a szemesi és a siófoki medencékben egy-egy nyíltvízi és part menti mintavételi terület felmérése történik. A mintavételi területeken belül a hálókat a különböző jellegű és vízmélységű területekre, azok arányának megfelelően elosztva kell kihelyezni. A felméréseket nappal (preferáltan reggel) kell végezni, hálónként 2-4 óra halászati idővel. A fogást minden esetben 1 óra halászati időre és 2,5 m-es panelhosszra (kiegészítő hálók) kell megadni.

A part menti mintavételi pontokon tavasszal, amikor számíthatunk a halak tömegesebb jelenlétére, a hálók száma csökkenthető, de minimálisan 3 CEN szabványháló kihelyezése ekkor is szükséges.

Tekintettel, hogy egyes, a vízoszlop felsőbb rétegeiben tartózkodó halfajok fogási hatékonysága nagyobb vízmélységek esetén csekély lehet a CEN szabvány bentikus hálóval, javasoljuk, hogy 2-3 m-es vízmélység felett a CEN szabványháló felszíni változatával is történjenek kiegészítő gyűjtések.

A halakat a meghatározást követően szabadon kell engedni, begyűjtésre nem kerülhet sor, csak a körülményesen határozható néhány pontyféle hibrid esetében.

A nagyobb folyókon és nagy tavakon a vizsgálat időszakában célszerű a területen dolgozó halászok és horgászok zsákmányát is átvizsgálni mivel eszközeikkel más fajokból zsákmányolnak. Ezeket az adatokat azonban csak a fajlista összeállításához, illetve a halfauna funkcionális csoportjaiba sorolásánál lehet felhasználni.

Az NBmR rendszerben gyűjtött adatokat az alább felsorolt és kötelezően kitöltendő adattábla szerint kell megadni:

- Latin név (szöveg, leíró, [évszám nélkül])
- Víztest (szöveg, Földrajzinév-tár szerint)
- Lelőhely (szöveg)
- Település (szöveg, közigazgatási határ megnevezése)
- Időpont (dátum, formátum: 0000.00.00)
- Gyűjtő neve (szöveg, teljes név, vezeték és keresztnév)
- Gyűjtő2 (szöveg, teljes név, vezeték és keresztnév)
- Gyűjtő3 (szöveg, teljes név, vezeték és keresztnév)
- Határozó (szöveg, teljes név, vezeték és keresztnév)
- Adatközlő (szöveg, teljes név, vezeték és keresztnév)
- EOV_X FP (szám, a mintahely felső pontjának EOV X-koordinátája, formátum: 000000)
- EOV_Y AP (szám, a mintahely felső pontjának EOV Y-koordinátája, formátum: 000000)
- EOV_X AP (szám, a mintahely alsó pontjának EOV X-koordinátája, formátum: 000000)
- EOV_Y AP (szám, a mintahely alsó pontjának EOV Y-koordinátája, formátum: 000000)
- Megjegyzés (szöveg, vízállással, időjárással, halászattal, stb. kapcsolatos megjegyzések)
- Gyűjtési mód (szöveg, mintavételezés során alkalmazott módszer, elektromos halászgép, elektromos kece (EBKH) vagy paneles kopoltyúháló)
- Egyedszám típus (szöveg, pontos v. becsült)
- Egyedszám (szám típusú karakter)
- Vezetőképesség (szám típusú karakter, mS/cm-ben megadva)
- Víz hőmérséklet (szám típusú karakter, °C-ban megadva)
- Halászat kezdete (formátum: 00:00)
- Halászat vége (formátum: 00:00)
- Halászat időtartama (szám, percben megadva)
- Bizonyító fotó (szöveg, van v. nincs)
- Mintavételi szakasz hossza (m) (szám típusú karakter)
- CPUE (100 m/egyed) (szám típusú karakter)
- meder szélesség (m) (szám típusú karakter)
- vízmélység (cm) (szám típusú karakter)

A tudományos nevek tekintetében általánossá vált gyakorlat, hogy a Fish-base-ben (URL1) használt tudományos neveket használjuk, a leírók nevének és a fajleírás időpontjának feltüntetése nélkül, míg magyar fajnevek esetében a Harka (2011) által megadott elnevezéseket használjuk. A víztestek nevének megadásakor a Földrajzinév-tár (Földi, 1982) elnevezései az irányadóak.

MÓDSZERTANI FEJLESZTÉSEK A HALKÖZÖSSÉGEK MONITOROZÁSÁBAN

A mintavétel a biológiai sokféleség változásait feltáró kutatások legsarkalatosabb pontja. A mintavétel alapvetően meghatározza a mért változók becslését és a következtetéseket a vizsgált rendszer elemeinek minőségi és mennyiségi eloszlásáról (Podani, 1997; Cao et al., 2002; Erős et al., 2009). A mintavételre fordítható erőforrások azonban erősen korlátozottak (idő, logisztikai megvalósíthatóság, eszköz és anyagi ráfordítás). A mintavétel ezért egy optimalizálási problémát jelent a kutatóknak, ami során próbálják a minta reprezentativitását maximalizálni, az ezzel járó költségeket pedig minimalizálni (Hughes és Peck, 2008).

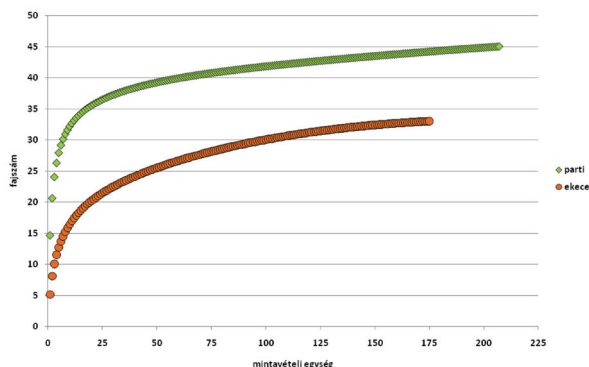
A jelenlegi monitorozási eljárás számos elvárást és adatszolgáltatási kötelezettséget figyelembe véve alakult ki. A kezdeti években csupán mintegy tucatnyi helyszín évszakos monitorozása folyt, olyan vizeké, amelyek jól reprezentálják hazánk vízi élőhelytípusait. A kutatók a Duna folyam, nagy folyók közül a Tisza és a Szamos, közepes folyók közül a Rába és a Hernád, hegyvidéki kisvízfolyások közül a börsönyi Kemence-patak, dombvidéki kisvízfolyások közül a Csincse, síkvidéki kisvízfolyások közül a Kis-Körös és a Barát-ér halállományainak változásait vizsgálták. Nagy tavak közül a Balaton, a kisebb tavak közül pedig a Kolon-tó és a hozzá tartozó Kulléri-csatorna monitorozása zajlott. A 2010. év fordulópontot jelentett a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer mintavételi eljárásában. Az elsősorban a hazai természetvédelmi feladatok ellátásához és döntően a lokális léptékű trendfolyamatok nyomon követéséhez kialakított rendszer átalakítása sürgetővé vált az Európai Unió élőhelyvédelmi irányelvében előírt adatszolgáltatási kötelezettségek és ezzel együtt a NATURA 2000 hálózat működtetéséhez kapcsolódó monitorozási feladatok hatékonyabb teljesítése érdekében. A közösségi jelentőségű fajok állományainak és élőhelyeik változásáról országos léptékben volt szükséges információt nyerni és a hangsúly a hosszabb időtávot (évek, évtizedek) felölelő változások értékelésére helyeződött át. 2010. évben döntés született arról, hogy három éves ciklusokban történik a víztestek monitorozása, ily módon elhagyva az évszakos felméréseket. Ezzel együtt újabb víztestek monitorozása kezdődött meg, ami jobban kielégíti egy országos léptékű monitorozó rendszer adatigényeit és emellett sokkal inkább megfelel az uniós elvárásoknak is.

A monitorozó rendszer fejlesztését, jelenlegi standardizált eljárását emellett a célzott, kifejezetten a mintavétel hatékonyságára, a minta reprezentativitására irányuló kutatási kérdések megválaszolása is segítette. A kutatók igazolták, hogy a mintavételi terület növelése hatékonyabb eljárás a fajok kimutatásához, a relatív mennyiségi viszonyok meghatározásához kisvízfolyásokban, mint egy rövid szakasz ismételt (egymás követő) lehalászása (Erős, 2001; Sály et al., 2009). Utóbbi módszert számos ország alkalmazza a monitorozási gyakorlatában, elsősorban a fajok denzitás értékeinek pontosabb megállapításához. Igazolódott, hogy a kisvízfolyások monitorozására alkalmazott 150 m-es szakaszok háti elektromos halászgéppel, nappal, gázolva történő felmérése megfelelő a kinyerhető információ és a mintavételi erőfeszítés optimalizációjánál országos léptékű program esetében (Sály et al., 2009), bár az egyes vízfolyások között jelentős mértékű különbségek tapasztalhatók. Ez a mintavételi hossz különösen hatékony hegyvidéki patakokon a mezoélőhelyek megfelelő kiválasztásakor, ahol a halállomány tér és időbeli változékonysága viszonylag kis mértékű (Erős & Schmera, 2010), míg domb és síkvidéki kisvízfolyásokban már jelentősebb tér és időbeli variabilitás tapasztalható (Takács et al., 2011, 2012). A halállomány variabilitása különösen a torkolati szakaszok környékén jelentős és különösen abban az esetben, amikor a befogadó vízfolyás jelentősen nagyobb méretű, mint a betorkolló kisvízfolyás (Czeglédi et al., 2014). A kutatások igazolták azt is, hogy a nappali és az éjszakai felméréseket összehasonlítva viszonylag kismértékű különbségek találhatók a halállomány szerkezetében, a mintavétel hatékonyságában kisvízfolyásokban, összevetve a vízfolyás szakaszok közötti és az évszakos különbségekkel (Czeglédi et al., 2016).

A vízfolyás méretének növekedésével a mintavételi erőfeszítés mértékét is növelni kell a reprezentativitás érdekében. A közepes méretű folyók sokszor átmenetet

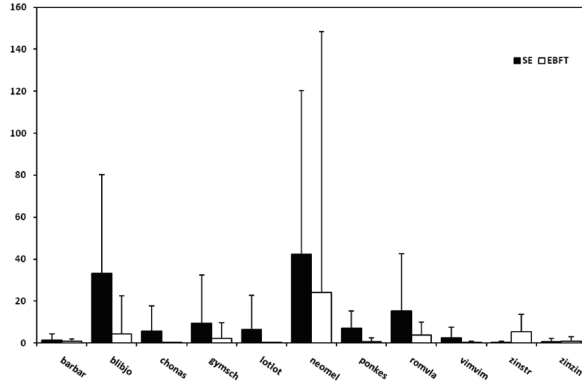
képviselnek a gázolással vagy a csónakból végzett mintavétellel könnyebben mintázható vízfolyások között, különösen a dombvidéki vízfolyások, ahol sok esetben zátonyok és gázlók nehezítik a hatékony, csónakból történő mintavételt. Jelenleg ezért a közepes méretű folyók halállományának felmérése vagy 3x50 m-es szakaszok gázolva vagy 3x200 m-es egységek csónakból történő halászatával nappal történik. A nagy folyók (Tisza) mintavétele csónakból történik, nappal és a mintavételi erőfeszítés 5x200 m egy adott helyszínen. Természetesen minél nagyobb tér és időbeli skálát ölel fel a monitorozás, annál nagyobb az esélye annak, hogy módszertani különbségek lesznek a felmérések között, elsősorban a mintavevő csapatok összetételében vagy akár az alkalmazott halászgép típusában, a mintavételi szakasz hosszában. A monitorozó rendszer fejlesztésére irányuló kutatások szerint azonban a halállomány „természetes” térbeli és időbeli variabilitása jóval nagyobb mértékű, mint amit a mintavételben rejlő különbségek okoznak (Specziár et al., 2012). A közösségszerkezeti változók azonban különbözőképpen érzékenyek a módszertani különbségekre. A legalapvetőbb változókat (fajszám, közösség hasonlóság fajkompozíció és relatív abundancia adatok) statisztikailag nem szignifikáns mértékben befolyásolták a tesztelt módszertani különbségek, míg specifikusabb és kevésbé használt közösségszerkezeti változók (abundancia alapú catch per unit effort [CPUE] és teshosszeloszlás) érzékenyebbek bizonyultak a módszertani különbségekre, elsősorban a halászgép teljesítményére és a gyűjtő személyére. Nagy léptékű monitorozási adatok (pl. országos léptékű monitorozás) értékelésekor célszerű ezért a mintavételi különbségekre érzékeny változókat kihagyni az értékelésből vagy legalábbis figyelembe kell venni a módszertani különbségek hatását az eredményekre.

A folyamok (Duna) halállományának reprezentatív mintavétele különösen nagy kihívást jelent. A monitorozás a mintavételi és logisztikai kényszerek miatt általában a folyam partközeli halállományának vizsgálatára irányul. Azonban még ebben az esetben is számos kérdés merül fel, hogy miként lehet a korlátozott lehetőségek mellett a legtöbb információt nyerni a halállomány szerkezetéről, elsősorban a ritka fajok kimutatásához. A kutatások igazolták, hogy a halállomány mintavétele hatékonyabb éjszaka végzett felmérésekkel a Duna parti zónájában (Erős et al., 2008a). A gépek teljesítményének nincs jelentős hatása a fajgazdagságra, ha a felmérések éjszaka történnek, amikor a halállomány eloszlása is viszonylag homogén, ezért a part típusától függetlenül is hatékonyabban igazolható a fajok előfordulása. A Duna halállományának monitorozása ezért jelenleg éjszaka történik az országos léptékű (NBmR, Natura 2000, Víz-Keretirányelv) monitorozó programok keretében. A Dunán végzett kutatási eredmények hozzájárultak ahhoz, hogy nemzetközi ajánlásokban is szorgalmazták az éjszaka végzett mintavételt a halállományok monitorozására nagy folyók parti zónájában (Flotemersch et al., 2011). Azonban még éjszakai felméréseket alkalmazva is igen nagy mintavételi ráfordítás szükséges a fajok kimutatásához a Dunában. Véletlenszerűen kiválasztott egy km-es szakasz halászatával átlagosan 20 halfajt lehet kimutatni a folyamból és megközelítőleg 5 km-es szakasz csónakos halászata szükséges ahhoz, hogy 30 halfajt lehessen igazolni (Erős et al., 2008b; **2. ábra**). Ezután azonban az egyes fajok kimutatása már rendkívül nagy mintavételi erőfeszítést igényel (Pl. 45 halfaj kimutatásához hozzávetőlegesen 60 km-nyi szakasz halászata szükséges!). A reprezentativitást igénylő nagy ráfordítás miatt jelenleg 10x500 m-es egységek felméréseivel történik a Duna monitorozása egy adott szakaszon, éjszaka végzett felmérések keretében.



2. ábra. A becsült fajszám ($\pm 95\%$ konfidencia intervallum (CI)) változása a mintavételek (500 m-es egységek) számának növekedésével a part közeli, elektromos halászgéppel (PE) és az elektromos bentikus keretes húzóhálós (EBKH) gyűjtött minták alapján a magyarországi Duna szakaszon (rarefaction analízis). **Fig. 2.** Estimated number of species ($\pm 95\%$ CI.) as a function of number of samples (500 m long sampling units) using shoreline electrofishing (PE) and the electrified benthic framed trawl (EBKH) in the Danube River, Hungary.

A közelmúltban, az elektromos bentikus keretes húzóháló (EBKH) bevezetésével (Szalóky et al., 2011, 2014) új lehetőségek nyíltak meg a parttól távoli területeken élő halfajok és elsősorban a bentikus kistestű halak állományainak monitorozásában. Meg kell jegyezni, hogy a halállomány partközeli monitorozása messze hatékonyabb a halfajok kimutatásában (**2. ábra**). Ugyanakkor kizárólag a parttól távoli, mélyvízi régió vizsgálatával sikerült kimutatni a kecsegét (*Acipenser ruthenus*), melynek előfordulását még extrém nagy mintavételi erőfeszítéssel sem sikerült igazolni a partközeli mintavételek során. A halak abundanciája és előfordulási gyakorisága is különbözött a partközeli és a mélyvízi minták között (Szalóky et al., 2011, 2014). Ahogy várható volt, a bentikus fajok domináltak az EBKH fogásokban, míg a partközeli mintákban a vízfelszín, a vízközepet és a meder felszíni élőhelyeket preferáló fajok egyaránt gyakoriak voltak, amelyek fontos állományalkotó fajok is egyben. Ilyenek a karikakeszeg (*Blicca bjoerkna*), a küsz (*Alburnus alburnus*), a halványfoltú küllő (Romanogobio vladycovi), selymes durbinca (*Gymnocephalus schraetser*), a Kessler-géb (*Ponticola kessleri*) és a kerekfejű géb (*Neogobius melanostomus*), amelyek mindkét gyűjtési módszer domináns fajainak bizonyultak. Jelentős különbség mutatkozott a bucófajok (Zingel sp.) és különösen a német bucó előfordulási és abundancia viszonyaiban. Ez a faj a mélyvízi bentikus mintákban (EBKH) gyakori előfordulású és viszonylag tömeges volt (Szalóky et al., 2011, 2014). A bentikus fajok abundanciáját összevetve (átlagos CPUE értékek, **3. ábra**) a német bucó volt az egyetlen faj, amely szignifikánsan magasabb abundancia értékkel rendelkezett a mélyvízi mintákban, mint a part közeli fogásokban. A fokozottan védett német és magyar bucó állományainak monitorozásához igen hatékony eszköz tehát az elektromos bentikus keretes húzóháló (EBKH) és az elektromos kece, amely éppen ezért általános kiegészítő eszköze lett a közepes és nagy folyók monitorozásának. A jelenlegi rendszerben a mintavétel nappal történik és a mintavételi egységek száma és hossza közepes folyók torkolati szakaszán 3x100 m, nagy folyókban 3x200 m, míg a Dunán 6x500 m.



3. ábra. A magyarországi Duna szakaszon előforduló gyakoribb bentikus halfajok átlagos (\pm SD) abundancia értékei (CPUE, catch per unit effort, ind. 500 m⁻¹) értékei a part közeli (PE) és a mélyvízi (EBKH) mintákban. A szignifikáns különbségeket csillag szimbólum jelöli ($p < 0,05$).

Fig. 3. Mean (SD) catch per unit effort data (CPUE, ind 500 m⁻¹) of the benthic species in the shoreline electrofishing (PE) and the electrified benthic framed trawl (EBKH) collections in the Danube River, Hungary. The symbol * indicates significant differences at $p < 0.05$ level.

Tavak esetén a monitorozás kopoltyúhálós mintavétellel történik, ami a parti zónában végzett elektromos halászattal egészíthető ki. Ugyanakkor, a tavak között vannak olyanok, amelyeken a kopoltyúhálós mintavétel nem lehetséges (túl sűrű vízi vegetáció), illetve egyéb okból nem javasolt (pl., szentély típusú holtmedrek halállományának fokozott védelme érdekében). Ezeken a tavakon csak elektromos halászat történik. Ennek megfelelően megkülönböztetünk hálóval halászható és hálóval nem halászható tó altípusokat. Kis tavakban és holtágakban, ahol nyíltvíz található javasolt a csónakból történő halászat, mintavételi területenként 3x100 m a litorális zónában. Ahol a víztér vegetációval sűrűn benőtt, illetve a lágy üledék vastagsága lehetővé teszi, gázolva kell halászni 3x50 m-es szakaszokat. A kijelölt mintavételi területek számát a tó mérete és élőhelyi heterogenitása határozza meg. Nagy tavakban (Balaton, Velencei-tó és a Fertő) a parti zónát elektromos halászgéppel, csónakból történő mintázással mintavételi területenként 5x100 m-en kell halászni. A multipaneles kopoltyúhálókat a különböző jellegű és vízmélységű területekre azok arányának megfelelően elosztva kell kihelyezni. A Balatonon végzett módszertani kutatások alapján a hazai állóvizek monitorozása nappal történik. A skandináv gyakorlatban bevált 24 órás, vagy egész éjszakai folyamatos halászat a viszonylag magas CPUE miatt nem javasolt, mert a hálók hallal telítődése jelentősen csökkenti a pillanatnyi CPUE értékét (Specziár et al., 2009; Specziár, 2010).

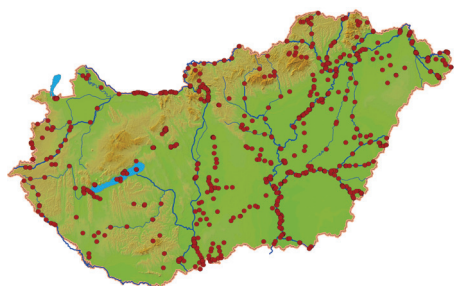
Számos tesztelési kérdés merül még fel a halközösségek és halfajok monitorozási eljárásának fejlesztéséhez, annak ellenére, hogy a jelenlegi rendszer is sok év tapasztalata alapján lett kialakítva. A közepes folyók mintavételi egység hosszának megállapításához további kutatásokra lenne szükség, hogy meghatározható legyen, mi az optimális mintavételi hossz és mekkora különbséget okoz, ha a felméréseket gázolva vagy csónakból halászva végzik a kutatók. A Dunában célszerű lenne tovább tesztelni, hogy nagy teljesítményű (egyenáram [DC], >7 KW) halászgép alkalmazásával

mi az optimális mintavételi hossz a fajok detektálásához, a mennyiségi viszonyok meghatározásához nappal, amivel akár kiváltható a nehezebben kivitelezhető éjszakai mintavétel. A holtmedrek halközösségeinek szerkezetéről alig rendelkezünk adatokkal. A mintavételi eljárásukat célszerű lenne részletes felmérések keretében pontosítani és véglegesíteni. Természetesen minden változtatás komoly mérlegelést igényel, hiszen ez esetben változik az adatok összevethetősége a korábbi adatokkal, ami egy monitorozó rendszer esetében különös odafigyelést igényel.

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

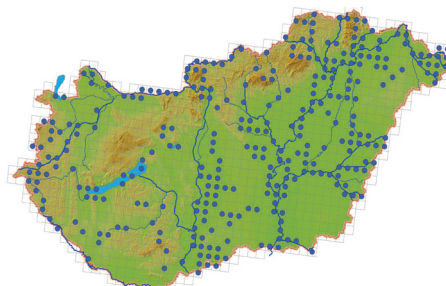
A halközösségek monitorozásának 18 éve során több mint 130 víztestből gyűjtöttünk halfaunisztikai adatokat. A mintahelyek elhelyezkedését EOVS koordináták alapján a **4. ábrán** szemléltettük. A mintahelyek elhelyezkedését 10x10 km-es ETRS térképen is ábrázoltuk (**5. ábra**), ugyanis ez megfelelően reprezentálja, hogy az uniós jelentési egység tekintetében milyen országos lefedettséggel gyűjtöttük az adatokat. Összesen 71 halfaj és 5 hibrid több mint százezer egyedét fogtuk meg és határoztuk meg. A kimutatott fajok közül 7 faj fokozottan védett, 20 faj védett és 24 faj közösségi jelentőségű. Az NBmR keretében végzett felmérések során két új pontokaspikus gébfajt sikerült elsőként kimutatni a hazai vizekből, a kerekfejű gébet (*Neogobius melanostomus*) (Guti et al., 2003) és a kaukázusi törpegébet (*Knipowitschia caucasica*) (Halasi-Kovács & Antal, 2011). Az eredmények jól tükrözik a monitorozó rendszer hatékonyságát. A hazai recens fajlistában szereplő fajok közel három negyedét mutattuk ki, mindössze olyan fajok nem kerültek elő, melyeknek mindössze 1-2 előfordulási adatáról van tudomásunk, illetve az anadrom tokfélék egyedét nem fogtuk meg.

A fajok országos léptékű elterjedésének feltárása és gyakoriságuk megismerése mellett az NBmR kiemelt figyelmet fordít a halfajok és a halközösség változásaiban bekövetkező változások megismerésére, amire a következő fejezetben mutatunk példákat.



4. ábra. A mintahelyek elhelyezkedése bemért EOVS-koordináták alapján.

Fig. 4. Location of the sampling sites based on their EOVS coordinates.



5. ábra. A mintahelyek elhelyezkedése 10x10 km-es ETRS négyzethálón.

Fig. 5. Location of the sampling sites based on ETRS grids.

ŐSHONOS ÉS IDEGENHONOS FAJOK ÁLLOMÁNYVÁLTOZÁSAI

Azon víztestek esetében, ahol rendelkezünk megfelelő számú ismétléssel és rendelkezésre álltak 2011 előtti adatok is, összevetettük az őshonos és idegenhonos fajok arányának változását a 2011 előtti és utáni időszakokra vonatkozó összevont

adatok tekintetében az egyes víztípusokban. Az őshonos fajok csoportján belül külön elemeztük a természetvédelmi oltalom alatt álló fajokat (védett), az idegenhonos fajok esetében pedig a pontokaszpikus gébek arányát jelöltük külön (6-7. ábra).

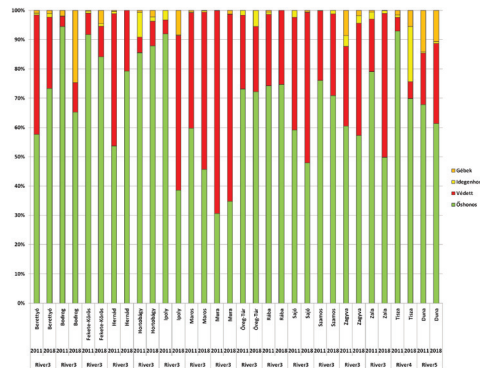
Az eredményekből jól kitűnik, hogy a River1 és River2 típusba sorolható vízfolyásokban – a Felső-Tápió kivételével – a természetvédelmi oltalom alatt álló fajoknak nagy egyedszámú populációi élnek, ezért ezek a víztestek kiemelt természetvédelmi értéket képviselnek. A Hajta halállományára esetében a két időszak között jelentősen emelkedett az őshonos és védett fajok abundanciája (6. ábra).



6. ábra. Az őshonos, védett és idegenhonos fajok abundancia viszonyaiban bekövetkezett változások a 2011 előtti és 2012-2018 közötti időszakban a Lake2, a River1 és River2 típusú vízfolyások esetében.

Fig. 6. Comparison the abundance of native, protected and alien species before 2011 and 2012-2018 period in water types Lake2, River1 and River2.

Jelentősnek nevezhető a változás a River3 típusba tartozó Bodrog esetében, ahol kiugró a pontokaszpikus gébek gradációja okozta relatív gyakoriságban bekövetkezett változás, ami több közepesfolyó esetében elmondható (Fekete-Körös, Hortobágy, Ipoly, Mura) és ugyanez a tendencia jellemezte a Tiszát is (7. ábra). A Duna esetében ellenben kissé csökkent a gébek aránya a 2011 előtti állapotokhoz képest.



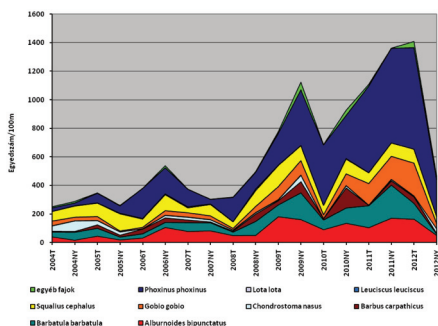
7. ábra. Az NBmR keretében vizsgált víztestek halállományának abundancia viszonyaiban bekövetkezett változások a 2011 előtti és 2012-2018 közötti időszakban a River3, River4 és River5 típusú vízfolyásokban.

Fig. 7. Changes in the relative abundance of native, protected and alien species and pontocaspian gobies before 2011 and 2012-2018 period in water types River3, River4 and River5.

ÉLŐHELYTÍPUSOK ÉS MONITOROZÁSUK

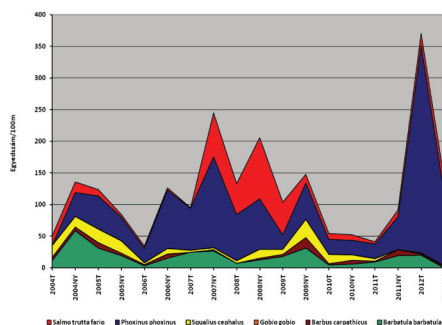
Kemence-patak

A Börzsönyben folyó Kemence-patak a középhegységi kisvízfolyások (River1) jellegzetes képviselője. Közel természetes vízfolyás, melynek jelenlegi halállományát kis mértékben zavarja csupán a községek szennyező hatása, kismértékű, illegális horgászati telepítések, illetve erdőgazdálkodási és mezőgazdasági tevékenység. Az 1999-es rendkívüli árvíz idején a patakon létesített tározó gátja átszakadt, így a halállomány viszonylag szabadon vándorolhat az Ipoly folyóból a vízrendszer felső szakaszaira. A patak és vízgyűjtője halfaunáját jellegzetes középhegységi fajok alkotják, idegenhonos faj megjelenése esetleges (8. ábra). A patak középső szakaszán a védett fürge cselle és a kövicsík a domináns fajok, az időszakosan megjelenő telepített sebes pisztráng és az inkább az alsó szakaszról felúszó domolykó mellett (9. ábra). Az alsó szakasz fajgazdagabb, a halállományt 8-10 állandó előfordulású faj alkotja, köztük természetvédelmi szempontból legértékesebb a kárpáti márna erős, életképes populációja. A halállomány időbeli változásaira viszonylag erős fluktuáció jellemző, amit elsősorban a vízjárás befolyásol (Czeplédi és Erős, 2013; Erős és Grossman, 2005; Erős és Schmera, 2010). A vízjárás változásaira leginkább érzékeny halfajok állományának nagysága a nagyobb áradások után lecsökken (a vízközt élő, kistestű fürge cselle és a sújtásos küsz), majd populációik mérete újból növekszik. A patakba az Ipolyból felúszó fajok állománya (pl. paduc, nyúldomolykó) jellegzetes fluktuációt mutathat (ívási vándorlás, vízhozamtól függő állománydinamika). A vízfolyás halállománya rövid távon nem veszélyeztetett, de mindenképp ügyelni kell a jelenlegi hidrológiai, medermorfológiai és kémiai állapot megőrzésére. Hosszú távon a klímaváltozással járó vízhozam ingadozás (áradás, aszály) komolyan fenyegetheti az értékes halfaunát, sok egyéb kisvízfolyásunk halfaunájához hasonlóan.



8. ábra. A Kemence-patak alsó szakaszán élő halfközösség állományváltozásai.

Fig. 8. Changes in the CPUE (ind/100) data of fishes in the lower section of Kemence stream.



9. ábra. A Kemence-patak középső szakaszán élő halfközösség állományváltozásai.

Fig. 9. Changes in the CPUE (ind/100) data of fishes in the middle section of Kemence stream.

Szamos

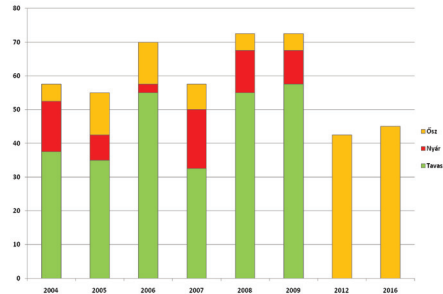
A Szamos a Tisza második legnagyobb mellékfolyója, a 415 km-es teljes hosszából mindössze 50 km esik hazánk területére (Antal, 2013). Az alsó 50 km-es szakasza síkvidéki jellegű, mederanyaga és halfaunája alapján a márnazonába

sorolható. A Szamos halközösségének monitorozása 2004-ben kezdődött, 2009-ig éves szinten három évszakban történtek a mintavételezések, majd 2012-ben és 2016-ban az elfogadott új protokollnak megfelelően, kizárólag őszi időszakban volt adatgyűjtés. A fajszám elemzése alapján (10. ábra) jól kitűnik, hogy a különböző időszakokban mennyire eltérő volt a halfajok jelenléte a mintákban. Három mintavételi évben a tavaszi mintázásnál, egy alkalommal a nyári, egy alkalommal az őszi időszakban mutatták ki a legmagasabb fajszámot a kutatók, míg 2007-ben a nyári és őszi fajszám együttesen volt a legmagasabb.

A fajszámok értékelése mellett fontosnak tartottuk szemléltetni, hogy a különböző mintavételi években a Szamos recens halfaunájának a teljes fajkészlethez képest hogyan változott a kimutatott fajok számának az aránya a több évszakra kiterjedő monitorozás során. A recens fajszám megállapításánál Antal (2013) és Halasi-Kovács (2016) dolgozatát vettük alapul, melyek szerint a Szamos halfaunája 40 faj alkalmi vagy rendszeres előfordulásával jellemezhető. A kezdetektől éves és évszakonkénti bontásban ábrázoltuk a fajszámok arányának az alakulását (11. ábra). Az ábrából jól kiolvasható, hogy az első, tavaszi mintavétel során a teljes fajkészlet maximum 57,5 %-át mutatták ki, ami a nyári és őszi időszak mintavételezéseinél további fajokkal egészült ki, de egy mintavételi évben, három eltérő időszakban történt mintázás során is az eddig kimutatott fajok maximum 72,5 %-a került elő. A kronológiai sorrend miatt a tavaszi mintázás fajszámai szerepelnek elsőként, ami nem jelenti azt, hogy minden esetben a tavaszi mintázásnál kerültek elő a legmagasabb fajszámok (10. ábra).

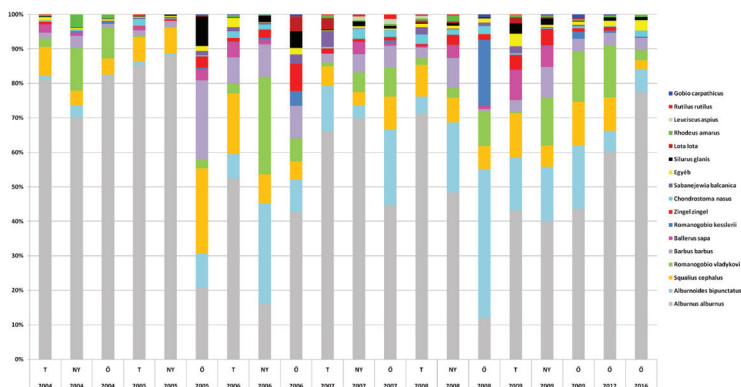


10. ábra. A fajszámok alakulása a különböző mintavételi években, évszakonkénti bontásban
Fig. 10. Number of species in each sampling year and season in the River Szamos



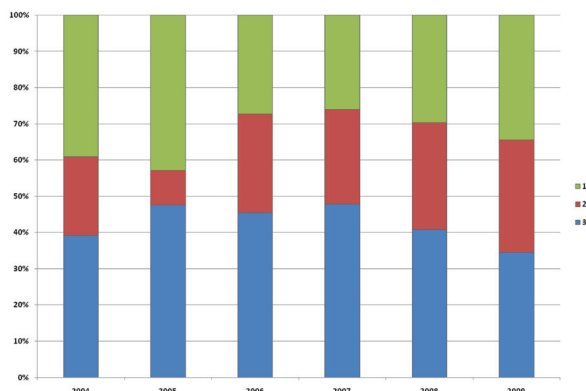
11. ábra. A teljes fajkészlethez képest a kimutatott fajszámok arányának alakulása éves és évszakonkénti bontásban.
Fig. 11. Number of detected species compared to the whole number of species in each sampling year and season in the River Szamos.

A 2004 és 2016 közötti időszakban jelentős eltérést mutattak a fajok dominanciaviszonyai is (12. ábra). A minták nagy részében az euritóp kűsz (*Alburnus alburnus*) dominált, de 2006 és 2008 nyarán a védett sujtasos kűsz (*Alburnoides bipunctatus*), illetve 2005 őszén a reofil domolykó (*Squalius cephalus*) szerepelt a legnagyobb arányban a kifogott halak között. Az eredmények szerint a fajok száma és a halállomány összetétele nem mutatott határozott, évszakhoz köthető mintázatot.



12. ábra. A fajonkénti relatív abundancia értékek alakulása a szamosi mintákban, évszakonkénti bontásban.
Fig. 12. Relative abundance of the species in each sampling year and season in the River Szamos.

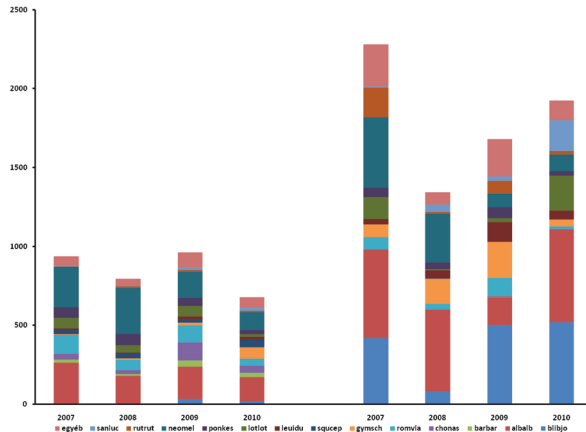
A fentiekben túl értékeltük a fajok frekvencia értékeit, hogy egy mintavételi évben hány időszakban sikerült kimutatni a faunaelemeket, melyet százalékos megosztásban a 13. ábrán szemléltettünk. Az elemzésben a 2012-es és 2016-os éveket nem szerepeltettük az ábrán, mivel ekkor már éves szinten csak egyszer történt mintavétel. Az ábrából jól kitűnik, hogy valamennyi mintavételi évben, 2004 és 2009 között a fajok kevesebb, mint felét sikerült mindhárom időszakban kimutatni. Ugyancsak szembetűnő, hogy 2004-2005-ben a fajok több mint egyharmada mindössze egy aszpektusban lett kimutatva, míg 2006 és 2009 között több mint egyegyede mindössze egy időszakban volt jelen a mintákban.



13. ábra. A 2004 és 2009 közötti szamosi halminták frekvencia értékeinek százalékos megosztása. Az ábrán késsel jelöltük azoknak a fajoknak az arányát, amelyek egy mintavételi évben háromszor (3), vörössel azok arányát, amelyek kétszer (2), míg zölddel azoknak a fajoknak az arányát jelöltük, amelyek a három mintavételezés során mindössze egyszer (1) kerültek elő.
Fig. 13. Frequency of species in the samples of River Szamos in the period 2004-2009. Blue shows the ratio of species which occurred in each season, red shows the ratio of species which occurred in two seasons, while green shows the ratio of species which occurred in only one season.

Duna

A Duna folyam >2000 km hosszú potamális zónájában nehéz olyan egyértelmű határvonalakat megállapítani élőhelytipológiai szempontból, amit az élőlényközösségek összetétele is hűen letükörözne (Erős et al., 2017). Ha azonban kényszerűen szakaszoljuk a Közép-Dunát tipológiai célból, az a medermorfológia és a halállomány összetétel alapján két nagy egységre bontható (Szalóky et al., 2014). A szakaszolás határát a paksi Duna szelvény területe jelenti leginkább, ahol a durva kavics mederanyag helyét lassan a homok váltja fel. A folyó esésének csökkenésével együtt járó hidrológiai és medermorfológiai változások a halállomány összetételében is megmutatkoznak. A Duna gödi (felső szakasz) és bajai (alsó szakasz) monitorozásából jól látszanak az alapvető különbségek (14. ábra). Annak ellenére, hogy a kistestű domináns fajok (kűsz, kerekfejű géb, halványfoltú küllő) mindkét szakaszon nagy arányban találhatóak, a Paks feletti szakaszon nagyobb arányban fordulnak elő a Dunára jellemző reofil halfajok (pl. paduc, márna, domolykó), Paks alatt azonban a lassúbb áramlást, a homokos aljzatot jobban kedvelő és elviselő halak aránya nő (pl. karikakeszeg, bodorka, süllő, selymes durbincs). A monitorozási adatok jól mutatják a különbséget a halállomány mennyiségében is. Gödön mintegy feleannyi hal fordul elő az egyszámot tekintve, mint Baján és jóval kisebb a ritka fajok részesedése a halállomány mennyiségi összetételéből. A mennyiségi különbségek valószínűleg a kisebb élőhelyi változottságnak (kiterjedt mellékágrendszerek hiánya) tudhatók be, de emellett szerepet játszhat a nagyobb mértékű vízi forgalom is, amely okok feltárása további, célzott kutatást igényelne. A monitorozási adatok jól mutatják emellett az idegenhonos, inváziós gébfajok mennyiségi jelentőségét a halállományban. Állományaik változásának további monitorozása, hatásuk vizsgálata az őshonos, védett fajok állományaira fontos kutatási feladat.



14. ábra. A Duna két eltérő szakaszának abundancia értékei a 2007 és 2010 közötti években

Fig. 14. The abundance values of fishes in two different Danube sampling sites between 2007 and 2010

KÖZÖSSÉGI JELENTŐSÉGŰ FAJOK ORSZÁGOS ELTERJEDÉSE

A halközösségek összetételének monitorozásakor az NBmR-ben kiemelt figyelmet kapnak a természetvédelmi szempontból jelentős fajok, főként a közösségi

jelentőségű taxonok, melyek állományainak változásáról a tagállamoknak 6 évente kell országjelentést készítenie a közösség felé. Fontosnak tartottuk ezért szemléltetni, néhány közösségi jelentőségű faj országos elterjedésének térképet, melyeken a 10x10 km-es ETRS négyzetek azokat a négyzeteket jelölik, melyekből az adott fajnak, volt előfordulási adata a 2013-ban megküldött országjelentésben. A barnával jelölt pontok az NBmR keretében gyűjtött előfordulásokról származnak, szintén 10x10 km-es ETRS négyzetek szintjén, ahol a pontokat a négyzetek középpontjában helyeztük el.

A balin (*Leuciscus aspius*) esetében a 2013-ban kiküldött országjelentésben 386 db 10x10 km-es négyzetből rendelkezünk előfordulási adatokkal. Az NBmR keretében 123 négyzetből sikerült a faj előfordulását detektálnunk, ami az országjelentésben szereplő előfordulási négyzetek közel egyharmadát, 32 %-át adja, melyek közül két négyzetből újként mutatták ki a fajt a kutatók (**15. ábra**).

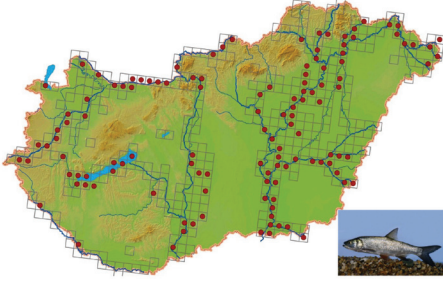
A szivárványos ökle (*Rhodeus amarus*), mint egyetlen osztrakofil fajunk komoly indikátor értékkel bír. Az országjelentésben 573 négyzetből volt előfordulási adata, az NBmR keretében végzett felméréseknél 204 hálónégyzetből sikerült kimutatniuk a kutatóknak, ami a korábbi előfordulások 36 %-át adja. 15 négyzetből korábban nem volt ismert a faj előfordulása (**16. ábra**).

A homoki küllő (*Romanogobio kesslerii*) ritka előfordulású fokozottan védett endemizmusunk. Az országjelentésben mindössze 79 négyzetből rendelkezünk adatokkal, az NBmR keretében 32 hálónégyzetből kerültek kézre egyedei, ami a korábbi előfordulásoknak a 40,5 %-át adja (**17. ábra**).

A réticsík (*Misgurnus fossilis*) a nehezen mintázható, mocsári élőhelyeken fordul elő, ezek a típusú élőhelyek kisebb arányban szerepeltek az NBmR keretében felmért víztestek között. Az országjelentésben 272 négyzetből volt korábban kimutatva a faj jelenléte, az NBmR során 75 négyzetben találták meg, ami a korábbi adatok 28 %-ának felel meg, melyek közül 18 négyzetből újként mutattuk ki a fajt (**18. ábra**).

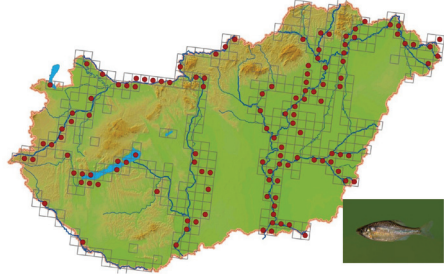
A selymes durbincs (*Gymnocephalus schraetser*) elterjedése a nagyobb és közepes folyókhoz kötődik. Az országjelentésben 144 előfordulási négyzettel rendelkezünk, az NBmR keretében végzett felmérések során 36 négyzetből igazolták jelenlétét a kutatók, ami a korábbi előfordulási négyzetek egynegyedének felel meg (**19. ábra**).

A német bucó (*Zingel streber*) fokozottan védett, veszélyeztetett, bennszülött faunaelemünk. Az országjelentésben 92 ETRS-négyzetből volt előfordulása bizonyítva, az NBmR során végzett vizsgálatok esetében 44 négyzetből sikerült a jelenlétét kimutatni, ami a korábbi adatoknak közel felét, 48 %-át adja. Kiemel-nénk, hogy három olyan négyzetből is megkerültek a faj képviselői, ahonnan korábban nem volt ismert (**20. ábra**).



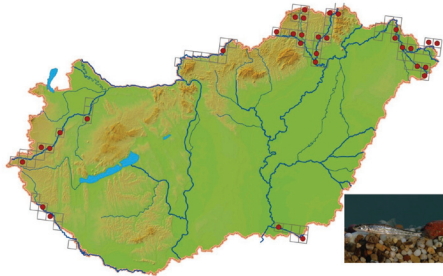
15. ábra. Az NBmR keretében gyűjtött balinok (*Leuciscus aspius*) előfordulási adatai.

Fig. 15. Occurrence of the asp (*Leuciscus aspius*) in the examined grid cells.



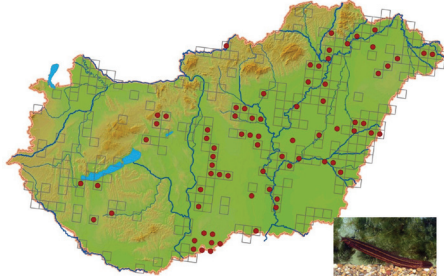
16. ábra. Az NBmR keretében gyűjtött szivárványos öklék (*Rhodeus amarus*) előfordulási adatai.

Fig. 16. Occurrence of the bitterling (*Rhodeus amarus*) in the examined grid cells.



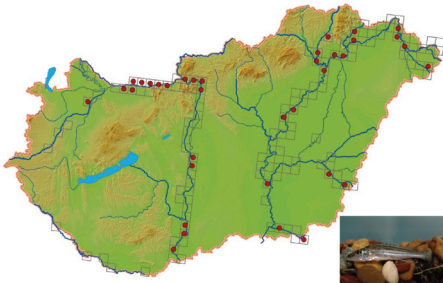
17. ábra. Az NBmR keretében gyűjtött homoki küllők (*Romanogobio kesslerii*) előfordulási adatai.

Fig. 17. Occurrence of the Kessler's gudgeon (*Romanogobio kesslerii*) in the examined grid cells.



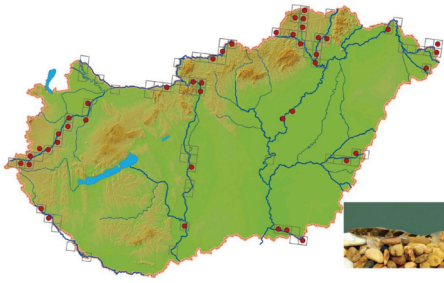
18. ábra. Az NBmR keretében gyűjtött rétcsíkok (*Misgurnus fossilis*) előfordulási adatai.

Fig. 18. Occurrence of the weatherfish (*Misgurnus fossilis*) in the examined grid cells.



19. ábra. Az NBmR keretében gyűjtött selymes durbincok (*Gymnocephalus schraetser*) előfordulási adatai

Fig. 19. Occurrence of the schraetzer (*Gymnocephalus schraetser*) in the examined grid cells.



20. ábra. Az NBmR keretében gyűjtött német bucók (*Zingel streber*) előfordulási adatai

Fig. 20. Occurrence of the Danube streber (*Zingel streber*) in the examined grid cells.

KÖVETKEZTETÉSEK

Az NBmR létrehozásával jelentős mértékben gyarapodtak ismereteink a hazai halfajok országos léptékű elterjedéséről, a monitorozott vizek halállományainak időbeli változásairól. Általánosságban megjegyez-

zük, hogy az egyes víztestek halállományának összetételében nem tapasztalhatók nagyfokú változások az utóbbi két évtizedben, az eredmények döntően a halállomány összetételének jelentős mértékű természetes variabilitását igazolják. A klímaváltozással járó kiszáradás, az élőhely átalakító hatások, az inváziós fajok (pl. amurgéb) tovább terjeszkedése azonban változatos és egyedi módon befolyásolhatják a halállomány hosszú távú dinamikáját az egyes víztestekben. Az elkövetkező évek és évtizedek fontos feladata a monitorozás folytatása, hogy minél inkább megismerjük és dokumentálhassuk a klímaváltozás és az élőhely átalakító hatások jelentőségét a halközösségek összetételének változásaiban. A monitorozó rendszer keretében gyűjtött adatok fontosak a természetvédelmi kezelési tervek kidolgozásához és az EU felé történő adatszolgáltatási kötelezettségek teljesítéséhez. A közösségi jelentőségű és az inváziós fajok állományaiban bekövetkező változások dokumentálása miatt a program kiemelten fontos szerepet tölt be mind a hazai, mind pedig az Európai Unió természetvédelmi feladatainak megvalósításában.

IRODALOM

- Antal L. 2013. A Szamos hazai szakaszának halközösségében bekövetkezett változások a cianid- és nehézfém szennyezést követően. Debreceni Egyetemi Kiadó, Debrecen, 104 pp.
- Antal L., László, B., Kotlík, P., Mozsár, A., Czeglédi, I., Oldal, M., Kemenesi, G., Jakab, F. & Nagy, S. A. 2016. Phylogenetic evidence for a new species of *Barbus* in the Danube River basin. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, www.elsevier.com/locate/jmpev 96: 187-194.
- Buijse, A.D., E. H. R. R. Lammens, I. G. Cowx, S. Schmutz, A. J. Raat 2002. An overview of river fish monitoring in various European countries. *RIZA workdocument*, 55 pp.
- Cao, Y., Williams, D.D., Larsen, D.P. 2002. Comparison of ecological communities: the problem of sample representativeness. *Ecological Monographs* 72: 41-56.
- Czeglédi, I. & Erős, T. 2013. Characterizing congruency in the long-term taxonomic and functional variability of a stream fish assemblage. *Fundamental and Applied Limnology* 183: 153-162.
- Czeglédi I., Sály P., Takács P., Dolezsai A., Nagy S. A. & Erős T. 2014. A térbeli pozíció és az élőhelyszerkezet szerepe halegyüttesek szerveződésében kisvízfolyások torkolati szakaszán. *Pisces Hungarici* 8: 43-50.
- Czeglédi, I., Sály, P., Takács, P., Dolezsai, A., Vitál, Z., Nagy, S. A. & Erős, T. 2016. Do diel variations in stream fish assemblages depend on spatial positioning of the sampling site and seasons? *Acta Zool Hung.* 62: 175-190.
- Erős T. 2001. A mintavételi terület növelésének hatása a halállomány szerkezeti paramétereire egy közephegységi vízfolyásban. *Hidrológiai Közöny* 81/5-6: 353-355.
- Erős, T. & Grossman, G.D. 2005. Effects of within patch habitat structure and variation on fish assemblage characteristics in the Bernecei stream, Hungary. *Ecology of Freshwater Fish* 14: 256-266.
- Erős, T., Tóth, B., Sevcsik, A. & Schmera, D. 2008a. Comparison of fish assemblage diversity in natural and artificial rip-rap habitats in the littoral zone of a large river (River Danube, Hungary). *International Review of Hydrobiology* 93: 88-105.
- Erős T., Tóth B. & Sevcsik A. 2008b. A halállomány összetétele és a halfajok élőhely használata a Duna litorális zónájában (1786-1665 fkm) - monitorozás és természetvédelmi javaslatok. *Halászat* 101: 114-123.
- Erős, T., Specziár, A. & Bíró, P. 2009. Assessing fish assemblages in reed habitats of a large shallow lake - A comparison between gillnetting and electric fishing. *Fisheries Research* 96: 70-76.
- Erős, T. & Schmera, D. 2010. Spatio-temporal scaling of biodiversity and the species-time relationship in a stream fish assemblage. *Freshwater Biology* 55: 2391-2400.
- Erős, T., Bammer, V., György, Á. I., Pehlivanov, L., Schabuss, M., Zornig, H., Weiperth, A., Szalóky, Z. 2017. Typology of a great river using fish assemblages: implications for the bioassessment of the Danube River. *River Research and Applications* 33: 37-49.
- Flotemersch, J.E., Stribling, J.B., Hughes, R.M., Reynolds, L., Paul, M.J., Wolter, C. 2011. Site length for biological assessment of boatable rivers. *River Research and Applications* 27: 527-535.
- Földi E. (szerk.) 1982: Magyarország Földrajzinév-tára I. Fontosabb domborzati, táj- és víznevek. Kartográfiai Vállalat, Budapest, 42 pp.
- Guti G., Erős T., Szalóky Z. & Tóth B. 2003. A kerekfejű géb, a *Neogobius melanostomus* (PALLAS, 1811) megjelenése a Duna magyarországi szakaszán. *Halászat* 96: 116-119.
- Halasi-Kovács B. & Antal L. 2011. Új ponto-kaszpikus gébfaj, (*Knipowitschia caucasica* Berg, 1916) a Kárpát-medencében – a terjeszkedés ökológiai kérdései. *Halászat* 104/3-4: 120-128.
- Halasi-Kovács B. 2016: Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. Halak. Kutatási jelentés. Szamos. Kézirat, 18 pp.

- Halasi-Kovács B. & Harka Á. 2012: Hány halfaj él Magyarországon? A magyar halfauna zoogeográfiai és taxonómiai áttekintése, értékelése. *Pisces Hungarici* 6: 5-24.
- Harka Á. 2011. Tudományos halnevek a magyar szakirodalomban. *Halászat* 104/3-4: 99-103.
- Harka Á. & Sallai Z. 2004. Magyarország halfaunája. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas. 269 pp.
- Hughes, R.M. & Peck, D.V. 2008. Acquiring data for large aquatic resource surveys: the art of compromise among science, logistics, and reality. *Journal of the North American Benthological Society* 27: 837-859.
- Podani J. 1997. Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltátás rejtelmeibe. Scientia Kiadó, Budapest 412 pp.
- Sály, P., Erős, T., Takács, P., Specziár, A., Kiss, I. & Bíró, P. 2009. Assemblage level monitoring of stream fishes: The relative efficiency of single-pass vs double-pass electrofishing. *Fisheries Research* 99: 226-233.
- Specziár A. 2010. A Balaton halfaunája: a halállomány összetétele, az egyes halfajok életkörülményei és a halállomány korszerű hasznosításának feltételrendszere. *Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica* 23 (Hydrobiological Monographs) 2: 7-185.
- Specziár, A. Erős, T. György, Á. I. Tátrai, I. & Bíró, P. 2009. A comparison between the Nordic gillnet and whole water column gillnet for characterizing fish assemblages in shallow Lake Balaton. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology* 45: 171-180.
- Specziár, A., Takács, P., Czeglédi, I. & Erős, T. 2012. The role of the electrofishing equipment type and the operator in assessing fish assemblages in a non-wadeable lowland river. *Fisheries Research* 125-126: 99-107.
- Szalóky Z., György Á. I., Csányi B., Tóth B., Sevcsik A., Szekeres J. & Erős, T. 2011. Elektromos kecével végzett vizsgálatok első eredményei a Duna monitorozásában. *Pisces Hungarici* 5: 37-42.
- Szalóky Z., György Á. I., Weiperth A. & Erős T. 2014. Bentikus élőhelyek halbiológiai vizsgálatai a 3. Nemzetközi Duna expedícióban. *Pisces Hungarici* 8: 9-18.
- Szalóky, Z., György Á. I. Tóth, B., Sevcsik, A., Csányi, B., Specziár, A., Erős, T. 2014. Application of an electrified benthic framed net (EBFN) for sampling fish in a very large European river (the River Danube) – Is offshore monitoring necessary? 2014: *Fisheries Research* 151: 12-19.
- Takács P., Sály, P., Erős, T., Specziár, A. & Bíró, P. 2011. Mennyit ér egy mintavétel? Halfaunisztikai felmérések hatékonysága és reprezentativitása síkvidéki kisvízfolyásokon. *Hidrológiai Közöny* 91: 92-95.
- Takács, P., Sály, P., Specziár, A., Bíró, P. & Erős, T. 2012: Within year representativity of fish assemblage surveys in two lowland streams. *Folia Zoologica* 61: 97-105.
- URL1: www.fishbase.org (2019.03.21)

MONITORING OF FISH ASSEMBLAGES IN DIFFERENT TYPE OF FRESHWATER HABITATS IN HUNGARY (2001-2018)

Zoltán Sallai, Ildikó Varga & Tibor Erős

SUMMARY

*Monitoring of fish assemblages has been started in the frame of the National Biodiversity monitoring System (NBmR) in 2001. Formerly, only six characteristic freshwater habitats were monitored (Kemence stream, Ipoly River, Tisza River, Danube River, Lake Balaton, Lake Kolon). Due to continuous developments and data requirements for related directives of the European Union (Water Framework, NATURA 2000), the system has been developed to a national scale monitoring system, which now provides representative data at the country level. The formerly seasonal, yearly monitoring has been changed to a three year frequency monitoring system, which does not consider seasonal changes. This trade off in the logistics of monitoring significantly increased the number of surveyed habitats. Altogether more than 130 sites is monitored. So far 71 species and 5 hybrids have been documented of which 7 are strictly protected, 20 are protected and 24 species have of Community importance. The occurrence of two pontocaspian gobiid species, the round goby (*Neogobius melanostomus*), and the Caucasian dwarf goby (*Knipowitschia caucasica*) have been proved as new fauna elements of Hungary. In general, there are no large scale changes in fish assemblages, however the assemblages show considerable temporal variability. The results of the monitoring also show the forefront of pontocaspian gobies in the waters of Hungary. In fact, climate change induced desiccation processes, human alteration of the habitat, and the further spread of invasive species can influence fish assemblages of individual water bodies differently. An important task of the coming years is to document these changes. The collected data are essential for conservation management both at the national and at the EU levels.*

A VADONLESŐ PROGRAM ELSŐ ÉVTIZEDÉNEK TAPASZTALATAI

Vadonleső Csoport*

Kapcsolat: Váczi Olivér; Herman Ottó Intézet Nonprofit Kft., 1223
Budapest, Park u. 2.; +36-30/286-11-88; info@vadonleso.hu; www.vadonleso.hu

ÖSSZEFOGLALÁS

Napjainkban a világon több ezer olyan program folyik, melyben összesen önkéntesek milliói gyűjtenek különféle adatokat. Számos (de nem minden) esetben, a megfelelően előkészített és kivitelezett programok során gyűjtött adatok jelentőségüket tekintve sokszor megközelítik a specialisták által gyűjtött adatokat is.

A Vadonleső Programnak kettős célja van: a gondosan kiválasztott állat- és növényfajok kontrollált felmérésén keresztül történő természetvédelmi célú adatgyűjtés, valamint a társadalom minél szélesebb rétegeinek a gyakorlati természetvédelmi munkába való bevonásával megvalósított ismeretterjesztés, illetve környezeti nevelés és szemléletformálás.

A programban jelenleg 18 könnyen felismerhető, mással össze nem téveszthető, védett vagy fokozottan védett valamint közösségi jelentőségű állat- és növényfaj (csoport) egyedeinek megfigyelését lehet rögzíteni. A bejelentés eszköze egy online elérhető internetes (web2-es) alkalmazás, mely közvetlen visszajelzéseként azonnal bővíti a felületen a feltöltött megfigyeléssel az adott faj elterjedés térképét és adatait.

A program tíz éves működése alatt tízezer megfigyelés érkezett, 2 800 körüli adatszolgáltatótól. A visszajelzések szerint erős motiváló tényező a bejelentés azonnali megjelenése a honlapon, mely egyfajta közösség kialakulásához is vezet.

A különböző fajok adatainak felhasználására, elemzésére számos lehetőség adódik, melyek a tudományos eredmények mellett a természetvédelmi tervezéshez, a hatósági munkához, valamint a hazai, uniós és nemzetközi kötelezettségek teljesítéséhez is hozzájárulnak. Ebben a fejezetben ezekre is bemutatunk néhány jellemző példát.

BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS

Az élő környezet az emberi népesség rendkívüli ütemű számbeli növekedésével párhuzamosan rohamosan szorul vissza, azonban ennek nagyságáról, pontos adatok híján, megoszlik a tudományos társadalom véleménye (Briggs 2015). Olyan nézetek is napvilágot láttak már, melyek a humán populáció sűrűsége és az adott terület fajgazdagsága között pozitív összefüggést támasztanak alá (Luck 2007).

* A Vadonleső Csoport tagjait ld. a www.vadonleso.hu/rolunk/kozpont alatt

Az azonban nem kérdéses, hogy a biológiai sokféleség csökkenése – számtalan más hatása mellett – negatívan hat még az emberi életminőségre is (Duffy és mtsai. 2012). A biodiverzitásra hatással lévő folyamatok hálózata annyira összetett és bonyolult rendszert alkot, hogy teljes egészének ismerete jelenleg utópia. Talán mégsem tévedünk alapot, ha kijelentjük, hogy az emberi civilizáció terjedése nem kedvez a biológiai sokféleség, más szóval biodiverzitás megfelelő szinten tartásának, mely előbb-utóbb visszahat saját létezésünkre is. Századunk egyik legnagyobb kihívása emiatt a biodiverzitás csökkenésének megállítása, és a negatív folyamat visszafordítása (Európai Bizottság 2011).

Már a globális folyamatokkal kapcsolatos bizonytalanságból is jól látszik, hogy adatok nélkül csak találgatni lehet a tényleges változásokat (Briggs 2015) és így hatásuk csökkentésére is csak nagyon korlátozottak a lehetőségeink. Annak érdekében, hogy a forró pontokra, a kritikus tevékenységekre és a sürgős beavatkozások lehetőségeire rávilágíthassunk, a biológiai sokféleséget alkotó fajok, életközösségek kiválasztott körét folyamatosan nyomon kell követnünk, állomány-változásait, állapotukat monitoroznunk kell. A megfelelő fajok kiválasztásához nagyon sok szempont figyelembe kell vennünk, hiszen humán és anyagi erőforrásaink végesek. A specialisták által gyűjthető adatok esetében nagyon fontos szempont az adott faj vagy közösség indikátor jellege (Niemi & McDonald 2004, Horváth et al. 1997), mivel ilyen fajok monitorozásával jóval általánosabb értékelés adható, mivel ezáltal sokszor egészen bonyolult életközösségek állapotára és változásaira következtethetünk (Pearman & Zimmermann 2012). Azonban éppen-e tulajdonságaik miatt az indikátor szervezetek általában érzékenyek, szűktűrésűek és sokszor csak speciális szakértelmet igénylő módszerekkel mérhetőek fel. A viszonylag kevés, speciálisan képzett szakember által rendszeresen elvégezhető feladatok mennyisége nagyon korlátozott. Szép számmal található olyan állomány-felmérési kihívásokat is, amikor csak nagyszámú felmérő, gyakran időben szinkronizált munkájával érhető el használható eredmény és található olyan módszer, mely rövid idő alatt különösebb előképzettség nélkül elsajátítható és önállóan végezhető (pl. Szép & Nagy 2006). Egy további, szintén nagyon hasznos eredményt adó megközelítést jelent a szélesebb elterjedésű, nagyobb egyedszámú élőlények tömeges megfigyelése, hiszen ezek elterjedése, illetve annak hosszú időtávban értelmezett változásai szintén jelezhetik a komolyabb környezeti változásokat.

Az elmúlt két évtizedben több ezer olyan program folyt, melyben önkéntesek milliói gyűjtöttek különféle, köztük biotikai adatokat is a világon (Bonney és mtsai. 2015). Az önkéntesek bevonásán alapuló, szakmailag kellően előkészített és kivitelezett programok (McKinley 2015) által gyűjtött adatok jelentősége sokszor vetekszik a specialista szakértők által gyűjtött adatokkal (Cohn 2009), hiszen a nagyszámú adat megfelelő tervezés és kontroll mellett, az adatok megbízhatóságát is használható szintre emeli. Az önkéntesek bevonásával történő adatgyűjtésnek számos más pozitív hatása is van a résztvevő önkéntesekre és a társadalom egészére nézve. Példaként a bevont önkéntesek hasznos és kellemes időtöltését, új ismeretek elsajátítását, a társadalom környezettudatos hozzáállásának növekedését és a természetvédelmi érdekek szélesebb körű elismerését említhetjük. Az ilyen jellegű adatgyűjtéssel, annak megtervezésével, lebonyolításával, kiértékelésével és eredményei publikálásával foglalkozó szakterület külön tudományterületté nőtte ki magát, melyet az angolszász irodalomban citizen science névvel illetnek és magyar nyelvre talán a „közösségi tudomány” szókapcsolattal fordíthatnánk le a legpontosabban.

A széles társadalmi rétegek környezettudatos gondolkodásának fejlesztése és

a fokozatos szemléletváltás megvalósítása kulcsfontosságú a biológiai sokféleség csökkenésének megállítására terén, mely nélkül a kitűzött természetvédelmi célok eleve kudarcra vannak ítélve. Az élő környezetre irányuló érzékeny szemléletmód kialakításának egyik igen hatékony módszere a társadalom bevonása a gyakorlati természetvédelmi munkába (Dimitrakopoulos és mtsai. 2010). A munkafolyamatok legtöbbje bizonyos szakmai felkészültséget, fizikai munkabírást és gyakran speciális eszközöket igényel, mely korlátozhatja a bevonható önkéntesek körét és számát is. Különösen értékesnek tekinthetjük tehát azokat a lehetőségeket, amikor a fent említett korlátozó tényezők nem állnak fenn és a természetvédelmi feladatok megvalósítására tömegeket tudunk megmozgatni. Ilyen lehetőséget biztosítanak a korábban már részletezett, önkéntes adatgyűjtő rendszerek.

A szemléletformálás szükségességét, valamint az önkéntes adatgyűjtés felbecsülhetetlen értékét belátva Magyarországon elsőként egy közszerepetnek örvendő kisemlős fajunk, a közönséges mókus (*Sciurus vulgaris*) erdei ökoszisztémákban betöltött fontos szerepét felismerve indították el 2002-ben a SZIE Állattani és Ökológiai Tanszékének Mókusleső programját. A közönséges mókusok felmérésére, önkéntes alapon kitölthető kérdőíveket szerkesztettek, melyet mintegy 3000 hazai általános és középiskolába küldtek szét a szervezők. A visszaérkezett, kitöltött adatlapok azt mutatták, hogy a társadalom nyitott és érett a hasonló kezdeményezésekre (Bősze et al. 2003).

Az időközben abbamaradt Mókusleső program tapasztalatait alapul véve, a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) részeként indította el 2009 szeptemberében a Vadonleső Programját az akkori környezetvédelmi tárca.

A Vadonleső Program célja már a kezdetektől kettős volt. Egyrészt a társadalom minél szélesebb körének bevonását céloztuk a gyakorlati természetvédelmi munkába, mely az ismeretterjesztésen kívül a környezeti nevelés és a szemléletformálás hatékony eszköze is. Másrészt gondosan kiválasztott állat- és növényfajok kontrollált felmérésén keresztül hazánk természeti állapotáról kívántunk adatokat gyűjteni.

ANYAG ÉS MÓDSZER

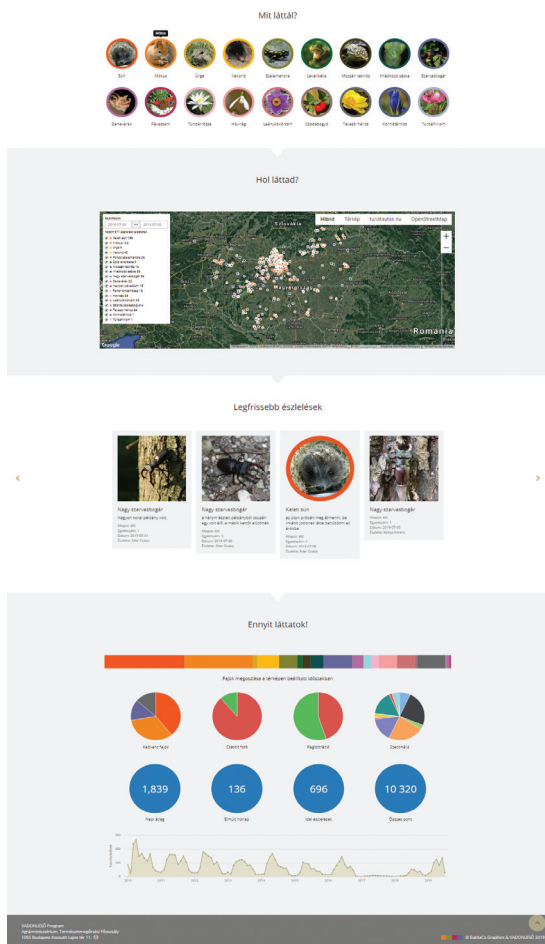
A program megvalósítására, az akkor már egyre szélesebb körben hozzáférhető informatikai feltételeket kihasználva, az online, internetes megoldást választottuk. Ez a lehetőség széles körben elérhető, és azonnali hozzáférést biztosít, arányaiban kis anyagi és humán erőforrások rendelkezésre állása esetén is. Nagy rugalmasságot és azonnali reagálási lehetőséget jelent, nem elhanyagolva a gyors és közvetlen kapcsolattartást sem a program gyakorlatilag felső létszámkorlátozás nélküli önkénteseivel.

A program alapját képező honlap hivatásos arculattervező és térinformatikus-honlapfejlesztő segítségével történő kialakítása (2009), majd megújítása (2016) során törekedtünk arra, hogy egy barátságos, meleg színek dominálta, kicsit játékos, ugyanakkor jól áttekinthető felületet hozzunk létre (1. ábra). A honlap megújítása az új technikai és társadalmi kihívásoknak történő megfelelés érdekében történt. Erre példa az ún. responsive felület kialakítás, mely a különböző eszközökön (asztali számítógép, tablet, mobil telefon) történő megfelelő megjelenést biztosítja a honlap oldalai számára.



1. ábra. A www.vadonleso.hu modern, sávos felépítésű responsive tulajdonságú honlap képe.

Figure 1. Modern design of the responsive home page of www.vadonleso.hu



Az oldalon a megfigyelések rögzítése történhet regisztráció nélkül is, melynek során minden személyes adatot újra és újra ki kell tölteni. Ezt a lehetőséget elsősorban azok kedvéért tartottuk meg, akik alkalmasszerűen, vagy kipróbálásként szolgáltatnak adatot. A gyakrabban, több megfigyelést rögzítő felhasználók érdekében 2014-ben lehetővé tettük a regisztrációt, mely a személyes adatok automatikus kitöltésével, illetve fénykép feltöltési lehetőséggel bővíti ki a szolgáltatások körét. A belépési lehetőség a legújabb fejlesztéssel már Facebook és Google fiók használatával is történhet, mely tovább egyszerűsíti a regisztráció, illetve a belépés folyamatát.

Bár a Vadonlesó honlap elsődleges célja nem az egyirányú információ közlés, az itt szereplő fajokról a találkozás esélyét növelő, a felismerést tovább könnyítő, valamint érdekességeknek számító ismertető anyagok érhetőek el. Ezekből kiderül az adott faj országos elterjedése, megtudhatóak a napi és szezonális aktivitási időszakok, a legfontosabb élőhely jellemzők és egyéb fajspecifikus jellegzetességek.

Minden Vadonlesó Programban szereplő fajnak van a honlapon is nevesített, sőt arcképével is megjelenő felelős szakértője, aki az adott élőlényvel kapcsolatosan érkező felhasználói levelekre válaszol, illetve a faj beérkező adatainak validálásáért (ld. később) felel.

Az adatbejelentés a faj kiválasztása után mindig az adat térben való elhelyezésével kezdődik. A Vadonlesó oldalán egy „Google Térkép” alapú térkép segíti a bejelentőt, hogy akár néhány méter pontossággal bejelölhesse észlelését. A rövid adatlap kitöltésekor kötelezően kitöltendő kérdések és opcionális mezők is találhatóak, melyek egyrészt az adatok felhasználásához elengedhetetlenek, másrészt

segítik az adatok minőségbiztosítását szolgáló validálást, illetve járulékos adatokat szolgáltatnak, mely további elemzési lehetőségeket biztosít.

Az azonnali visszajelzés a felhasználót is a megjelenés szerkesztőjévé teszi, mely a web2-es alkalmazás legfontosabb jellegzetessége. Az oldalon a programban dolgozó csapat saját arcával is megjelenik.

Mivel a program célmeghatározása kettős, ezért ezt a fajok kiválasztása során is figyelembe vettük. Olyan fajok kerülhetnek a programban bejelenthető fajok közé, melyek Magyarországon természetvédelmi oltalom alatt állnak, ugyanakkor jól felismerhetőek és más fajokkal nehezen összetéveszthetőek. A kiválasztásnál előnyt jelent, ha elterjedésükről kevés biztos, recens és kellőképpen széleskörű felmérésből származó adatokkal rendelkezünk, illetve elég gyakoriak ahhoz, hogy egy önkéntes találkozhasson velük, akár tágabb lakókörnyezetében is. Fontos szempont továbbá az is, hogy olyan fajokat válasszunk, melyekhez az emberek emocionálisan kötődhetnek, azaz szerethetőek, de mindenképpen élményszámba megy a velük való találkozás.

A Vadonleső Programban induláskor 9 állatfajról, jelen pillanatban pedig már 18 fajról lehet megfigyelést rögzíteni, melyből 7 növényfaj. Az állatfajok közül négy emlős-, két kétéltű-, egy hüllő- és két rovarfaj rögzíthető. Két lepkefaj (farkasalma lepke és csíkos medvelepke) tíz éves adatgyűjtése 2019 márciusával zárult le, amely egy újabb lepkefajnak (nappali pávaszem) és a fajcsoportként rögzíthető denevéreknek adta át a helyet. A bővítés időbeliségét követve, az egyes fajok kiválasztásának indokát és más fajspecifikus jellemzőket az alábbiakban ismertetjük.



Keleti süni (*Erinaceus roumanicus*). Országosan elterjedt faj, mely jól tűri az ember közelségét. A vele való találkozás nem különösebben ritka, de annyira nem is gyakori, így az embereknek általában nagy élményt jelent. Sok esetben előfordul közvetlen interakció is vele, át kell segíteni az úton, a kitett macska- vagy kutyaeledelt megdézsmálja, sőt még etetni is lehet. A lehullott gyümölcsöket, illetve a csigákat, gilisztákat előszeretettel fogyasztja. Sajnos elütése sem ritka, mivel védekezési reakciója, az összegömbölyödés nem védi a közlekedő gépkocsikkal szemben. Alapvetően közszeretettel örvend, mesék, rajzfilmek gyakori pozitív szereplője. Hazánkban más fajjal nem összetéveszthető. Országos szinten elterjedés adatgyűjtést nem végeznek vele kapcsolatban, így a Vadonleső Programon kívüli elterjedési adatai szórványosak.



Mókus (*Sciurus vulgaris*). Az ország fás vegetációval borított élőhelyeinek nagy részén megtalálható, elsősorban a középhegységi és dombosági területeken, de az utóbbi évtizedekben egyre jobban húzódik az alföldi fás szárú élőhelyfoltokba, települések parkjaiba és az ártéri ligeterdők sávjába. Az emberi jelenlétet jól viseli, bár a legtöbb esetben a vele való találkozás legtöbbször távoli és viszonylag rövid idejű, de sokszor mégis emlékezetes. Nappali aktivitása miatt könnyen megfigyelhető. Kertekben, parkokban gyakori vendég, nyáron a vízforrásokat (pl. madáritató, medence stb.), télen a madáretetőket és más elérhető táplálékforrást szívesen és rendszeresen felkeresheti. Országos elterjedésadatait nem gyűjtik, noha az idegenhonos inváziós és betegség terjesztése miatt rá komoly veszélyt jelentő szürke mókus (*Sciurus carolinensis*) esetleges megjelenése esetén nagy szükség lenne ezekre az ada-

tokra a faj megmentése érdekében (Nagy-Britanniában és az Appenini-félsziget középső területein néhány évtized alatt teljesen kiszorította a mókust a betelepített szürke mókus és mára már csak elvétve egy-egy szigeten maradt fent a faj).



Ürge (*Spermophilus citellus*). Jelenleg az egyetlen fokozottan védett faj a bejelenthető fajok közül. Ugyan az NBmR külön programban foglalkozik a monitorozásával (ld. 1. fejezet), ez azonban módszertana alapján állandó mintavételi helyeken követi az állományváltozást, mely újabb lelőhelyek előkerülését nem teszi lehetővé. Ennek a problémának egyik kezelésére került a Vadonleső Programba az ürge. A bejelentések itt – a legtöbb fajjal ellentétben – kolóniára és nem egyedekre vonatkoznak, tehát egy bejelentés számos egyed előfordulását rögzíti. Sajátsága még az állatoknál nem általános, viszonylagos helyhez kötöttség, mely lehetővé teszi a visszaellenőrzést kérdéses esetekben (ez egyébként inkább a növényeknél kivitelezhető).



Vakond (*Talpa europaea*). Országosan elterjedt, közismert fajunk. Bár a közvetlen találkozások földalatti életmódja miatt ritkák, a kerttulajdonosok jelenlétét könnyen és egyértelműen észlelhetik. Nemkívánatos helyeken felbukkanó túrásai miatt esetenként jelenléte konfliktusforrás lehet. A békés együttélés elősegítése, kártevőgyérítő tevékenységének népszerűsítése és jogi védettségének megismertetése (az egyik első védett állatfajunk!) indokolta felvételét a programba. Szerencsére rajzfilmekben, mesékben általában pozitív szereplőként jelenik meg, mely elfogadtatását segíti. Különlegessége, hogy bejelentéséhez elegendő túrásainak regisztrálása, nem elvárás az egyedekkel történő találkozás. A fajtévesztés esélye alacsony, mivel a hasonló túrásokat készítő fajoknál (kósza pocok, földikutyák) a vakond jelentősen a leggyakoribb. Országos elterjedéséről nem folyik adatgyűjtés.



Foltos szalamandra (*Salamandra salamandra*). Látványos, bár jóval szűkebb elterjedésű faj. Belterületi környezetben viszonylag ritkán kerül szem elé, ezért inkább kirándulások, természetes körülmények közti tevékenységek során találkozhatnak vele a bejelentők. Különleges, környezetétől elütő színezete, testfelépítése és lassú mozgása miatt az eseti találkozások sokszor maradandó, nagy élményt jelentenek. Kifejlett állapotban mással össze nem téveszthető. Célzott kutatás országos elterjedésének feltérképezésére nem folyt, jóllehet lokális vizsgálatok adataiból évtizedek alatt született irodalmi források alapján elég részletes elterjedési információink vannak a fajra nézve (Vörös és mtsai. 2010). A „Herptérkép” kezdeményezés kimondottan kételtű- és hüllőfajok közösségi adatgyűjtésére specializálódott program, mellyel a közös kételtű- és hüllőfajok adatait kölcsönösen megosztjuk a két programban.



Zöld levelibéka (*Hyla arborea*). A békák közül ez az egyetlen faj, melyről többé-kevésbé biztosan kijelenthetjük, hogy nem téveszthető össze más fajjal. Széles elterjedésű, nappali aktivitású, jól megfigyelhető faj. Látványos megjelenésű, az átlagember számára más békákhoz képest sokkal kevésbé viszolygást keltő faj. Országos elterjedésére nem folyt célzott felmérés. A Herptérkép programnak is célfaja. Az élőhelyvédelmi irányelv IV. mellékletén szerepel, így elterjedéséről, természetvédelmi helyzetéről rendszeresen jelentést kell készíteni az Európai Bizottság számára.



Nagy szarvasbogár (*Lucanus cervus*). Nagyméretű, feltűnő testfelépítésű, erdei (elsősorban tölgyesek) élőhelyekhez kötődő bogarunk. A hímek egyáltalán nem, a nőstények is csak nagyon felületes megfigyelés esetén téveszthetők össze más fajjal (pl. kis szarvasbogárral). A kifejlett állatokkal viszonylag hosszú periódusban találkozhatunk az év során. Országos elterjedésének térképezése nem egyszerű feladat. Lárvainak fejlődéséhez öreg erdők szükségesek, így jelenlétük ezek meglétét is mutathatja. Az élőhelyvédelmi irányelv IV. mellékletén szerepel, így elterjedéséről, természetvédelmi helyzetéről rendszeresen jelentést kell készíteni az Európai Bizottság számára.



Csíkos medvelepke (*Euplagia quadripunctaria*). Színezete alapján viszonylag könnyen határozható faj, ugyanakkor nem közismert, ezért némi előtanulmányt igényel megfigyelése. Ennek a fajnak a programba vételével egyrészt a bejelentők hajlandóságát kívántuk felmérni az előzetes informálódásra, másrészt ismeretterjesztő szerepet szántunk neki az érdeklődő önkéntesek számára. A faj Magyarország hegy- és dombvidékein általánosan elterjedt, az Alföldről azonban csak szórványos előfordulása ismert. Életmódjára jellemző, hogy nappal és éjjel egyaránt aktív, ezért napközben táplálkozás, nektárszívogatás közben figyelhető meg, míg éjszaka mivel fényre repül, lámpák környékén találkozhatunk vele. Repülési időszaka viszonylag hosszú, júliustól augusztusig, időjárástól függően akár szeptemberig elhúzódhat. Az élőhelyvédelmi irányelv II. mellékletén szereplő, jelölő, közösségi szempontból kiemelt jelentőségű faj, elterjedéséről, természetvédelmi helyzetéről rendszeresen jelentést kell készíteni az Európai Bizottság számára.



Farkasalmalepke (*Zerynthia polyxena*). Az előző fajhoz hasonlóan kevésbé közismert, megfigyelése még több előismeretet feltételez, röptében még nehezebben határozható. Elterjedt, síkságaink, domb- és hegyvidékeink területén szinte bárhol találkozhatunk vele, de általában foltoszerű (lokális) előfordulású faj, jelenléte erősen kötődik tápnövényéhez (farkasalma). Repülési időszaka rövidebb, Magyarországon az időjárástól függően április-május hónapokra esik. Országos elterjedésére nem történt átfogó felmérés.



Mocsári teknős (*Emys orbicularis*). Egyetlen őshonos hazai teknősfajunk, mely jó hatékonysággal megfigyelhető az állóvizek partjairól is. Viszonylag elterjedt, elsősorban az alföldi területeken, de több középhegységi, sűrűn benőtt erdei tó is megfelelő élőhelyet biztosít számára. Március-áprilistól kezdve egész évben, akár októberig megfigyelhető, nappal aktív, gyakran látható vízből kiemelkedő köveken, faágakon napozás közben. Országos elterjedéséről hiányosak az adataink, annak ellenére, hogy a faj az élőhelyvédelmi irányelv II. és IV. mellékletén is szerepel, Natura 2000 terület kijelölése alapjául szolgáló faj, elterjedéséről, természetvédelmi helyzetéről rendszeresen jelentést kell készíteni az Európai Bizottság számára.



Imádkozó sáska (*Mantis religiosa*). Országosan elterjedt, jellegzetes, mással össze nem téveszthető külalakú, nagytermetű rovarunk. Viszonylag gyakran, akár kertekben, parkokban is találkozhatunk vele. Fejtartása, illetve fejének mozgást követő viselkedése, mely a vadászatban is segíti, olyan képzetet kelt az emberekben, mintha figyelne rájuk, reakciói bonyolultabb idegrendszeri működést sugallanak. Emiatt is jelent nagy élményt a vele való találkozás, amit szívesen be is jelentenek az önkéntesek. A rovarvilág természeti értékeire ilyen és hasonló feltűnő fajokon keresztül lehet a legjobban rávilágítani az érdeklődő nagyközönséget.



Kikeleti hóvirág (*Galanthus nivalis*). Hazánkban még viszonylag nagy egyedszámban jelen lévő, hegyvidékeinken helyenként tömegesen elterjedt faj. Az elsők között nyílik tavasszal és jellegzetes megjelenése miatt azon kevés növényfajok közé tartozik, ami kevéssé téveszthető össze más fajjal. Habár 1991-es védetté nyilvánítása előtt kereskedelmi mennyiségben gyűjtötték, mára már köztudott, hogy védett növényfaj hazánkban. Azt viszont kevesen tudják, hogy a faj közösségi jelentőségű, azaz az Európai Unióban kiemelt jelentőségű fajként tartják számon, így hatévente jelentést kell írniuk arról, hogy hol és hány darab hóvirág él hazánkban. A hóvirág egyedszámának becslése egy-egy területen nem egyszerű feladat, azonban a Vadonleső Program önkéntesei értékes adatokat szolgáltathatnak arról, hogy hol élnek a faj egyedei, amit szakemberek visszaellenőrizhetnek, és pontosabb becslést adhatnak az előfordulásokra és az egyedszámra vonatkozóan.



Leánykököröcsin (*Pulsatilla grandis*). Állománya hazánkban az Európai Unió felé 2007 óta hatévente küldött országjelentés alapján országos szinten stabilnak tűnik, azonban az egyes populációkat megvizsgálva azt látjuk, hogy a kisebb egyedszámú állományok fennmaradása hosszútávon kétséges lehet. A szakemberek számos veszélyeztető tényezőt azonosítottak, pl.: a vadak jelentős területen legelik le a virágokat, illetve a vaddisznók kitérítik, kitaposkálják a hajtásokat. A rendszeres, virágzási időben történő illegális égetés, a terület kezelésének megszűnése pl.: legeltetés vagy kaszálás felhagyása is rendkívüli módon veszélyezteti a faj lokális állományainak fennmaradását. Ezekon kívül, számos ember által okozott veszélyeknek is ki vannak téve a faj egyedei pl.: sport, turisztikai és szabadidős tevékenységek úgy mint, a terepmotorozás, downhill biciklizés, quadozás, illetve sajnos még mindig előfordul a növénygyűjtés, virágzedés. A Vadonlesők megfigyeléseikkel tovább pontosíthatják a tudásunkat a fajra leselkedő veszélyekről és esetleg azok mérsékléséről is.



Tavaszi hérics (*Adonis vernalis*). A faj kiválasztásában elsősorban feltűnő megjelenése játszott szerepet, illetve, hogy településekhez viszonylag közel is találkozhatunk vele. Habár az emberek általában nem tudják megnevezni a növényt, de a csodaszép sárga virágai könnyen megismerhetőek, látványosak, nem hiába kapta tudományos nevét Adoniszról, Aphrodité kedveséről. Kora tavaszi virágzása miatt a még szinte lombmentes időszakban kirándulók számára nagy élményt jelent a vele való találkozás. Elsősorban a szivműködést befolyásoló hatóanyagai miatt korábban gyakran gyűjtötték, de genetikai állománya a jövő gyógyszeriparának is fontos alapanyaga lehet. Sokaknak felkelti az érdeklődését és ezen a növényfajon keresztül kezdik felfedezni a természeti kincseink világát.



Fehér tündérrózsa (*Nymphaea alba*). A Vadonleső Programban szereplő tavaszi növények mellett szükség van olyan növényekre is, amelyek az év többi részében is megfigyelhetőek. A Vadonleső növényfajai közül a fehér tündérrózsával a vizes élőhelyek is előtérbe kerültek. A napjainkban egyre égetőbb problémákat jelző klímaváltozás által leginkább érintett élőhelyek a természetes vizek, víz által befolyásolt területek, így a tündérrózsa állományainak előfordulásai, melyek pozitív vagy negatív irányú változása nagyon hasznos jelzőszám lehet a kutatók és közvetve a döntéshozók számára. A növény adatainak gyűjtésével a vizes sportokat kedvelők, a víz mellett nyaralók figyelmét is szeretnénk ráirányítani a vízben élő természeti értékeinkre és azok megővésére.



Szúrós csodabogyó (*Ruscus aculeatus*). Örökzöld cserjefaj levén, egész évben megfigyelhető, habár az elterjedése talán ennek a fajnak a legszűkebb hazánkban a programban szereplő növényfajok közül, hiszen csak a Dél- és Közép-Dunántúlon fordul elő. A növényfaj szintén közösségi jelentőségű, így a pontos elterjedésének feltérképezésében, és a közösségi szintű jelentéstartó kötelezettségeink teljesítésében is segítenek a Vadonleső Programban résztvevő önkéntesek adatai.



Kornistárnics (*Gentiana pneumonanthe*). Lápréteken előforduló látványos, védett növényfajunk, amely nyár végén, ősz elején virágzik. A faj felvételével elsősorban az igen érzékeny és visszaszorulóban lévő élőhelyére szeretnénk felhívni a figyelmet. A megmaradt lápréteink számos unikális, védett növény- és állatfajnak adnak otthont, ugyanakkor az éves csapadékmennyiség csökkenése, az emelkedő hőmérséklet, valamint a területhasználati módszerek változása jelentősen veszélyeztetik őket.



Turbánliliom (*Lilium martagon*). Hegyvidéki erdeinkben előforduló növényfaj, amely nyáron viszonylag hosszabb ideig virágzik. Az örvösen álló tőlevelei már tavasz végén, nyár elején megjelennek, így lehet a nagyközönségnek azt is megmutatni, hogy nem csak virágzáskor láthatjuk a növényeinket. Szépsége miatt gyakran válik virágszedők áldozatává, és néhol a túltartott vadállomány rágása, taposása is fenyegeti, ezért is nagyon fontos tudnunk arról, hogy hol fordul elő, ahol esetleg figyelemfelhívással, erdőgazdálkodási intézkedésekkel elősegíthetjük fennmaradását.



Nappali pávaszem (*Nymphalis io*). Egyik legismertebb, országosan elterjedt lepkefajunkat csak a 2019. évben vettük fel a bejelenthető fajok körébe, remélve, hogy az előképzettséget kevésbé igénylő, látványos, nappali lepkefajról nagyobb számú bejelentés érkezik majd. Csaknem egész évben látni, két nemzedéke június-júliusban és augusztustól októberig, illetve áttelelés után márciustól májusig repül.



Denevérek (*Chiroptera*). 2019. évben kerültek a Vadonleső Programba. Ez az első, próbának is szánt csoport, melyről nem faji szintű adatokat kérünk az önkéntesektől. A denevérek faji határozása sokszor nem egyszerű feladat, azonban szinte mindenki helyesen felismeri

azt, hogy denevért lát. Célunk itt nem is az, hogy az egyes fajok elterjedését feltérképezzük, hanem elsősorban denevérszállások, települési denevér kolóniák (pl. panelházak dilatációs hézagjaiban, ablaktokokban, stb.) eddig ismeretlen új helyeiről szerezzünk tudomást, amit később szakemberek tudnak majd ellenőrizni, felmérni, és szükség esetén védelmükről gondoskodni. A szemléletformálás a denevérek esetében is fontos feladat, az emberrel interakcióba került denevérek társadalmi elfogadtatásán van még mit javítani.

A kor kihívásainak megfelelően és a technika lehetőségeivel élve 2011-ben megjelent a Vadonleső Android operációs rendszerű mobiltelefonokon futtatható önálló alkalmazása. A mobil applikációk nyújtotta szolgáltatások segítségével, regisztrációt követően, az észlelés helyének (a telefon GPS-ének segítségével), dátumának, illetve a bejelentő adatainak automatikus kitöltésével jelentősen gyorsul és egyszerűsödik az észlelések helyszíni bejelentése. Természetesen a felajánlott adatok tetszés szerint módosíthatóak, így egy távolról látott egyed helyzetének térképi pontosítására, vagy egy korábbi észlelés bejelentésére is lehetőséget biztosít az alkalmazás. Ma már szinte mindenkinek a zsebében ott lapul a fejlett technológiával felszerelt mobiltelefon, így akár a megfigyelt élőlényekről készített fotókat is azonnal csatolni tudjuk a bejelentésünkhöz. A mobil alkalmazás megújítására és az újjászületett honlaphoz igazítására írásunk megjelenését követően kerül sor, mely remélhetőleg rövid tesztelési időszak után teljes funkcionalitásával áll majd a lelkes önkéntesek rendelkezésére.

Akár az asztali számítógépen, akár a mobil alkalmazáson elküldött bejelentéseket a faj felelőse rekordonként áttekinti és amennyiben sem a térbeli helyzetben, sem a bejelentés időpontjában, esetleg más változóban nem talál szokatlan értéket és a felhasználó az elérhetőségét (e-mail cím) is megadta, egyenként validálja a pontokat. Amennyiben bármilyen rendellenesség figyelhető meg a bejelentett adatokban, akkor az adatszolgáltató önkéntessel elektronikus úton felvesszük a kapcsolatot a pontosítás és elfogadhatóság érdekében. A validáláson átesett rekordok időszakonként a hivatásos természetvédelem központi adatbázisába, a Természetvédelmi Információs Rendszerbe (TIR) kerülnek át, ahol „adatforrás: vadonleső” jelzéssel szerepelnek. A későbbiekben az itt szereplő adatok – az adatforrás jellegétől függő súllyal és megfelelő további ellenőrzés után – a természetvédelmi hatósági döntések, kezelési előírások, beavatkozások megalapozásánál, hazai és nemzetközi jelentési kötelezettségek teljesítésénél, illetve fajmegőrzési munka során hasznosulnak.

Az adatok értékelése során a fajokra vonatkozóan a validált adatokat használtuk fel, az összes (validált és nem validált) észleléssel csak az önkéntesek aktivitásának jellemzésekor dolgoztunk.

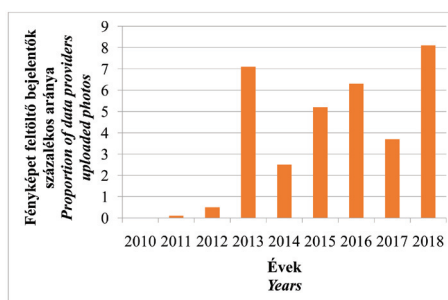
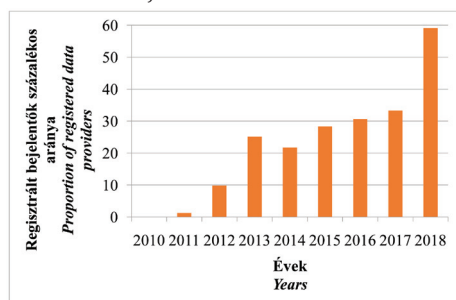
Az elemzéseket a 2019. január 22. előtt érkezett, és validált bejelentéseken végeztük, Microsoft Excel táblázatkezelőben. A térképek ArcGIS 10.6.1 programcsomagban készültek, a statisztikai próbákat GraphPad InStat 3.05 verziójával végeztük.

EREDMÉNYEK

A program majd tízéves működése alatt közel tízezer (9 833) megfigyelés érkezett, 2 800 körüli adatszolgáltatótól. A bejelentések döntő többsége (98,5%) belföldről

érkezett, ezek 47,4%-a települések belterületéről, 25,5%-uk természetvédelmi oltalom alatt álló területről (védett természeti terület, Natura 2000 terület) származik. Ez utóbbi arány nem tér el számottevően a természeti védeltséget élvező területeink (ország teljes területéhez viszonyított) arányától (22,24%) ($\text{Chi}^2 = 0,25$, $\text{df} = 1$, $p = 0,6194$). A megfigyelések (nem csak validált adatokra vonatkozóan) egyharmadát (33,4%) az észlelés napján, kétharmadát (67,7%) 10 napon belül, háromnegyedét (75,6%) egy hónapon belül jelentik be.

A regisztrált bejelentők számának éves változását a 2. ábra mutatja, mely folyamatos, szignifikáns növekedést mutat (Spearman: $r = 0,98$, $n = 9$, $p < 0,0001$, Lineáris regresszió: $r = 13,57$, $\text{df} = 8$, $p < 0,0001$) és az elmúlt évben megközelítette az összes bejelentő 60%-át.



2. ábra. A regisztrált felhasználók arányának évenkénti alakulása.

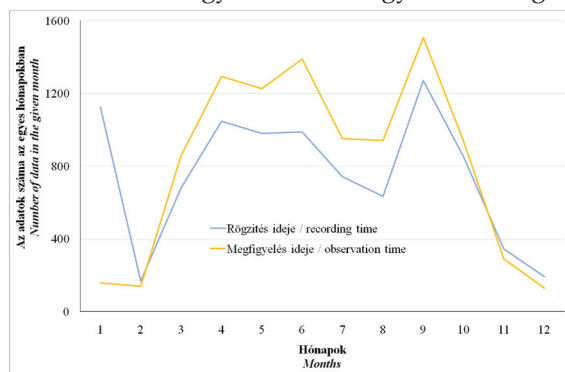
Figure 2. Proportions of registered data providers in different years.

3. ábra. A fényképet feltöltő adatszolgáltatók arányának évenkénti alakulása.

Figure 3. Proportion of data providers uploaded photos in the different years.

A fotó feltöltés még meglehetősen alacsony arányban valósul meg, és viszonylag lassan növekszik az évek során (3. ábra) (Spearman: $r = 0,78$, $n = 9$, $p = 0,0172$, Lineáris regresszió: $r = 6,57$, $\text{df} = 8$, $p < 0,0002$).

Az adatok 0,57%-ánál (56 megfigyelés) jelezték az adatszolgáltatók, hogy az adat nem publikus (50% - 28 kökörücsin, 17,9% - 10 hérics, 16,1% - 9 hóvirág, 7,1% - 4 farkasalmalepke, 3,6% - 2 csodabogyó, 3,6% - 2 nagy szarvasbogár, 1,8% - 1 ürge).

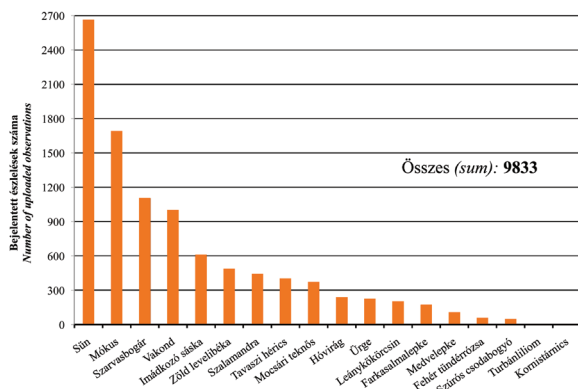


4. ábra. A havonta történt megfigyelések és adatrögzítések számának éves alakulása.

Figure 4. Number of observations and data recordings in the different months of the year.

Az összes észlelés és rögzítés időpontjának éves időbeli eloszlása a 4. ábrán látható, melyek szignifikáns korrelációban vannak egymással (Spearman $r = 0,7$, $n = 12$, $p = 0,0142$).

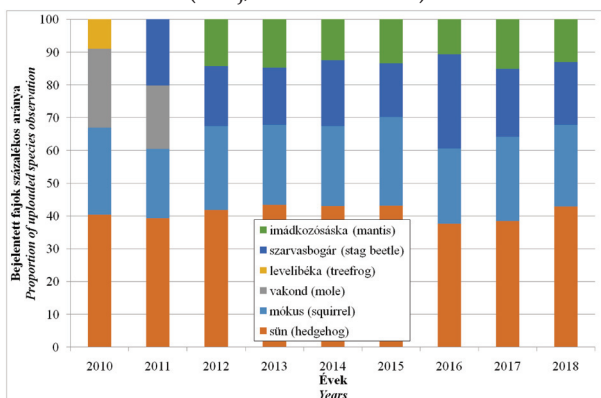
A bejelentett észlelések számának fajok közötti megoszlását az 5. ábra mutatja.



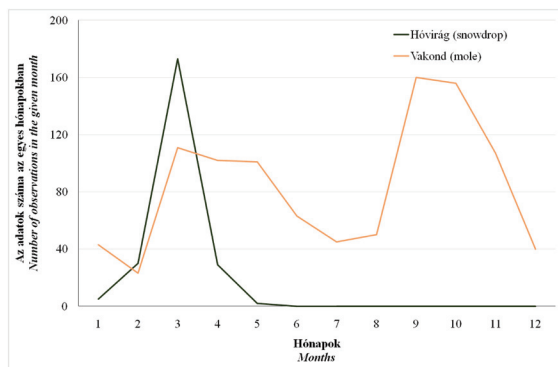
5. ábra. A bejelentett észlelések számának fajok közötti megoszlás. (Az ábrán helytakarékoság miatt, egyes fajok esetében rövidített neveket használtunk.)

Figure 5. Number of recorded observations on the different species. English short name and (scientific name) of the species from left to right consecutively: Hedgehog (*Erinaceus concolor*), Squirrel (*Sciurus vulgaris*), Stag beetle (*Lucanus cervus*), Mole (*Talpa europaea*), Mantis (*Mantis religiosa*), Treefrog (*Hyla arborea*), Salamander (*Salamandra salamandra*), Pheasant's eye (*Adonis vernalis*), Tortoise (*Emys orbicularis*), Snowdrop (*Galanthus nivalis*), Ground squirrel (*Spermophilus citellus*), Pasque flower (*Pulsatilla grandis*), Feston (*Zerynthia polyxena*), Tiger moth (*Euplagia quadripunctaria*), White water-lily (*Nymphaea alba*), Butcher's-broom (*Ruscus aculeatus*), Martagon lily (*Lilium martagon*), Marsh gentian (*Gentiana pneumonanthe*).

A 6. ábrán az adott évben a négy legnépszerűbb faj bejelentéseinek számát jelenítettük meg. Az első év emlős dominanciája (3 faj, összesen 90% felett) az évek során lassan csökkenni látszik (2 faj, már 70% alatt).



6. ábra. A bejelentések száma alapján legnépszerűbb négy faj bejelentés-számainak megoszlása évenként. **Figure 6.** Proportion of the number of registered observations on the most popular four species in different years.

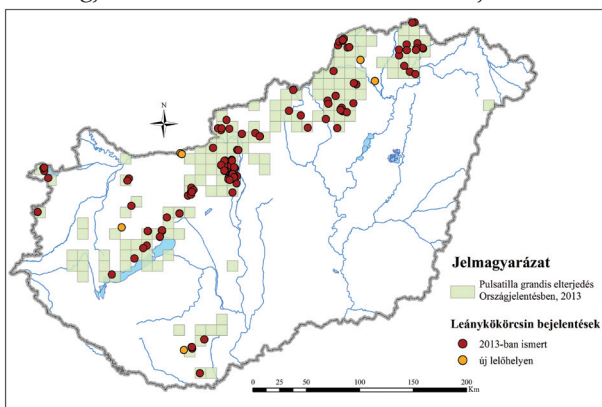


7. ábra. A havonta történt vakond (szinte egész évben aktív) és rövid virágzási idejű hóvirág megfigyelések számának éves alakulása.

Figure 7. Number of observations on the full year active mole and on the snowdrop with short flowering period in the different months of the year.

A 7. ábrán példaként a rövid virágzási periódussal jellemezhető hóvirág és a többé-kevésbé egész évben aktív közönséges vakond észlelési idejének éves változását ábráztuk, melyek a fajok aktivitásához hasonlóan különböző éves mintázatot mutatnak (Spearman $r = -0,13$, $n = 12$, $p = 0,66758$).

A leánykőkörcsin bejelentések (184) 3,3%-a új, más forrásból nem ismert, valós előfordulási adattal járult hozzá az élőhelyvédelmi irányelv (92/43/EGK) alapján készülő, 2019. évi országjelentéséhez, a 2013-ban elkészített jelentéshez képest (8. ábra).



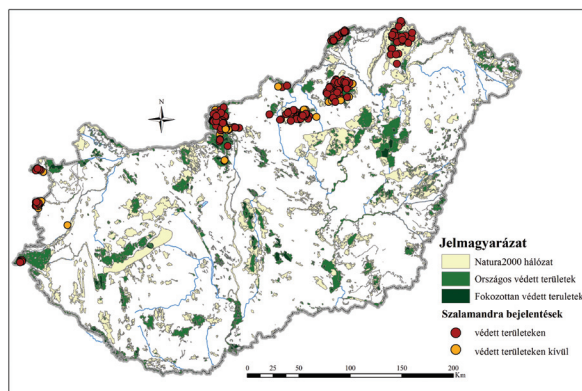
8. ábra. A leánykőkörcsin bejelentések térbeli helyzete a fajról 2013-ban az EU élőhelyvédelmi irányelv 17. cikke szerint leadott országjelentés 10 x 10 km-es négyzeteihez képest.

Figure 8. Spatial distribution of Pasque flower observations in the light of the Hungarian report by the article 17. of the EU Habitat Directive about the species in 2013.

A tavaszi hérics bejelentések (400) térbeli eloszlásáról elmondható, hogy annak 91,3%-a külterületre esik. Ugyanakkor a bejelentők 7,75%-a nyilatkozta, hogy az észlelése belterületen van, 86,0% szerint külterületen és 6,25% nem töltötte ki ezt a nem kötelező mezőt. Ez az arány azonban statisztikailag nem tér el egymástól (Fisher's exact teszt: $F = 0,995$, $p = 1,000$).

A bejelentők a nagy szarvasbogár esetében a bejelentések (1105) közül 182 esetben jelezték, hogy milyen fafajon vagy annak közelében figyelték meg az egyedét. Ezek alapján 30,2%-ban tölgyön, 30,2%-ban valamilyen gyümölcsfán (körte, alma, cseresznye, birs, dió) 27,5%-ban fűzfán, míg 12,1%-ban egyéb fán észlelték a szarvasbogarat.

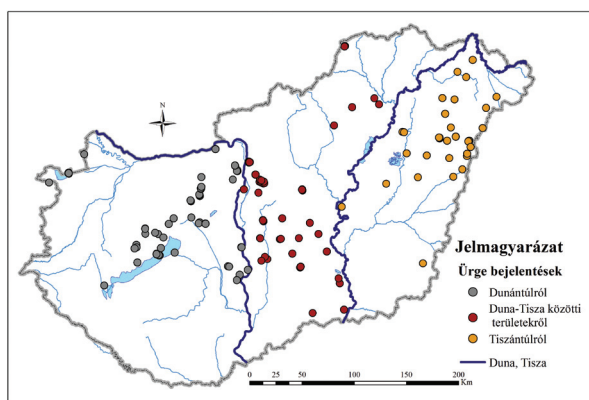
A foltos szalamandra hazai megfigyeléseinek (412) 88,1%-a természeti oltalom alatt álló területről érkezett (9. ábra), mely lényegesen meghaladja a természetvédelmi oltalom alatt álló területek 22,24%-os országos területi arányát (Chi2 = 85,35, df = 1, p < 0,0001).



9. ábra. A foltos szalamandra bejelentések térbeli helyzete a természetvédelmi oltalom alatt álló területekhez képest.

Figure 9. Spatial distribution of Salamander observations in the light of protected areas in Hungary.

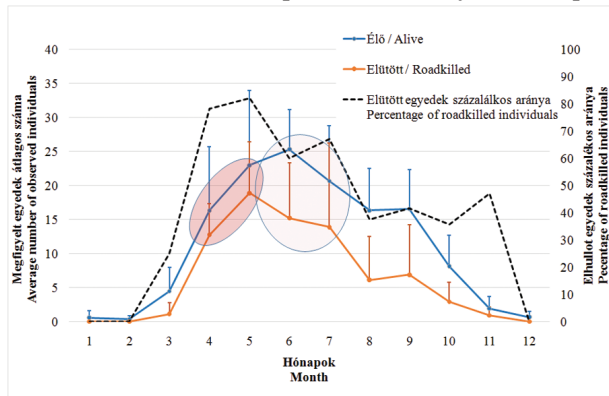
Az ürge bejelentések (203) közül azokból az esetekből, amikor az adatszolgáltató megjelölte a területkezelés módját (109), 20,2% csak kaszálást, 68,8% pedig csak legeltetést állapított meg, míg 10,1%-a a bejelentéseknek vegyes használatot jelzett. Az ürge bejelentések 43,9%-a a Dunántúlról (az ország területének 40%-a), 38,8%-a a Duna-Tisza közti területről (az ország 33,6%-a) származik és csak 17,3%-a a Tiszántúlról (az ország 26,4%-a) (10. ábra), mely azonban nem tér el jelentősen e területek országos területi megoszlástól (Chi2 = 2,42, df = 2, p = 0,2987).



10. ábra. Ürge bejelentések térbeli helyzete földrajzi barriert jelentő nagy folyóink (Duna, Tisza) által elválasztott országrészekben.

Figure 10. Spatial distribution of European Ground Squirrel observations in different part of Hungary divided by two geographic isolator: the river Danube and the river Tisza.

A keleti sün észlelések (2 665) 28,8%-a elütött állatról, 1,8%-a más okból elhullott egyedről szolgáltatott adatot, míg a fennmaradó 69,4% élő sünnre vonatkozott. A sünnökre az elütések szempontjából a legveszélyesebb időszak az április, május hónapok, illetve a többi hónapnál még mindig veszélyesebb időszak a június, júliusi (Ismételt mérés ANOVA: $F(11;8) = 11,59$, $p < 0,0001$; Tukey-Kramer post teszt)(11. ábra)



11. ábra. Havonta történt sün megfigyelések számának éves alakulása élő és elütött állatokról. A magas elütési arány-értékek a veszélyesebb időszakokban nagyobbak.

Figure 11. Number of alive and roadkilled hedgehog observations in the different months of the year. Higher values of roadkill-ratios show more risky periods of the year.

A nagy szarvasbogár esetében 790 db bejelentés (65,1%) hím egyedről, 276 db (34,9 %) pedig nőstény egyedről érkezett, mely a hímek javára eltér az 1:1 aránytól ($\chi^2 = 4,01$, $df = 1$, $p = 0,0452$).

AZ EREDMÉNYEK ÉRTÉKELÉSE

A Vadonleső program ugyan elsősorban a hazai önkéntesek bevonását célozza, azonban a határon túli magyar anyanyelvűek, valamint a környező országokba látogatók által küldött alkalmi megfigyelések is fontosak lehetnek az élőlények jobb megismerése szempontjából.

A bejelentők között van egy szűkebb bázis, aki rendszeresen, olykor szinte megszállottként keresi a programban szereplő fajokat környezetében és előszeretettel tölti fel megfigyeléseit az oldalra. Van azonban jelentős számú olyan alkalmi bejelentő is, aki egyetlen megfigyelését tölti fel. Általában kevés idő telik el az észlelés és a bejelentés között, hiszen az élményt mielőbb szeretik megosztani másokkal az önkéntesek. Ez a bejelentés biztonságát is növeli, hiszen jobban emlékeznek a megfigyelők a kis idővel korábbi megfigyelésre, mint egy régen elmúlt eseményre. A visszajelzések szerint tehát erős motiváló tényező a bejelentés azonnali megjelenése is az összesítő térképen, hiszen az adatszolgáltató érzi, hogy hozzájárulhat az elterjedési térkép minél teljesebbé válásához. Egyfajta közösség kialakulásához vezet, amikor a bejelentők szembesülnek mások közeli megfigyeléseivel, illetve azonos fajokkal való hasonló találkozásokkal. Ezt segíti elő a közösségi oldalakon kialakított csoport működtetése is.

A program indulásakor még nem volt lehetőség regisztrációra, azonban a következő évben ez a funkció már lehetővé vált. Ez a lehetőség nem kötelező, azonban gyorsítja és egyszerűsíti a bejelentés folyamatát. Erre fokozatosan ébrednek rá a bejelentők és talán a legutolsó évben ugrott meg azok száma, akik élnek ezzel a lehetőséggel (2. ábra). A növekedés üteméből is látszik, hogy a program indulásakor helyes döntés volt, hogy nem tettük kötelezővé a regisztrációt az adatfeltöltéshez. Bár biztos lettek volna olyan, most nem regisztrált bejelentők, akik kényszer esetén regisztráltak volna az oldalon, azonban erősen feltételezhető, hogy sok adattól estünk volna el, ha nem így járunk el. A regisztrációval megnyíló, egyre bővülő lehetőségek (személyes mezők automatikus kitöltése, fotófeltöltés, mobil applikáció stb.) lassabb ütemben ugyan, de saját döntés alapján vezetik rá az önkénteseket a regisztrációra.

A bejelentésekhez fotót is feltölthetnek a regisztrált bejelentők, ami az adatbiztonságot növeli, hiszen akkor a validáló a kép alapján biztosan el tudja dönteni, hogy az adott fajról elküldték-e a bejelentést. Emellett színesíti, érdekesebbé is teszi a bejelentést a többi felhasználó számára. A fényképfeltöltés a technikai fejlődéssel párhuzamosan (ma már szinte minden adatközlőnél fénykép készítésére is alkalmas mobiltelefon van) egyre népszerűbb, bár vannak könnyebben (pl. növények) és nehezebben (pl. mókus) fotózható élőlények a programban. A fénykép feltöltők arányának lassú növekedése (3. ábra) arra hívja fel a figyelmet, hogy ha a fotó feltöltési kedvet nagyobb ütemben szeretnénk növelni, akkor ehhez célzott kezdeményezésekre, népszerűsítő akciókra, nyereményjátékokra lesz szükség.

Az első visszajelzések alapján úgy tűnt, hogy egyes fajok esetében fontos lehet, hogy a bejelentés pontos helyszíne ne jelenjen meg a publikus térképen, hiszen annak könnyű megtalálhatósága akár még az állomány létét is veszélyeztethetné (elsősorban a növények és a kis területen mozgó, vagy búvóhelyhez szorosan kötődő állatok esetében). A bejelentő minden bejelentés esetében maga döntheti el, hogy érzékeny adatnak tartja-e a bejelentését vagy sem. A közel tíz év tapasztalatai azt mutatják, hogy már a bejelentők is csak nagyon speciális esetekben gondolják az adatukat érzékeny és elrejtendő adatnak. Szerencsére eddig egyetlen esetben sem merült fel annak a gyanúja sem, hogy bármely bejelentés veszélyeztette volna az érintett állományt.

A bejelentések térbeli eloszlása alapján elmondható, hogy nem találkoznak többet a bejelentők a programban szereplő fajok példányaival természetvédelmi oltalom alatt álló területeken, mint máshol (9. ábra). A fajok kiválasztása ebből a szempontból tehát sikeresnek mondható, hiszen célunk volt, hogy akár lakott területek közelében is lehessen tenni észleléseket. Ez alól az általános eredmény alól van néhány kivétel, például az életmódjából adódóan speciális környezeti igényekkel rendelkező foltos szalamandra, ahol a bejelentések a védett területek magasabb előfordulási arányát mutatják. Itt a faj megőrzése szempontjából a területi védettséget kiemelt fontosságúnak kell tartanunk.

A hazai összes bejelentés körülbelül fele esik belterületre, ezzel szemben a növényeknél, így a tavaszi hérics esetében is, ez az arány erősen a külterület felé eltoltt, bár ezt a bejelentők nem mindig tudják helyesen megítélni. Az eltolódott arány utal a kiválasztott növények lakott területen kívüli előfordulási helyeire, illetve mutatja, hogy a kertekbe ültetett növények bejelentése nem jellemző.

A megfigyelések időbeli eloszlása szeptemberi maximumot mutat (4. ábra), melyet a legtöbbet látott, leggyakoribb állatfajok észlelésének időbeli lefutása okozhat. Ez különösen érdekes, ha megnézzük, hogy a rögzítések időpontját tekintve a szeptember már egyáltalán nem ilyen kitüntetett időszak. Az adatokból nem dönthető el, hogy a megnövekedett észlelési intenzitást az állatok viselkedése okozza (téli felkészülés, táplálék-felhalmozás), vagy a megfigyelők aktivitása nagyobb az iskolakezdés környékén, bár ez utóbbi esetben a bejelentések száma is várhatóan nagyobb lenne. A tavasszal nyíló növények, így a hóvirág észleléseinek száma egyértelműen a virágzás hónapjának környékére koncentrálódik (7. ábra), ami a bejelentések nagy megbízhatóságával kapcsolatban is jelzés értékű.

A bejelentések fajonkénti megoszlása (5. ábra) mutatja, hogy az első helyen azok az – elsősorban emlős – állatok szerepelnek, melyek közkedveltek és viszonylag könnyű velük találkozni. A rovarok közül a feltűnő és látványos nagy szarvasbogár áll az első helyen, de az imádkozó sáskáról is meglepően sok bejelentés érkezett. A két kiválasztott lepkefaj kicsit „kakukktójásnak” számít, mivel felismerésük nagyobb gyakorlatot igényel. A velük való találkozás valószínűsége kisebb, mert egy átlagos természeti ismeretekkel rendelkező személy figyelmét kevésbé keltik fel. A növények érthető módon szorulnak kissé hátrébb, mivel a virágzási idejük az évben jelentősen rövidebb, mint az állatok észlelhetőségének ideje. A néhány hetes tavaszi virágzás ellenére a 2012. Év vadvirágáról, a tavaszi héricsről száz feletti bejelentés érkezett.

Azon fajok köre, melyekről a legtöbb adatot szolgáltatják az önkéntesek, lassan változik az évek során (6. ábra). Az első évek emlős dominanciája lassan csökkenni látszik.

Több faj, mint például a leánykőkörörcsin (8. ábra), vagy a közönséges ürge esetében, a bejelentések kellő körültekintés és helyszíni visszaellenőrzés után hozzájárulhatnak a nemzetközi jelentési kötelezettségeink teljesítéséhez, további potenciális előfordulási helyekkel gazdagítva eddigi ismereteinket.

A kötelezően kitöltendő és opcionális mezők mellett több esetben is olyan plusz információkat kapunk a szöveges megjegyzéseken keresztül, melyek az adott faj előfordulása, viselkedése, ökológiája kapcsán újabb megközelítési irányokat, vizsgálendő kérdéseket vetnek fel. Jó példa erre a nagy szarvasbogár megfigyelésének körülményeit leíró, az állatok megtalálásának fafajok szerinti eloszlását mutató kiegészítés. Hasonló a keleti sün meglepően nagy arányának emberi táplálását mutató eredmény is. Ez felveti a környezet természetes eltartó képességénél nagyobb állományméretű keleti sün előfordulás lehetőségét is olyan helyeken, ahol egyébként táplálék limitáció lépne fel. A viszonylag nagy arányban kitöltött, területkezelésre vonatkozó, opcionális mező elemzése az ürgek esetén alátámasztja a lelőhelyek növényzetkezelésének fontosságát (Kis et al. 1998), mégpedig a legeltetés nagyobb jelentőségét a kaszálással szemben.

Egy célzott vizsgálatban, melyet az Európai Unió támogatásával megvalósított RAPTORSPREY LIFE projekt (<http://sakerlife3.mme.hu/hu>) keretei között végeztek, kimutatták, hogy a hazai ürgeállományok genetikai eloszlása alapján, a nagy folyóink (Duna és Tisza) bizonyos mértékig földrajzi barriert képeznek az ürge állományok között (Sramkó és mtsai 2018). Szakmai döntés alapján, az ürgetelepí-

tések tervezésekor ezeket az eredményeket szem előtt kell tartani és lehetőség szerint a forráspopulációt nagy folyóink azonos oldaláról kell kiválasztani mint ahol a kiengedés helyszíne fekszik. Ebből a szempontból fontos, hogy mindhárom nagy régióban (Dunántúl, Duna-Tisza közti terület és Tiszántúl) elegendő ürge állomány maradjon fent. Biztató, hogy a Vadonleső Programban érkezett bejelentések alapján nem találtunk különbséget a különböző nagy régiók bejelentéseinek területarányhoz viszonyított számában, jóllehet a viszonylag alacsonyabb arányban a Tiszántúlról érkező bejelentések azt jelezhetik, hogy ennek a régióknak az ürge állományaira érdemes különösen odafigyelni (10. ábra).

A keleti sün esetében egy kötelezően kitöltendő mező, az egyed állapota szolgál hasznos információval az állatokat veszélyeztető elütések előfordulási gyakoriságáról, melynek térbeli eloszlása a keleti sünek számára különösen veszélyes útszakaszok előfordulására is felhívhatja a figyelmet. Az elütések aránya a tavaszi hónapokban a legnagyobb, ilyenkor ugyanis a fiatal sünek elválasztása történik meg, melyek tapasztalatlanságuk és vándorlási kedvük miatt gyakrabban esnek áldozatául a gépjárműforgalomnak, mint a kifejlett példányok. Ahogy egyre növekednek, tapasztaltabbak lesznek és saját területet foglalnak maguknak, úgy csökken az elütések aránya is (11. ábra).

Már az első néhány év tapasztalatainak ismeretében megkezdtuk a Vadonleső Program továbbfejlesztését, mely azóta is folyamatosan tart. Ennek keretében három területre koncentrálnak: a honlap felületének fejlesztése az adatrögzítés segítése céljából, és a jobb információszolgáltatás érdekében (kényelmi funkciók beépítése, kitöltési útmutató fejlesztése stb.); a környezeti nevelési szerepnek való jobb megfelelés (információk bővítése, játékok indítása stb.); illetve a bejelentők közösséggé formálása (kirándulások, közös programok szervezése stb.). Már teszt üzemmódban a honlapon elérhető az az alkalmazás, amely egyes mobiltelefon-típusokat alkalmassá tesz az azonnali terepi adatrögzítésre, kihasználva a modern technika (telefonba épített GPS, saját naptár, óra stb.) nyújtotta kényelmi funkciókat.

A további fejlesztések során célunk az önkéntesek igényeinek minél jobb kiszolgálása, az adatbiztonság fenntartása, a közösségformálás további elősegítése és a visszajelzések, a „jutalmazó”, élményt nyújtó funkciók kiterjesztése, erősítése.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Hálás köszönettel tartozunk minden önkéntes adatszolgáltatónak, aki idejét, energiáját nem kímélve megosztotta velünk megfigyeléseinek körülményeit. Nélkülük a program egyáltalán nem működne. Köszönettel tartozunk a Vadonleső csapat korábbi és jelenlegi külső stábjának, grafikusoknak, szoftver fejlesztőknek, az egyes növény- és állatcsoportok specialistáinak, fotó és filmkészítőknél, valamint a programba bekapcsolódó, azt alkotásaikkal segítő művészeknek.

A Vadonleső Program a mindenkori természetvédelemért felelős minisztérium, kiemelten annak Természetmegőrzési Főosztálya szakmai és anyagi támogatásával jött létre és működik. Jelenleg a programnak három gazdája van: az Agrárminisztérium, a Herman Ottó Intézet Nonprofit Kft. és a Magyar Természettudományi Múzeum.

IRODALOMJEGYZÉK

- Bonney, R., Phillips T., Ballard H. L., Jody & Enck J. W. 2015: Can citizen science enhance public understanding of science? Public understanding of science, Bristol, England. 1-15.
- Bősze, Sz., Bakó, B. & Csorba, G. 2003: Research on distribution and ecology of red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in Hungary. Book of abstracts, 3rd International Colloquium on the Ecology of Tree Squirrels and 7th European Squirrel Workshop. Ford Castle, UK
- Bradley J. C., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail P., Narwani, A., Mace, G., M., Tilman, D., Wardle, D., A., Kinzig, A., P., Daily, G., C., Loreau, M., Grace, J., B., Larigauderie, A., Srivastava, D., S. & Naem, S. 2012: Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486: 59-67. doi:10.1038/nature11148
- Briggs, J. C. 2015: Species extinction: Frequency and biogeography. *Environmental Skeptics and Criticisms*, 4(4): 96-105.
- Cohn, J. P. 2008: Citizen Science: Can Volunteers Do Real Research? *BioScience* (58) 3, pp. 192-197.
- Dimitrakopoulos, P. G., Jones, N., Iosifides, T., Florokapi, I., Lasda, O., Paliouras, F. & Evangelinos, K. I. 2010: Local attitudes on protected areas: Evidence from three Natura 2000 wetland sites in Greece. *Journal of Environmental Management*, 91(9): 1847-1854.
- European Commission 2011: Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. Communication from The Commission to The European Parliament, The Council, The Economic And Social Committee and The Committee of The Regions, Brüsszel, 19 pp.
- Freitag, A. & Pfeffer, M. J. 2013: Process, not product: investigating recommendations for improving citizen science "success". *LoS ONE* 8 (5) p. e64079.
- Horváth, F., Rapcsák, T., & Szilágyi, G. (szerk.) 1997: Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer I. Informatikai alapozás. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 164 pp.
- Kis, J., Vácsi, O., Katona, K. & Altbäcker, V. 1998: A növényzet magasságának hatása a cinegési ürgek élőhelyválasztására. *Természetvédelmi Közlemények*, 7: 117-123.
- Luck, G. W. 2007: A review of the relationships between human population density and biodiversity. *Biological Reviews* 82: 607-645.
- Németh A., Cserkész T., Nagy L., Altbäcker V., Horváth M., Prommer M., Vácsi O. 2018: RaptorsPrey LIFE project (LIFE13 NAT/HU/000183) – Layman's report (2014-2018). Nimfea Environment and Nature Conservation Association, Túrkeve. 28 pp.
- Niemi, G. J. & McDonald, M. E. 2004: Application of ecological indicators. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35: 89–111.
- Pearman, P. B. & Zimmermann, N. E. 2012: Biological Indicators - Species. In: *Berkshire Encyclopedia of Sustainability: Vol. 6. Measurements, Indicators, and Research Methods for Sustainability*. Berkshire Publishing, Great Barrington, MA, USA
- Silvertown, J. 2009: A new dawn for citizen science. *Trends in ecology & evolution* (24) pp. 467-471.
- Sramkó, G., Laczkó, L., Altbäcker, V., Czabán, D., Cserkész, T., Kondor, T., Sós, E., Koroknai, V., Fidlóczky Zs. & Németh, A. 2018: Phylogeographic and population genetic structure of the Pannonian ground squirrel populations. VII. European Ground Squirrel Meeting & Subterranean Rodents Workshop, Book of abstracts, Budapest. p: 35.
- Szép, T. & Nagy, K. 2006: Magyarország természeti állapota az EU csatlakozáskor az MME Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999-2005 adatai alapján. *Természetvédelmi Közlemények*, 12: 5-16.
- Vácsi, O., Bakó, B., Bata, K., Koczka, K., Sashalmi, É., Varga, I. & Vozár, Á. 2012: Szemelvények a Vadonleső, önkéntesek munkáján alapuló természet-megfigyelő program első két évének eredményeiből. *Természetvédelmi Közlemények*, 18: 506-516.
- Vörös J., Dankovics, R., Harnos K., Dobay G. & Kiss I. 2010: A foltos szalamandra (*Salamandra salamandra*) elterjedése és természetvédelmi helyzete Magyarországon. *Állattani Közlemények*, 95: 121-149.

EXPERIENCES OF THE FIRST DECADE OF THE WILDWATCHER PROGRAMME

SUMMARY

*Halting the loss of biodiversity is one of the biggest challenge of our century. The observation of the widespread and relatively frequent species often means a non-executable task for the experts. The WildWatcher programme started in September 2009 aims to involve the public in this activity. It provides a huge amount of valuable data and plays a significant educational role. At the beginning of the programme the data of 9, at present the data of 18 easily recognizable, widespread, protected animal and plant species can be recorded with the help of a GoogleMap based website. The data are validated by specialists before adding them to a database. 9833 observations of about 2800 participants were recorded during the ten-year-long operation. We have received the most data about the Hedgehog (*Erinaceus roumanicus*), but the Squirrel (*Sciurus vulgaris*) and the Stag-Beetle (*Lucanus cervus*) are also among the "winners". The Spring Pheasant's eye (*Adonis vernalis*) was the most „popular” out of the plant species, followed by Snowdrop (*Galanthus nivalis*) and Greater Pasque Flower (*Pulsatilla grandis*). The data recorded until now show that a large number of volunteers join with pleasure the survey of the easily recognizable species and the data provided by them contribute to the nature conservation work as a valuable input. Different examples of potential data usage are demonstrated in this article to show the marvellous value of volunteers' data collections.*

Corresponding author: Vadonleső Group, Herman Ottó Institute Nonprofit Ltd., Budapest Park u. 2., 1223, Hungary, Tel: +36-30-286 11 88, Fax: +36-1-362 81 04, Email: info@vadonleso.hu