

# TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK

24. ÉVFOLYAM

A XI. Magyar Természetvédelmi Biológiai  
Konferencia kötete  
(Eger, 2017. november 2–5.)

A Magyar Biológiai Társaság  
Környezet- és Természetvédelmi  
Szakosztályának közleményei



Budapest, 2018

A kötet megjelenését támogatta:



A kötetet szerkesztette:

Mízsei Edvárd

Szerkesztőbizottság:

Vargáné Bereczki Krisztina (elnök)

Báldi András

Horváth Ferenc

Horváth Győző

Kovács Eszter

Liker András

Margóczy Katalin

Technikai szerkesztés, tördelés:

Soltész Zoltán

Szerkesztőség címe:

Vargáné Bereczki Krisztina

Magyar Tudományos Akadémia Ökológiai Kutatóközpont,

2163 Vácrátót Alkotmány u. 2–4.

E-mail: [termeszetvedelmi.kozlemanyek@gmail.com](mailto:termeszetvedelmi.kozlemanyek@gmail.com)

ISSN 1216-4585

© Magyar Biológiai Társaság

1088 Budapest, Baross u. 13.

# Az állománystruktúra és a levélfelület index térbeli mintázatának vizsgálata a síkfőkúti cseres-tölgyes mintaterületen

Adorján Balázs, Oláh Viktor, Kanalas Péter, Nyitrai Balázs  
és Mészáros Ilona\*

Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar Növényteni Tanszék  
4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

e-mail\*: [immeszaros@unideb.hu](mailto:immeszaros@unideb.hu)

**Összefoglaló:** Jelen munkában a Síkfőkút LTER kutatási terület korábban fapusztulással erősen érintett cseres-kocsánytalan tölgyes faállományában bekövetkezett változásokat vizsgáltuk a törzsdenzitás, a körlapösszeg, mint fő struktúra-jellemzők és a működés szempontjából meghatározó levélfelület index (LAI) térbeli mintázatának elemzésével. Az erdőállományban az 1970-es évek végétől kezdődően főként a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) egyedszáma csökkent, ami azonban teret nyitott a cserjeszintben előforduló fajok lékekbe való felnövéseinek. A megjelenő második lombkoronaszintben elsősorban a mezei juhar (*Acer campestre*) található meg jelentős számban, ezért a munkánk során a tölgyek mellett e fajnak a lombkoronaszintben betöltött szerepét is vizsgáltuk. Az elemzésekhez térinformatikai módszerekkel generált térképeket használtunk fel. A LAI térbeli mintázatát összevetve a különböző fajok egyedeinek lokális törzsdenzitásával megállapítottuk, hogy a mezei juhar az átlagnál magasabb, a kocsánytalan tölgy leromlott állapotú illetve elpusztult fái pedig alacsonyabb levélfelület indexet eredményeznek, ami megjelenik a LAI térbeli mintázatában is. Az eredményeink arra is rámutattak, hogy a pusztuláson átesett erdőben a jelenlegi faállomány és az egyes fafajok törzsdenzitásának és körlapösszegének térbeli mintázata nagy heterogenitást mutat, ugyanakkor a LAI-ra kisebb térbeli különbségek jellemzőek.

**Kulcsszavak:** LAI, klímaváltozás, erdőátalakulás, mezei juhar, kocsánytalan tölgy, csertölgy

## Bevezetés

Az erdő faállományának jellemzői és egészségállapota döntően meghatározza az erdők klímamódosító, szénmegkötő és raktározó képességét. Az utóbbi évtizedekben végzett kutatások az európai erdőkben a mortalitás felerősödésére és egyes fajok visszaszorulására mutattak rá (Führer 1998). A folyamat megértése, az okok és a következmények feltárása az erdőökológia számára komoly kihívásokat jelent. Az erdő faállományában bekövetkező változásoknak természetvédelmi biológiai

szempontból is kiemelkedő jelentősége van, hiszen közvetlenül vagy közvetve befolyásolják az erdei biodiverzitást. A faállomány állományon belüli fényklímát, mikroklimatikus és edafikus feltételeket befolyásoló hatásai kisebb vagy nagyobb mértékben minden élőlénycsoportot érintenek (Király & Ódor 2010).

Az erdők egészségállapotában bekövetkező leromlás pontos okait nem egyszerű meghatározni, rendszerint több abiotikus és biotikus stressz tényező komplex hatására vezethető vissza. Az európai erdőségekben fellépő fapusztulásokat a klímaváltozással egyre gyakrabban megjelenő extrém időjárási eseményekkel, aszályal és/vagy hőhullámokkal, mint elsődleges kiváltó tényezőkkel hozzák összefüggésbe (Mátyás & Czimmer 2004). A hazai vizsgálatok alapján a zonális fafajaink egészségállapotának leromlása és a termőhelyeik nyári félévi vízhiánya között szoros összefüggés mutatható ki, ami szintén az aszály fontos szerepére utal (Berki & Rasztoovits 2004). A jövőben várható klímaváltozási trendek miatt különösen az ún. peremhelyzetű erdőállományok állapota súlyosbodhat (Móricz *et al.* 2013), mint a jelen munkában vizsgált állományé is, ahol már eddig is jelentős vitalitásgyengülést (Jakucs *et al.* 1986) és mortalitást figyeltek meg (Tóth 2013).

Az erdődinamikai folyamatok vizsgálatában fontos szerepet kapnak a hosszú távú kutatások, amelyeket nemzetközi LTER kutatási hálózatok keretében összehangoltan végeznek és a sokszor több évtizedes adatbázisaik is hozzáférhetőek. Az erdőket tekintve hazánkban a legtöbb eredmény a Bükk hegységben található Síkfőkút Project LTER (LTER\_EU\_HU\_004) kutatóbázison született, amelyet a hazai legfontosabb erdőtársulás, a cseres-tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*) egyik állományában alapítottak 1972-ben (Jakucs 1985). A Síkfőkút Project erdőállományát a hazánkban az 1980-as években tetőző tölgypusztulás az országos átlaghoz képest jóval súlyosabban érintette. A pusztulási folyamatról és az azt követően lejátszódó állományszerkezeti változásokról több kutatócsoport részéről állnak rendelkezésre publikált és/vagy archivált eredmények, amelyek közül a jelen munkához kapcsolódóan a következőket emeljük ki. Az állományban az 1973-ban végzett, első struktúra felvételezés adatokhoz képest (Jakucs 1985) napjainkig a tölgyfák 64%-a pusztult el. A fapusztulás nagy része az 1970-es évek vége és az 1990-es évek közepe közötti időszakban ment végbe és elsősorban a kocsánytalan tölgy állományát érintette (Jakucs *et al.* 1986), napjainkra ennél a fajnál a mortalitás meghaladja a 70%-ot. Jóval kisebb mértékű (19%) volt a fapusztulás a csertölgy esetében (Kotroczó *et al.* 2007, Mészáros *et al.* 2007, Tóth 2013).

Az erdőállományban a tölgypusztulás fő időszakát követően megkezdődött a lombkorona nyiladékok, lécek „begyógyulása”. Ebben a megmaradó tölgyfák lombkoronájának a terebélyesedése mellett (Mészáros *et al.* 2007) a magas cser-

jeszint fajai, közülük is elsősorban az *Acer campestre* lombkoronaszintbe történő felnövése játszott szerepet, melynek következtében kialakult egy második lombkoronaszint (Kotroczó *et al.* 2007). E folyamatok eredményeként egyik tölgyfaj sem újult fel, az alacsony cserjeszint visszaszorult, a magas cserjeszint pedig meg erősödött (Misik *et al.* 2014).

Az erdők működési jellemzői közül a leggyakrabban az egységnyi talajfelszínre vonatkoztatott összes levélfelület nagyságát, a levélfelület indexet (Leaf Area Index, LAI m<sup>2</sup> m<sup>-2</sup>) mérik, direkt vagy indirekt módszerek alkalmazásával (Bréda 2003). Az előbbi, egyedi levelek területmérésén (pl. gyűjtött avarból) alapuló eljárások pontosabb eredményt adnak, de nagyobb mérési területek esetében jobban alkalmazhatóak az utóbbiak, a lombkorona fényáteresztő képességét mérő műszeres módszerek (Bréda 2003, Cutini *et al.* 1998). Az asszimilációs felület súlyos csökkenésével járó erdőkárok és zavarások után az állomány szintű szén- és vízmérleg, a fotoszintézis és transzspirációs ráta helyreállításában a LAI-nak meghatározó szerepe van. Feltételezhető, hogy akár a folyó növedék rovására, de a LAI regenerálódása a zavarást megelőző szintre viszonylag rövid időn belül megtörténik, összevetve pl. a faállomány biomaszájának a lassú, akár több évtizedet felölelő helyreállításával (Trumbore *et al.* 2015).

A jelen munka célkitűzése kettős volt. Egyrészt, hogy a síkfőkúti cseres-tölgyes erdőben a faállomány struktúrájára vonatkozó archivált és saját kutatási eredmények alapján megvizsgáljuk egyes térinformatikai módszerek alkalmazhatóságát a strukturális jellemzők finom térbeli mintázatának a feltárásában. Másrészt célunk volt annak a vizsgálata, hogy a korábban tölgypusztulást elszenvedő állományban jelenleg milyen a levélfelület index térbeli variabilitása és az hogyan függ össze i) a korábbi fapusztulások térbeli mintázatával, ii) a főbb fafajok jelenlegi térbeli elhelyezkedésével, iii) a beteg és holt fák előfordulási mintázatával.

## Anyagok és módszerek

A vizsgálatokat a Bükk és a Bükkalja határán fekvő Síkfőkút LTER kutatóterületen végeztük (47°90'N, 20°46'E). A 320-340 m tengerszint feletti magasságban elhelyezkedő, 105–110 éves, sarjeredetű erdőállomány felső lombkoronaszintjében domináns a csertölgy (*Quercus cerris* L.) és a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.), illetve alacsony összesített egyedszámmal (<30 ind. ha<sup>-1</sup>) a madárcseresznye (*Cerasus avium* (L.) Moench) és a gyertyán (*Carpinus betulus* L.) is megtalálható. Az erdőállomány alsó lombkoronaszintjében domináns a mezei juhar (*Acer campestre* L.), illetve szórványosan megtalálható még a tatarjuhar (*Acer tataricum* L.) és a húsos som (*Cornus mas* L.) (Kotroczó *et al.*

2007). A cserjeszint fajai a veresgyűrű som (*Cornus sanguinea* L.), a galagonya-fajok (*Crataegus* spp.), a fagyal (*Ligustrum vulgare* L.), a bibircses kecskerágó (*Euonymus verrucosus* Scop.) és az alsó lombkoronaszintben is jelenlévő fajok (Misik *et al.* 2013).

A területen 30 év átlagában (1982–2011) az évi csapadékösszeg  $552 \pm 156$  (min.– max.: 295–916) mm, míg az évi középhőmérséklet  $10,59 \pm 0,70$  (min.– max.: 9,26–12,16) °C. Az erdőállomány a klimatikus viszonyok alapján az erdő és erdős-sztyepp zónák határán helyezkedik el.

A vizsgálataink során a faállomány strukturális jellemzőinek a felmérését 2012 nyarán végeztük. Az erdő állandó monitorozásra kijelölt  $100 \times 100$  m-es területén, 4 db  $50 \times 50$  m-es parcellában (A, B, C, D) megmértük a faállomány három legnagyobb egyedszámmal jelenlévő fajánál (*Q. cerris*, *Q. petraea*, *A. campestre*) a mellmagasságban (1,3 m) 10 cm-nél vastagabb fák törzsének az átmérőjét (DBH, cm) és térképen rögzítettük a fák helyét. A kis törzsszámmal előforduló madárce-resznye és gyertyán egyedeit a felmérés során nem vettük figyelembe.

A DBH adatok alapján számoltuk az egyes törzsek körlap méretét (BA, m<sup>2</sup>). Minden fa esetében felmértük a fák egészségi állapotát a lombkorona jellemzők figyelembevételével az „ICP Forests” erdőmonitoring protokollok ajánlásai alapján (<http://www.icp-forests.org/Manual.htm>). A legyengült vitalitású fákra jellemző, hogy a lombkoronájuk egy részének az elszáradása ellenére még sokáig életben maradnak, és hozzájárulnak az állomány szintű működési folyamatokhoz. Az ilyen állományrészeken ezeknek a fáknek a pusztulási folyamatától függően a lokális LAI-ban időben módosulások várhatóak. A faállomány három domináns faja közül a kocsánytalan tölgy fáinak az egészségi állapotában jelentős eltérések vannak, ezért a lombkorona állapota alapján a fák három csoportját különítettük el: egészséges fák, csúcshártyás lombkoronájú (a lombkorona legalább 20%-át elvesztett) fák és holt, de még lábon álló fák csoportjai.

Térképet készítettünk az állandó monitorozásra kijelölt  $100 \times 100$  m-es területen a tölgypusztulás következtében elpusztult (kidőlt) fákról, két adatforrás alapján. Ehhez a munkához a kutatási terület adatbázisából felhasználtuk a tölgypusztulást megelőző és a fő pusztulási időszakban készült térképeket, illetve a későbbi saját terepi felméréseink alapján 2012-ig készült térképeket. Mivel a projekt kezdete óta a fák egyedi számjelzésekkel vannak ellátva, az állapotukban bekövetkező változások könnyen nyomon követhetőek.

Az erdőállomány levélfelület indexét a 2012 és 2017 közötti évek vegetációs időszakának a második felében mértük, indirekt módszerrel. A méréseket az állomány szerkezet vizsgálatára használt egyhektáros területen egy  $10 \times 10$  méteres hálózat rácsponjtjai mentén végeztük, összesen 81 ponton. A LAI méréséhez LAI-2000 mérőműszert (Li-Cor Biosciences, USA) használtunk, melynek az optikai

szenzora a zenittől mérve 74°-ig, öt szögtartományban mért fényintenzitás-adatok alapján becsli a lombzat fényelnyelő képességét, ez alapján pedig a vegetáció levélfelület indexét. A mérést minden ponton 0,5 m-es magasságban végeztük. A LAI értékének a megállapításához a lombkorona alatti mérések mellett szükség van tiszta ég alatti ún. referencia-mérésekre is, amiket a kutatóterület meteorológiai tornyának tetején, a lombkoronaszint felett végeztünk el, a lombkorona alatti méréseket közvetlenül megelőzően. A LAI térbeli mintázatának a vizsgálatához a mérési pontokon a hat vizsgálati évben mért értékek átlagait használtuk fel.

A mért, pontszerű adatokat a térinformatikai feldolgozás során felületekké alakítottuk, így a vizsgálati területen a LAI területi inhomogenitása vizuálisan összevethetővé vált az állományalkotó fák térbeli eloszlásával. A feldolgozáshoz az alábbi interpolációs módszereket használtuk (ArcMap 10.4.1. szoftver, <http://pro.arcgis.com>):

i) a 10×10 m-es hálózat rácspontjaira a 2012–2017 közti időszakra számolt átlagos LAI értékeket ún. krigeléssel (Li & Heap 2014), Gauss variogram segítségével interpoláltuk. A legszélső LAI mérések az alaphektár szélétől befelé 10 méteres távolságban történtek. A szegélyhatás kiküszöbölésére a pontállományt önmaga körüli tükrözéssel megtöbbszörítettük, majd a felületet ebből a kiterjesztett állományból készítettük el.

ii) Az élő és holt faegyedek térbeli eloszlását Kernel sűrűség módszerrel dolgoztuk fel, melynek során az algoritmus minden pontra egy adott sugárral lehatárolt, kifelé ereszkedő görbült felületet illeszt, és az egymással átfedő felületeknél az értékek összeadódnak (Alessa *et al.* 2008). Az eljárásnál a keresési tartomány sugarának megválasztása alapvető fontosságú: túl nagy sugárnál az összesimuló felületek elmosásuk a területi különbségeket, túl kicsi sugárnál pedig az egyes pontok körül számolt felületek is pontszerűek maradnak (Yang *et al.* 2006). A vizsgálatunkban a 20 m-es keresési sugár bizonyult megfelelőnek. A számítások előtt ezen a pontállományon is elvégeztük a LAI-nál ismertetett tükrözést a szegélyhatás kiküszöbölésére.

A feldolgozás eredményeként a felület egyes pontjaira számolt értékek a lokális törzsszámot ( $N_1 = \text{ind. ha}^{-1}$ ), az egyes fák körlap méretével súlyozva számolt értékek pedig a lokális körlapösszeget ( $G_1 = \text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ) adják meg. Az eljárás során elemeztük a vizsgálati területen élő összes faegyed, az egyes fajokhoz tartozó egyedek, illetve a különböző egészségi állapotú egyedek térbeli eloszlását. Utóbbi esetben a csúcshártya és a lábon álló holt – a 2012-es felmérést megelőző években elpusztult – egyedeket összevonva kezeltük, mivel a csúcshártya csoportból a LAI mérési években több fa elpusztult.

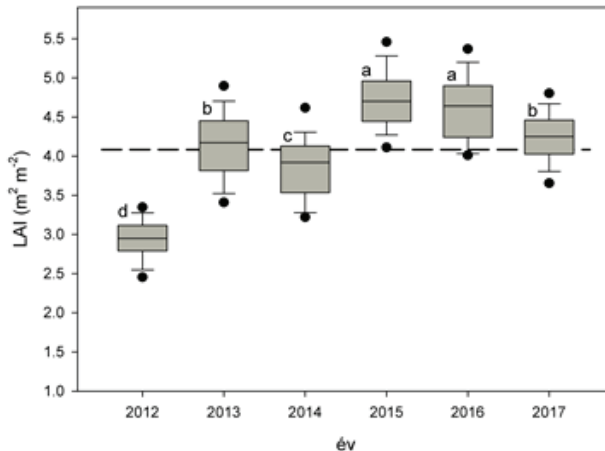
## Eredmények

A síkfőkúti erdőállomány 1 ha-os mintaterületén 2012-ben a lábon álló fák (DBH >10 cm) összes törzsszáma 490 db, körlapösszege pedig 28,52 m<sup>2</sup> volt (1. táblázat). Az összes élő fa száma (N) 2012-ben 464 egyed ha<sup>-1</sup>, körlapösszege pedig **1. táblázat.** A különböző egészségi állapotú fák törzsszáma (N, db ha<sup>-1</sup>) és körlapösszege (G, m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) a síkfőkúti erdőállomány monitorozására kijelölt 1 ha-os területén 2012-ben

	Törzsszám (N) db ha <sup>-1</sup>	Körlapösszeg (G) m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>
Egészséges fák	425	24,98
Csúcsszáraz fák	39	2,40
Álló holt fák	26	1,14

27,38 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> volt. Az élő fák 42%-a (195 egyed ha<sup>-1</sup>) *Q. petraea*, 22%-a (102 egyed ha<sup>-1</sup>) *Q. cerris*, 36%-a (167 egyed ha<sup>-1</sup>) pedig *A. campestre* volt. Az élő fák törzsszámahoz képest a körlapösszegben (G = 27,38 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) ugyanakkor nagyobb a *Q. cerris* (53%), és a *Q. petraea* (38%), míg jóval alacsonyabb az *A. campestre* részaránya (9%). Az élő fák 9%-a mutatta a csúcsszárazság jeleit (>20% lombkorona-veszteség), ezek kizárólag kocsánytalan tölgyek voltak. A legalacsonyabb az álló holt fák aránya volt, mindössze 5%.

Az abiotikus és biotikus tényezők eltérései miatt az egyes vizsgálati évek között a LAI erős ingadozást mutatott (1. ábra), ezért a LAI térbeli mintázatát a 2012-2017 közötti időszakban az egyes mérési pontokra számolt hatéves átlagér-

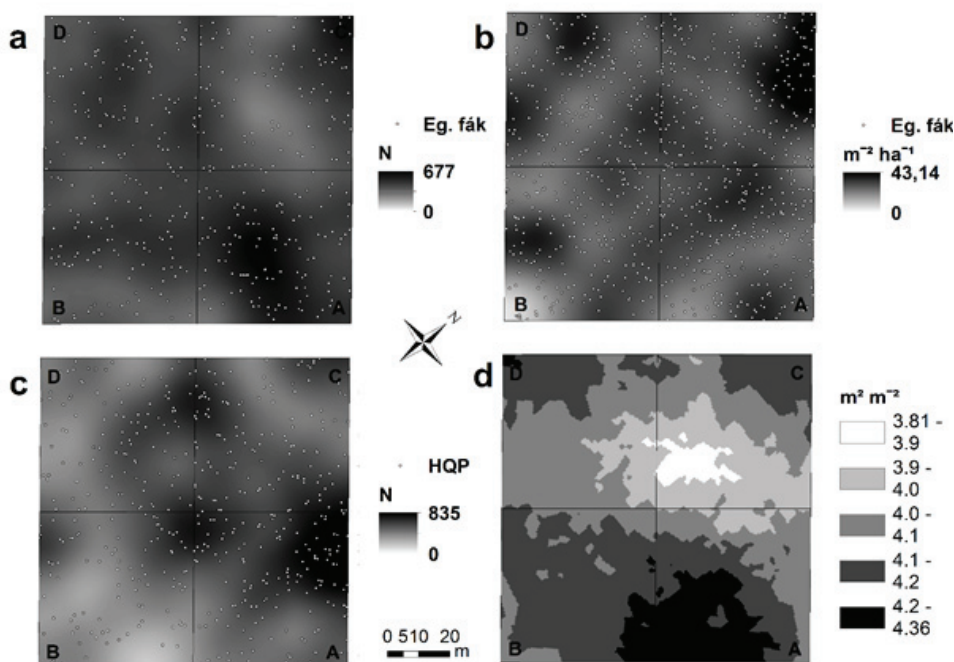


**1. ábra:** A levélfelület index (LAI m<sup>2</sup> m<sup>-2</sup>) változása 2012 és 2017 között (szürke színnel, n=81) és a hat év LAI méréseinek átlaga (szaggatott vonal) a síkfőkúti erdőállományban. A különböző kisbetűk a mediánok szignifikáns (p<0.05) különbségét jelzik, Kruskal-Wallis teszt, illetve post-hoc, Bonferroni-korrigált Mann-Whitney próba alapján (Past 3.15 statisztikai szoftver).



tekek alapján vizsgáltuk. A variabilitásra példa a 2012-es, kiugróan alacsony érték ( $2.93 \pm 0.26 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ ), amely az egymást követő két évben fellépő nyári aszályal és a vegetációs időszak első felében jelentkező hernyó-gradációval magyarázható. Megfigyeléseink szerint 2012-ben az utóbbi zavarás főleg a hamarabb fakadó mezei juhart és a kocsánytalan tölgyet érintette. Ilyen okok miatt egy-egy vegetációs periódusban végzett mérések helyett egy hosszabb időszak méréseinek az átlagai biztosabban használhatók fel a LAI térbeli mintázatának a vizsgálatában, és az időben stabilabb állománystruktúra jellemzőkkel való összevetésekben. A LAI hatéves középértéke a teljes hektárra  $4,08 \pm 0,23 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$  volt (1. ábra). A mintaterületen az egyes években a LAI minimum és maximum értékei mindig ugyanazokon a területrészeken jelentkeztek.

A fák vizsgált jellemzőinek térinformatikai módszerrel történt feldolgozásával készült pontsűrűségi térképek jól mutatják, hogy a faállomány struktúrájának a térbeli mintázata jelentős variabilitást mutat. Az élő fák területi eloszlása az A-parcellában, illetve a C-parcella északi sarkában és a D-parcella B-parcellához közeli részén mutatott magas  $N_1$ -t, míg a legalacsonyabb értékeket a C-parcella belső részein tapasztaltuk (2. a. ábra). A  $G_1$  homogénebb eloszlást mutatott; a



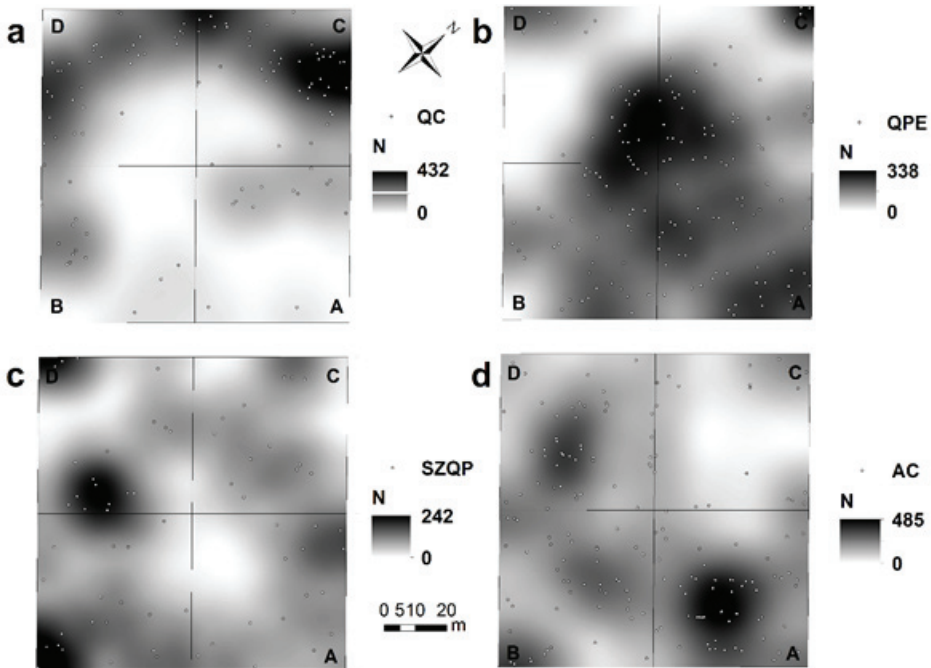
**2. ábra:** A teljes, élő faállományra vonatkoztatott lokális sűrűség ( $N_1$ , db  $\text{ha}^{-1}$ ) (a) és lokális köralapösszeg ( $G_1 = \text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ) (b) 2012-ben, az 1973–2012 között elpusztult és kidőlt *Q. petraea* fák  $N_1$  térbeli mintázata (c), a levélfelület index (LAI) 81 ponton mért értékei alapján interpolált felület (a sötétedő színek növekvő értékeket jelentenek) (d)

legmagasabb értékek a C-parcella északi sarkánál és a B-parcella DNy-i szélénél voltak megfigyelhetők (2. b. ábra).

Az 1973 óta elpusztult és kidőlt fáknak a Kernel sűrűség módszerrel készült pontsűrűségi térképén jól kirajzolódik, hogy a faelhalás foltokban következett be és a térbeli mintázatára nagy heterogenitás volt jellemző. A pusztulás a legnagyobb  $N_i$  értékekkel ( $N_i > 500$  db ha<sup>-1</sup>) és kiterjedéssel a vizsgálati terület közepén, illetve az A parcella C parcellához közeli részén és a C és D parcellák határán zajlott (2. c. ábra).

A hatéves adatsor alapján interpolált LAI felületen jól kivehető területi különbségek figyelhetők meg (2. d. ábra). A legmagasabb lokális LAI-értékek az A-parcellának a B-parcellához közeli részén jelentek meg, míg a legalacsonyabbak a C-parcella belső részén.

A két struktúrajellemző (N illetve G) alapján készült térképek az egyes fajok szintjén nagyon hasonló térbeli mintázatot mutattak, ezért a jelen munkában csak a törzsdenzitások elemzése során kapott eredményeket mutatjuk be (3. ábra). A mintaterületen a három fafaj lokális törzsdenzitásának a térbeli mintázata nagymértékben eltér. A csertölgy fájnak a térbeli eloszlása a vizsgálati hektárban nem



**3. ábra:** A fafajok lokális törzssűrűségének ( $N_i$  db ha<sup>-1</sup>) térbeli mintázata a vizsgálati területen: *Quercus cerris* egészséges fák (a), *Quercus petraea* egészséges fák (b), *Quercus petraea* csúcsszáraz és lábon álló holt fák (c) és *Acer campestre* fák (d)

egyenletes, magas  $N_1$  értékek főként a C és D parcellák külső oldalai mentén figyelhetők meg egy félköríves, közel összefüggő foltban (3. a. ábra). A mintaterület többi részén a csertölgy csak elszórtan van jelen és az előző állományrészekhez képest jóval kisebb  $N_1$  értékekkel. Ugyanakkor a faállomány csertölgy uralta területein a kocsánytalan tölgy egészséges fái (3. b. ábra) csak szórványosan vannak jelen, ezek a helyek a pontsűrűségi térképen alacsony  $N_1$  értékkel világos foltok formájában egyértelműen elkülöníthetők a fajnak a hektár többi részére jellemző magasabb denzitású foltjaitól. A kocsánytalan tölgy egészséges fái a hektár többi részén viszonylag egyenletes elterjedést mutatnak, legnagyobb  $N_1$  értékkel a hektár középső részén vannak jelen (3. b. ábra).

A csúcscsászár és a lábón álló holt fák a legmagasabb  $N_1$  értékekkel a B és D parcella határától a D-be benyúló nagyobb foltban vannak jelen (3. c. ábra). Ennek a csoportnak a lokális törzsdenzitása viszonylag magas egy az A parcellából a C parcellába átnyúló nagyobb foltban, és egy a B parcellában megjelenő kisebb sávban is. A csúcscsászár és holt fák hiányoznak vagy csak nagyon alacsony  $N_1$  értékkel vannak jelen a hektárnak a központi részén, az onnan az A parcellára kiterjedő nagyobb foltban és a faállománynak a csertölgy által dominált területein (C és D parcellában) (3. c. ábra). Az *A. campestre* esetében (3. d. ábra) a legmagasabb  $N_1$  értékek az A parcellában lévő viszonylag nagy foltban figyelhetők meg. Az *A. campestre* további magas lokális törzsdenzitású foltjai a B parcellából induló és a D parcellába áthúzódó sávban találhatóak. A mintaterületnek a két tölgyfaj által dominált részein az *A. campestre* a lombkoronaszintből hiányzik, amit a pontsűrűségi térképen a C parcellában egy nagy kiterjedésű fehér folt jelez.

Az interpolációs és pontsűrűségi térképek vizuális összehasonlítása alkalmaznak bizonyult arra, hogy faállomány és az egyes fajok struktúrajellemzőinek a térbeli mintázata között meglévő fontosabb eltéréseket megismerjük. A vizuális összevetésen túl a különböző vizsgált jellemzők térbeli mintázatának a heterogenitását a variációs koefficiens értékekkel (CV%) is jellemeztük. Az értékelés során a 81 db mérési ponton mért LAI adatokat (6 év középértéke) és a pontsűrűségi térképek alapján az ugyanezekre a helyekre számolt  $N_1$  és  $G_1$  értékeket használtuk fel. Az 1 ha-os területen a LAI variációs koefficiense volt a legalacsonyabb (CV=5,56%), a lokális törzsdenzitása pedig a legmagasabb (13,71%). A lokális körlopösszeg variációs koefficiense 11,53% volt. A három fő állományalkotó faj mintázatát külön-külön vizsgálva jelentősen magasabb variációs koefficienseket kaptunk. Az  $N_1$  térbeli heterogenitása a következő sorrendben csökken: *Q. cerris* (94,08%) > *A. campestre* (55,72%) > *Q. petraea* (37,43%). A  $G_1$  esetében a fajok sorrendje ugyanaz, de míg a *Q. cerris* esetében némileg egyenletesebb volt az eloszlás (CV = 85,9%), addig az *A. campestre* (66,18%) és a *Q. petraea* (42,19%) esetében nagyobb heterogenitást tapasztaltunk.

## Értékelés

A faállomány struktúrája az erdei biodiverzitás legfontosabb befolyásoló tényezője, változása valamennyi élőlénycsoportra kihat (Tinya & Ódor 2016). A faállományt leggyakrabban a hektáronkénti törzsdensitással ( $N$ , egyed  $\text{ha}^{-1}$ ) és a hektáronkénti körlapösszeggel jellemzik ( $G$ ,  $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ), amelyek megfelelő alapul szolgálnak a különböző erdőtípusok összehasonlító vizsgálatához és az erdőket ért zavarások hatásainak a felméréséhez. A zavarást követően lezajló erdődinamikai folyamatok során változások következnek be a faállomány struktúrájának a térbeli mintázatában, amelyek feltárásában egyre nagyobb szerepet kapnak a különböző térinformatikai eljárások.

A síkfőkúti LTER kutatóterület cseres-tölgyes állományában az 1970-es évek végétől kezdődő időszakban a domináns fák jelentős része elpusztult, drasztikusan átalakítva az állomány szerkezetét, és a korábban záródott lombkorona ritkulását, lékesedését idézve elő (Kotroczó *et al.* 2007). A tölgypusztulási hullám lecsengését követően megindult lombkorona-záródás során a tölgyfajok nem voltak képesek felújulni, a nyiladékokat a cserjeszintet domináló fajok kolonizálták (Misik *et al.* 2013, Misik *et al.* 2014). Eredményeink alapján az állomány funkcionális regenerációja a tölgypusztulást követően ennek ellenére sikeresnek tekinthető. Bár az állomány eredetileg kizárólag tölgyeket magába foglaló 816 egyed  $\text{ha}^{-1}$  törzsszáma (Jakucs *et al.* 1986) 2012-re a mezei juharral együtt is 464 egyed  $\text{ha}^{-1}$ -ra csökkent, az élő fák 2012-ben mért  $\sim 27.5 \text{ m}^2 \text{ha}^{-1}$  körlapösszege csak kismértékben marad el az 1973-as  $28.8 \text{ m}^2 \text{ha}^{-1}$  adathoz (Jakucs 1986) viszonyítva. A variációs koefficiensek alapján a LAI általunk mért térbeli heterogenitása a lokálisan számolt törzsszámhoz és körlapösszeghez viszonyítva is alacsonynak bizonyult; az egyes pontokra számolt hatéves átlagok 3,63, illetve  $4,88 \text{ m}^2 \text{m}^{-2}$  között szóródtak, mely tartomány összhangban van a szakirodalomban fellelhető, elegendő tölgyállományokra közölt adatokkal (Bequet *et al.* 2011, Eriksson *et al.* 2005).

A lombkorona nyiladékok kolonizálásában a legsikeresebbnek a mezei juhar bizonyult, melynek sok egyede a lékekben felnőve fatermetűvé vált, második lombkoronaszintet alakítva ki napjainkra az állományban (Kotroczó *et al.* 2007). A felső lombkoronaszintet uraló tölgyek - elsősorban a kocsánytalan tölgy - mortalitási rátája napjainkra lecsökkent, a természetes mortalitás, illetve egyes kocsánytalan tölgy egyedek csúcscsáradással járó lombkorona-vesztesége azonban jelenleg is alakítja az állomány szerkezetét. A LAI és az egyes fajok, illetve a különböző egészségi állapotú kocsánytalan tölgyek térbeli mintázatának össze-

hasonlítása alapján napjainkban azokat az állományrészeket jellemzi alacsonyabb levélfelület index, ahol:

- a kocsánytalan tölgy pusztulása ellenére viszonylag alacsony a mezei juhar egyedsűrűsége ( $N_1 < 200 \text{ db ha}^{-1}$ );
- a csertölgynek alacsony a lokális törzsszáma ( $N_1 < 150 \text{ db ha}^{-1}$ ); illetve
- a közelmúltban történt vagy jelenleg is zajlik fapusztulás (magas a holt és csúcs-száraz kocsánytalan tölgyek sűrűsége).

Az eredményeink azt jelzik, hogy a LAI értéke magasabb az állományban ott, ahol:

- a kocsánytalan tölgy kisebb mértékben pusztult és/vagy magas a csertölgy törzsszáma; illetve
- ahol a viszonylag magas kocsánytalan tölgy törzsszám mellett megerősödött a mezei juhar is.

A legmagasabb LAI értékek a mintaterület azon részein voltak mérhetőek, ahol a mezei juhar a fapusztulást követően a tölgyek mellé gyorsan és sikeresen nőtt fel a lombkoronaszintbe. A mezei juharnak a mért LAI-ra gyakorolt erősen pozitív hatása annak köszönhető, hogy a faj viszonylag alacsony termetű egyedei nagyobb specifikus levélfelületű („árnyék”-jellegű) levelekkel (Eriksson *et al.* 2005), illetve sűrűbb lombkoronával (magasabb egyed-szintű LAI-val) jellemezhetőek (Bréda 2003).

Az eredményeink alapján az alkalmazott térinformatikai eljárások lehetőséget adnak az állománystruktúra és az azt kialakító/módosító tényezők közötti kapcsolatok vizsgálatára. A módszerek korlátai miatt azonban ezen a téren jelenleg az elegyes erdőállományokra vonatkozóan sokkal kevesebb információ áll rendelkezésre, mint az elegyetlen erdőállományok esetében. Ezért a jövőbeni erdő-ökológiai kutatásokban fontos szerepet kap a különböző strukturális sajátosságok együttes térbeli elemzésére alkalmas új módszerek fejlesztése.

Az állománysűrűséget jellemző mutatók (N, G) térbeli interpolációja során alapvető jelentősége van az egyes pontok hatótávolságát kifejező keresési sugár optimalizálásának: a túl nagy sugár eltünteti a területi különbségeket, a túl kicsi sugár pedig izolált pontokat eredményez (Yang *et al.* 2006). A jelen tanulmányban vizsgált terület esetében 20 m-es sugár bizonyult optimálisnak, ennek az értéknek a megválasztása előzetes vizsgálatokat igényel és állományonként, vizsgálati objektumok szerint jelentősen különbözhet.

Elegyes erdőállományokban a kizárólag LAI-ra fókuszáló, és annak mérésére csupán indirekt módszert alkalmazó vizsgálatok során a fajok hatásának számszerűsítése nem egyszerű feladat. Az egymással átfedő koronájú, különböző fajhoz tartozó fák hatása a LAI-ban együtt jelentkezik. Ráadásul a mérőműszer érzékelési tartománya miatt az egymáshoz közeli pontokon végzett mérések is részben átfednek egymással, így a kapott térbeli mintázat kevésbé lesz tagolt. A mérési

pontok sűrűségét ezért a keresési sugár megválasztásához hasonlóan nagy körültekintéssel kell kijelölni (Nackaerts *et al.* 2000). Kellően sűrű és egyenletes eloszlású mérési ponthálózat esetén, mint a vizsgálatainkban alkalmazott módszernél, térinformatikai eljárással részletes LAI felület interpolálható, ami ismételt mérésekkel összetettebb tér- és időbeli vizsgálatokra is lehetőséget nyújthat (Wirth *et al.* 2001).

A síkfőkúti kutatási területen végzett vizsgálataink megerősítik a korábban publikált eredményeket, miszerint a tölgypusztulás hatásai az erdő faállományában hosszú távon is megfigyelhetőek.

Köszönetnyilvánítás: Ezúton köszönjük az MTA ÖK Ökológiai és Botanikai Intézetének, hogy a vizsgálatokhoz rendelkezésünkre bocsátották a LAI-2000 mérőműszert. Hálásan köszönjük a kézirat előző verzióját véleményező Bírálóknak a javasolataikat. A kutatásokat a LIFE08 ENV/IT/000399, az NKFIH K101552 és az NKFIH SNN\_125652 projektek támogatták.

## Irodalomjegyzék

- Alessa, L., Kliskey, A. & Brown, G. (2008): Social–ecological hotspots mapping: A spatial approach for identifying coupled social–ecological space. – *Landsc. Urban. Plan.* **85**: 27–39. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.09.007>
- Berki, I. & Rasztoivits, E. (2004): Zonális fafajaink, különösen a kocsánytalan tölgy szárazságtolerancia határérték sávjának kutatása: Módszer, előzetes eredmények. – In: Mátyás, Cs. & Víg, P. (szerk.): *IV. Erdő és klíma*. pp. 209–219.
- Bequet, R., Campioli, M., Kint, V., Vansteenkiste, D., Muys, B. & Ceulemans, R. (2011): Leaf area index development in temperate oak and beech forests is driven by stand characteristics and weather conditions. – *Trees* **25**: 935–946. doi: <https://doi.org/10.1007/s00468-011-0568-4>
- Bréda, N. J. J. (2003): Ground-based measurements of leaf area index: a review of methods, instruments and current controversies. – *J. Exp. Bot.*, **54**: 2403–2417. doi: <https://doi.org/10.1093/jxb/erg263>
- Cutini, A., Matteucci, G. & Mugnozza, S. M. (1998): Estimation of leaf area index with the Li-Cor LAI 2000 in deciduous forests. – *For. Ecol. Manage.* **105**: 55–65. doi: [https://doi.org/10.1016/s0378-1127\(97\)00269-7](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(97)00269-7)
- Eriksson, H., Eklundh, L., Hall, K. & Lindroth, A. (2005): Estimating LAI in deciduous forest stands. – *Agr. For. Met.* **129**: 27–37. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2004.12.003>
- Führer, E. (1998): Oak decline in central Europe: a synopsis of hypotheses. – In: McManus, M. L., Liebhold, A. M. (szerk.): *Population Dynamics, Impacts, an Integrated Management of Forest Defoliating Insects*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Gen. Tech. Rep. NE-247, pp. 7–24.
- Jakucs, P. (1985): Higher Plants. In: Jakucs, P. (szerk.): *Ecology of an oak forest in Hungary - Results of "Sikfőkút Project" I*. Akadémiai Kiadó, Budapest, Hungary, pp. 108–127.
- Jakucs, P., Mészáros, I., Papp, B. L. & Tóth, J. A. (1986): Acidification of soil and decay of sessile oak in the "Sikfőkút Project" area (N-Hungary). – *Acta Bot. Hung.* **32**: 303–322.

- Király, I. & Ódor, P. (2010): The effect of stand structure and tree species composition on epiphytic bryophytes in mixed deciduous– coniferous forests of Western Hungary. – *Biol. Conserv.* **143**: 2063–2069. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.014>
- Kotroczó, Zs., Krakomperger, Zs., Koncz, G., Papp, M., Bowden, R. D. & Tóth, J. A. (2007): A síkfőkúti cseres-tölgyes fafaj-összetételének és struktúrájának hosszú távú változása. – *Természetvédelmi Közlem.* **13**: 93–100.
- Li, J. & Heap, A. D. (2014): Spatial interpolation methods applied in the environmental sciences: A review. – *Environ. Model. Softw.* **53**: 173–189. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.12.008>
- Mátyás, Cs. & Czímber, K. (2004): A zonális erdőhatár klímaérzékenysége Magyarországon – előzetes eredmények. – In: Mátyás, Cs. & Víg, P. (szerk.): *IV. Erdő és klíma*, pp. 35–44.
- Mészáros, I., Veres, Sz., Kanalas, P., Oláh, V., Szöllősi, E., Sárvári, É., Lévai, L. & Lakatos, Gy. (2007): Leaf growth and photosynthetic performance of two co-existing oak species in contrasting growing seasons. – *Acta Silv. Lign. Hung.* **3**: 7–20.
- Misik, T., Kárász, I. & Tóthmérész, B. 2014. Understorey development in an oak forest in Northern-Hungary: the subcanopy layer. – *Acta Silv. Lign. Hung.* **10**: 9–21. doi: <https://doi.org/10.2478/aslh-2014-0001>
- Misik, T., Varga, K., Veres, Zs., Kárász, I. & Tóthmérész, B. 2013. Long-term response of understorey cover, basal area and diversity to stand density in a mixed oak forest on the Síkfőkút plot in Hungary. – *J. For. Sci.* **59**: 319–327. doi: <https://doi.org/10.17221/15/2013-jfs>
- Móricz, N., Rasztoivits, E., Gálos, B., Berki, I., Eredics, A. & Loibl, W. (2013): Modelling the Potential Distribution of Three Climate Zonal Tree Species for Present and Future Climate in Hungary. – *Acta Silv. Lign. Hung.* **9**: 85–96. doi: <https://doi.org/10.2478/aslh-2013-0007>
- Nackaerts, K., Coppin, P., Muys, B. & Hermy, M. (2000): Sampling methodology for LAI measurements with LAI-2000 in small forest stands. – *Agr. For. Met.* **101**: 247–250. doi: [https://doi.org/10.1016/s0168-1923\(00\)00090-3](https://doi.org/10.1016/s0168-1923(00)00090-3)
- Tinya, F. & Ódor, P. (2016): Congruence of the spatial pattern of light and understorey vegetation in an old-growth, temperate mixed forest. – *For. Ecol. Manage.* **381**: 84–92. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.09.027>
- Tóth, J. A. (2013): 40 éve az erdőökológiai kutatás szolgálatában: a Síkfőkút Project. – *Erdészettudományi Közlemények* **3**: 7–19.
- Trumbore, S., Brando, P. & Hartmann, H. (2015): Forest health and global change. – *Science* **349**: 814–818. doi: <https://doi.org/10.1126/science.aac6759>
- Wirth, R., Weber, B. & Ryel, R. J. (2001): Spatial and temporal variability of canopy structure in a tropical moist forest. – *Acta Oecologica* **22**: 235–244. doi: [https://doi.org/10.1016/s1146-609x\(01\)01123-7](https://doi.org/10.1016/s1146-609x(01)01123-7)
- Yang, D. H., Goerge, R. & Mullner, R. (2006): Comparing GIS-Based Methods of Measuring Spatial Accessibility to Health Services. – *J. Med. Sys.* **30**: 23–32. doi: <https://doi.org/10.1007/s10916-006-7400-5>  
<http://pro.arcgis.com>  
<http://www.icp-forests.org/Manual.htm>

# Assessment of the small-scale spatial patterns in stand structure and leaf area index of the sessile oak-Turkey oak stand of Síkfőkút LTER site

Balázs Adorján, Viktor Oláh, Péter Kanalas, Balázs Nyitrai  
and Ilona Mészáros\*

*University of Debrecen Faculty of Science and Technology Department of Botany  
H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary  
e-mail\*: [immeszaros@unideb.hu](mailto:immeszaros@unideb.hu)*

In the present work we investigated structural changes in the Turkey oak-sessile oak forest stand of Síkfőkút LTER site (NE Hungary) which was previously affected by high tree mortality. From the 1970'ies a significant proportion of the formerly dominating sessile oak (*Quercus petraea*) trees died leading to the emergence of previously suppressed species in the forming canopy gaps. The formed second canopy layer is primarily composed of field maple (*Acer campestre*) thus, besides the two oak species, we included this species to stand structure analyses. We assessed spatial patterns in tree density, basal area and leaf area index by means of geoinformatics. Comparing LAI and tree density maps of species we concluded that the field maple has positive effect on LAI while the presence of dying or dead oaks decreases its value. Our results also suggested that despite the large spatial heterogeneity in density and basal area of the tree layer and different species, the LAI showed small variations and more homogenous spatial pattern.

**Keywords:** LAI, climate change, forest change, field maple, sessile oak, Turkey oak



## Szarvasmarhák legelőhasználata és legeléspreferenciája

Balogh Nóra<sup>1</sup>, Tóthmérész Béla<sup>1</sup>, Valkó Orsolya<sup>1</sup>,  
Deák Balázs<sup>2</sup>, Migléc Tamás<sup>1</sup>, Tóth Katalin<sup>2</sup>, Molnár Zsolt<sup>3</sup>,  
Vadász Csaba<sup>4</sup>, Tóth Edina<sup>5</sup>, Kiss Réka<sup>1</sup>, Sonkoly Judit<sup>5</sup>, Török  
Péter<sup>5</sup>, Antal Károly<sup>6</sup>, Tüdösné Budai Júlia<sup>6</sup> és Kelemen András<sup>1,7\*</sup>

<sup>1</sup>Debreceni Egyetem TTK Ökológiai Tanszék 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

<sup>2</sup>MTA-DE Biodiverzitás Kutatócsoport 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

<sup>3</sup>MTA Ökológiai Kutatóközpont 2163 Vácrátót, Alkotmány út 2-4.

<sup>4</sup>Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság 6000 Kecskemét, Liszt Ferenc utca 19.

<sup>5</sup>MTA-DE Lendület Funkcionális és Restaurációs Ökológiai Kutatócsoport  
4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

<sup>6</sup>Debreceni Egyetem, Agrár Kutatóintézetek és Tangazdaság (AKIT) Karcagi  
Kutatóintézet 5300 Karcag, Kisújszállási út 166.

<sup>7</sup>MTA Posztdoktori Kutatói Program, MTA TKI 1051 Budapest, Nádor utca 7.

e-mail\*: [kelemen.andras12@gmail.com](mailto:kelemen.andras12@gmail.com)

**Összefoglaló:** A legelők megfelelő minőségének hosszútávú fenntartása szempontjából fontos ismernünk az elfogyasztott fitomassza mennyiségét és az állatok legeléspreferenciáját. Kutatásunkban turjánvidéki rétsztyepeken vizsgáltuk a fitomassza frakciók fogyását és azt, hogy milyen tulajdonságokkal rendelkező növényeket kedvelnek a marhák. A vizsgált gyepek két területre (legelési egységre) volt osztva, az egyik terület a vizsgálat évében a mintavétel időpontjáig (június közepe) még nem volt legeltetve (kontroll), a másikat a vizsgálatot megelőzően három hónapig legeltették. Mindkét területen 70 db, 20×20 cm-es fitomassza mintát vettünk, melyeket fajonként szétválogattunk, különválogattuk az avarat és a mohát is. A legeléspreferencia jelleg alapú elemzése során a 29 leggyakoribb fajt vizsgáltuk. A marhák a mohát és az avarat csak kis mértékben fogyasztották, ezzel szemben az élő fitomassza 65%-át elfogyasztották, a kétszikűeket és az egyszikűeket hasonló arányban. Két levéltulajdonság mutatott szignifikáns összefüggést a legeléspreferenciával: a nagyobb fajlagos levélterületű és a magasabb nitrogéntartalmú fajokat kedvelték leginkább. Eredményeink alapján látható, hogy a legeltetéssel való területkezelés hosszú távú tervezését segíti a növényzet biomasszájának mérése, illetve a növények tápértékének becslése, amelynek jó indikátora néhány egyszerűen mérhető növényi tulajdonság, mint amilyen a fajlagos levélterület.

**Kulcsszavak:** avar, fitomassza, funkcionális jellegek, rétsztyepp, szelektív legelés, tápérték, területkezelés

## Bevezetés

A gyepi biodiverzitás fenntartása és a gyeppek állapotának javítása érdekében elengedhetetlen olyan hasznosítást végezni rajtuk, amely létrejöttük és korábbi tipikus állapotuk kialakulásához hozzájárult, ez lehet legelés, kaszálás vagy akár égetés (Kelemen *et al.* 2014, Török *et al.* 2014, Valkó *et al.* 2016a, Valkó *et al.* 2017). A legelők megfelelő kezelésének fenntartása természetvédelmi és gazdasági szempontból is sokkal hatékonyabb, mint a leromlott területek rekonstrukciója (Török *et al.* 2012 a,b, Valkó *et al.* 2016b), emellett a legeltetés a helyreállított területeken is hasznos kezelés (Deák *et al.* 2015, Valkó *et al.* 2017). A legeltetés jelentős szerepet tölt be a fitomassza szezonális eltávolításában, az avar-felhalmozódás és a cserjésedés mérséklésében, megelőzésében (Deák *et al.* 2011, Házi *et al.* 2012). A legeltetés a zárt gyepekben időről időre megnyit olyan szabad foltokat, amelyekben új növényegyedek telepedhetnek meg, emellett a legelő állatok endo- és ektozoochóriával sok faj propagulumait szállíthatják a legelőkön (Kelemen *et al.* 2015, Mouissie *et al.* 2005). A legelők megfelelő minőségének hosszútávú fenntartása szempontjából fontos ismernünk az elfogyasztott fitomassza mennyiségét és az állatok legeléspreferenciáját, azaz azt, hogy mely fajokat részesítik előnyben. Az állatok szelektív legelése megváltoztathatja a gyeppek fajösszetételét és a vegetáció jellegeloszlását, bizonyos tulajdonságokkal rendelkező fajok feldúsulhatnak a vegetációban, míg mások visszaszorulhatnak (Tóth *et al.* 2016, Török *et al.* 2016).

Kutatásunkban szarvasmarhával legeltetett, fajgazdag rétsztyepeken vizsgáltuk az egyes fitomassza frakciók fogyását legelés hatására és az állatok legeléspreferenciáját. A következő fő kérdésekre kerestük a választ: (i) A fő fitomassza frakciók (moha, avar, kétszikű, egyszikű) mekkora részét legelik le a marhák? (ii) Milyen tulajdonságok különböztetik meg a preferált és a nem preferált edényes növényfajokat?

## Módszerek

### *Vizsgálati terület és mintavétel*

A vizsgálati terület a Kiskunsági Nemzeti Parkban található, Kunpeszér mellett (47° 7'48"É, 19°15'18"K). A vizsgált fajgazdag rétsztyepp domináns faja a *Molinia caerulea*, több orchidea faj, illetve sok további védett faj élőhelye (Kelemen *et al.* 2017, Molnár *et al.* 2008, Vadász *et al.* 2016). A területet április és november között, közepes intenzitással (0,3–0,5 állategység/ha) legeltetik. A vizsgált gyep két, egymással szomszédos területre (legelési egységre) volt osztva. Az

egyik (kontroll terület) a vizsgálat évében (2014), a mintavétel időpontjáig (június közepe) még nem volt legeltetve, míg a másikat az adott évben április óta legeltették (legelt terület). Mindkét területen (a kontroll és a legelt legelőegységben) 70 db, 20×20 cm-es fitomassza mintát vettünk, amelyeket szárítás után fajtánként szétválogattunk és különválogattuk az avart és a mohát is, a különválogatott egységek száraztömegét lemértük és megszámláltuk a fajok virágzó vagy termést érlelő hajtásainak számát.

### *Adatelemzés*

A fő fitomassza frakciók és az egyes fajok fitomasszájának tömegeit ( $\text{g}/\text{m}^2$ ), illetve az egyszikűek és a kétszikűek virágzó hajtás- és fajszámát a normalitás (Shapiro-Wilk próba) és varianciaegyezőség (F-teszt) függvényében t-teszt, Welch t-teszt, vagy Mann-Whitney U teszt segítségével vetettük össze a kontroll és a legelt terület között. A jelleg alapú elemzésbe azokat a fajokat vontuk be, amelyek a legelt és a nem legelt területen vett mintáinknak is minimum 10%-ában jelen voltak. 29 ilyen faj volt, amelyek az összes élő biomasszájának a 92,5%-át alkották. A fajok preferáltságát három kategóriára osztottuk fogyasztásuk (a kontroll és a legelt területen detektált átlagos mennyiség közti különbség) alapján: 1. nem kedvelt – nincs szignifikáns különbség az adott faj kontroll és legelt területen detektált fitomasszája között; 2. közepesen kedvelt – fitomasszája szignifikánsan kisebb a legelt területen, de a fogyasztás nem nagyobb, mint az élő fitomassza átlagos fogyasztása; 3. nagyon kedvelt – fitomasszája szignifikánsan kisebb a legelt területen és a fogyasztás nagyobb, mint az élő fitomassza átlagos fogyasztása (1. táblázat). A fajok 3-3 egyedén mértük a következő tulajdonságokat: levél szárazanyag-tartalom (%), levél száraz tömeg (mg), levél terület ( $\text{mm}^2$ ), fajlagos levélterület (SLA;  $\text{mm}^2/\text{mg}$ ). Mértük továbbá a fajok hajtásainak nitrogén- és foszfortartalmát ( $\text{m}/\text{m}\%$ ) (1. táblázat). Emellett meghatároztuk az adott faj hajtásainak szőrözöttségét és a fajok átlagos magasságát, Király (2009) alapján. Annak vizsgálatára, hogy a különböző preferáltság kategóriákba tartozó fajok eltérnek-e egymástól az adott jellegeik alapján ANOVA-t és Fisher LSD post-hoc tesztet használtunk.

## Eredmények

A fő fitomassza frakciók közül az avar és a moha fogyasztása nem volt szignifikáns. Az edényes növények élő biomasszája szignifikánsan kevesebb volt a legelt területen a kontrollhoz viszonyítva, ez mind a kétszikűek, mind az egyszikűek esetében igaz volt (2. táblázat). A fajléptékű elemzésbe vont 29 faj biomasszájának fogyasztását az 1. táblázatban adjuk meg.

**1. táblázat:** A 29 leggyakoribb faj biomasszájának fogyása és funkcionális jellegeik. Magyarázat: M– Mann-Whitney-próba; W– Welch t-teszt; n.s – nem szignifikáns; \* –  $p < 0,05$ ; \*\* –  $p < 0,01$ ; \*\*\* –  $p < 0,001$ ; Pref. – preferáltsági kategória (1 – nem kedvelt; 2 – közepesen kedvelt; 3 – nagyon kedvelt); LDMC – levél szárazanyag-tartalom; LA – levélterület; SLA – fajlagos levélterület; N – hajtás nitrogéntartalma.

Faj	Fogyás (%)	Teszt	Pref.	LDMC (%)	LA (mm <sup>2</sup> )	SLA (mm <sup>2</sup> /mg)	N (m/m%)
<i>Achillea asplenifolia</i>	-	M; n.s.	1	26,78	396,02	13,43	1,32
<i>Agropyron repens</i>	76,98	W; **	3	48,00	1226,59	13,57	1,36
<i>Agrostis stolonifera</i>	34,23	M; *	2	43,49	110,28	8,61	1,38
<i>Carex flacca</i>	64,83	M; *	2	41,81	1159,97	13,06	1,27
<i>Carex panicea</i>	63,25	W; **	2	41,34	869,22	13,47	1,34
<i>Carex tomentosa</i>	64,14	W; *	2	62,70	168,30	15,82	1,32
<i>Centaurea jacea</i>	79,47	M; ***	3	23,89	887,66	11,49	1,65
<i>Chrysopogon gryllus</i>	9,79	M; *	2	36,79	1809,36	12,24	1,47
<i>Dactylis glomerata</i>	63,85	W; **	2	38,04	2520,39	12,15	0,94
<i>Daucus carota</i>	95,41	M; ***	3	30,30	3661,16	13,09	N.A.
<i>Deschampsia caespitosa</i>	-	M; n.s.	1	36,71	2262,72	8,64	1,08
<i>Festuca pratensis</i>	13,51	M; **	2	31,25	1177,04	15,76	1,42
<i>Festuca pseudovina</i>	-	M; n.s.	1	40,94	41,23	15,96	1,08
<i>Galium verum</i>	91,05	M; ***	3	75,28	16,86	4,95	1,70
<i>Holoschoenus romanus</i>	-	W; n.s.	1	44,99	402,62	4,94	1,23
<i>Inula bitannica</i>	10,29	M; **	2	23,35	581,45	17,01	N.A.
<i>Juncus subnodulosus</i>	-	M; n.s.	1	30,10	150,15	6,30	N.A.
<i>Koeleria cristata</i>	-	M; n.s.	1	46,45	236,35	5,17	1,50
<i>Leontodon hispidus</i>	87,21	M; **	3	12,99	1611,75	18,27	1,91
<i>Lotus corniculatus</i>	81,8	M; *	3	21,81	120,98	20,50	2,07
<i>Molinia caerulea</i>	92,57	M; ***	3	48,56	1110,73	9,72	1,57
<i>Picris hieracioides</i>	77,41	W; *	3	24,20	1197,51	13,88	N.A.
<i>Plantago lanceolata</i>	-	M; n.s.	1	27,96	1285,40	10,70	1,78
<i>Plantago media</i>	-	M; n.s.	1	20,44	2577,03	10,10	1,38
<i>Poa angustifolia</i>	-	M; n.s.	1	47,81	200,13	7,36	1,31
<i>Potentilla recta</i>	-	M; n.s.	1	41,40	1660,92	10,61	N.A.
<i>Schoenus nigricans</i>	-	M; n.s.	1	38,43	391,20	8,49	N.A.
<i>Serratula tinctoria</i>	56,07	M; ***	2	27,60	4235,15	9,78	1,62
<i>Tetragonolobus maritimus</i>	81,85	M; *	3	22,87	1016,82	18,29	2,07

**2. táblázat:** A fő fitomassza frakciók tömegei és fogyása. Magyarázat: M – Mann-Whitney-próba; W – Welch t-teszt; n.s – nem szignifikáns; \*\*\* –  $p < 0,001$ .

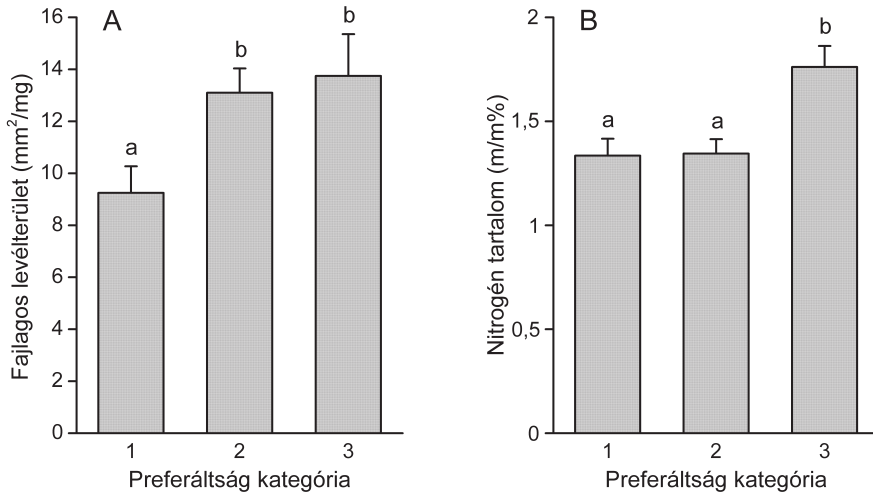
	Kontroll	Legelt	Fogyás	Teszt
Fitomassza (g/m <sup>2</sup> )				
Avar	174,8	147,4	-	M; n.s
Moha	2,55	2,54	-	M; n.s
Élő edényes növény	272,7	94,9	65,20%	M; ***
Kétszikű	58,8	21,1	64,20%	M; ***
Egyszikű	213,8	73,8	65,50%	W; ***
Virágzó hajtásszám (db/m <sup>2</sup> )				
Összes	235,7	34,3	85,50%	M; ***
Kétszikű	30,4	4,6	84,70%	M; ***
Egyszikű	205,4	29,6	85,60%	M; ***
Virágzó fajszám (faj/0,04m <sup>2</sup> )				
Összes	2,9	0,9	-	M; ***
Kétszikű	0,5	0,2	-	M; ***
Egyszikű	2,4	0,7	-	M; ***

A virágzó hajtásszám szignifikánsan alacsonyabb volt a legelt területen a kontrollhoz viszonyítva, ez igaz volt mind a kétszikűek, mind az egyszikűek esetében (2. táblázat). A virágzó fajszám is szignifikánsan alacsonyabb volt a legelt területen a kontrollhoz viszonyítva, szintén mind a kétszikűek, mind az egyszikűek esetében (2. táblázat). 9 egyszikű és 11 kétszikű faj volt, amely csak a legelt területen virágzott.

A különböző preferáltság kategóriákba tartozó fajok csupán két jellegük alapján tértek el szignifikánsan, a fajlagos levélterület (SLA) és a nitrogéntartalom alapján (SLA: ANOVA;  $F=7,47$ ;  $p < 0,05$ ; nitrogéntartalom: ANOVA;  $F=10,67$ ;  $p < 0,001$ ). A preferált fajok csoportjában mindkét tulajdonság értékei magasabbak voltak (1. ábra).

## Értékelés

A legtöbb vizsgálat a miénktől eltérően nem a legelés hatására bekövetkező közvetlen fitomassza változásokat vizsgálta, hanem a legelés hosszú távú hatását a biomasszára (Altesor *et al.* 2005, Bork *et al.* 2012). Az avar esetében hozzánk hasonlóan kimutatták, hogy közvetlenül csak kevésbé fogyasztják a marhák (Carilla *et al.* 2011), a legelőkön detektált alacsonyabb avarmennyiség leginkább az élő



**1. ábra:** Fajlagos levélterület – A és hajtás nitrogéntartalom – B (átlag+standard hiba) a különböző preferáltsági kategóriába tartozó fajcsoportoknál. Az oszlopok fölötti különböző betűk a kategóriák közötti szignifikáns eltéréseket jelölik (Fisher LSD teszt;  $p < 0,05$ ). Magyarázat: 1 – nem kedvelt fajok; 2 – közepesen kedvelt fajok; 3 – nagyon kedvelt fajok.

fitomassza elfogyasztásának későbbi hatásából adódik (Kelemen *et al.* 2013). A marhalegelés mohákra gyakorolt hatását főleg mohák által dominált magashegyeségi vegetációban vizsgálták, ahol kimutatták, hogy a tavaszi legeltetés 50%-kal csökkenti a mohapárnák borítását (Memmot *et al.* 1998). Vizsgálatunk alapján látható, hogy ott, ahol a mohákon kívül edényes vegetáció is bőségesen rendelkezésre áll a szarvasmarháknak, amely takarja is a mohákat, ott a mohák fogyasztása elenyésző. A legelés általában megnöveli a vegetáció primer produktóját, Altesor *et al.* (2005) tanulmánya szerint ez a növekedés több, mint 50% is lehet. Ennek ellenére, mivel a primer produktum egy része elfogyasztásra kerül, a legeltetés felhagyása után a vegetáció biomasszája általában növekszik (Hill *et al.* 1992). Az edényes növények élő biomasszájának legelés hatására történő közvetlen fogyásával kapcsolatban egyes cikkek a miénkhez hasonló eredményre jutottak (Kauffman *et al.* (2004) – 63,1%-os csökkenés; Amiaud *et al.* (2008) – 67,9%-os csökkenés; Hofstede *et al.* (1995) – 63%-os csökkenés). A szakirodalomban találunk példát az általunk detektálttól eltérő fitomassza fogyasztásra is, Carilla *et al.* (2011) tanulmányában a jelen vizsgálatához hasonló legelési intenzitás mellett 4-10%-os élő fitomassza fogyasztásról számol be, míg Isbell & Wilsey (2011) magas legelési nyomásnál 80%-os élő fitomassza fogyást detektált.

A legelés közvetlen hatása természetesen negatív a virágzó hajtás- és fajszámba is, de itt is különbséget kell tenni a rövid távú és a hosszú távú hatás között. Anderson & Frank (2003) arról számolt be, hogy rendszeresen legelt területeken, amelyeket az adott évben még nem legeltettek, kétszer akkora a virágzó hajtásszám, mint a felhagyott területeken. A fentiek alapján hangsúlyozzuk, hogy ahhoz, hogy a legtöbb faj reprodukív szaporodása hosszú távon megvalósuljon, kedvezőtlen az, ha egy területet minden évben ugyan abban a periódusban legeltetnek, ehelyett javasolható a térben és időben mozaikos legeltetés (Vadász *et al.* 2016).

Eredményeink korábbi publikációkkal összhangban azt mutatják, hogy a szarvasmarhák leginkább a magas tápértékkel rendelkező növényeket részesítik előnyben (Coppock *et al.* 1986, Diaz *et al.* 2001, Illius *et al.* 1992). Minél nagyobb egy faj nitrogéntartalma, annál magasabb a tápértéke (Mattson 1980). A nagy fajlagos levélterülettel (SLA) rendelkező fajok leveleiben általában magas a táplálékkészítő alapszövet aránya, ezért pozitív összefüggés van az SLA és a nitrogéntartalom között (Westoby 1998).

Eredményeink alapján látható, hogy egy terület legelő állat eltartó képességét és hosszú távú kezelését jól lehet tervezni a növényzet biomasszájának mérésével, illetve növények tápértékének becslésével, amelynek jó indikátora néhány egyszerűen mérhető növényi tulajdonság, mint amilyen a fajlagos levélterület. A legelők hosszú távú fenntartása érdekében természetvédelmi szempontból a közepes legelési intenzitással történő, térben és időben mozaikos legelés javasolható, és az sem feltétlenül baj, ha maradnak kisebb kevésbé legeltetett vagy éppen túllegeltetett foltok.

Köszönetnyilvánítás – A tanulmány felelős szerzőjét az MTA Posztdoktori Kutatói Program Prémium Posztdoktori (PPD-003/2016) támogatása támogatja. Köszönjük továbbá a következő támogatásokat: MTA OTKA PD 111807 (VO), NKFI FK 124404 (VO), NKFI KH 126476 (VO), OTKA K 116239 (TB), NKFI KH 12647 (TB), NKFIH K 119225 (TP), NKFI PD 124548 (MT), OTKA PD 115627 (DB), Bolyai János Ösztöndíj (DB, VO), ÚNKP-17-4-III-DE-151 and ÚNKP-17-4-III-DE-160 OV (DB, VO).

## Irodalomjegyzék

- Altesor, A., Oesterheld, M., Leoni, E., Lazama, F. & Rodríguez, C. (2005): Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. – *Plant Ecol.* **179**: 83–9. doi: <https://doi.org/10.1007/s11258-004-5800-5>
- Amiaud, B., Touzard, B., Bonis, A. & Bouzillé, J.-B. (2008): After grazing exclusion, is there any modification of strategy for two guerrilla species: *Elymus repens* (L.) Gould and *Agrostis stolonifera* (L.)? – *Plant Ecol.* **197**: 107–117. doi: <https://doi.org/10.1007/s11258-007-9364-z>
- Anderson, M. T. & Frank, D. A. (2003): Defoliation effects on reproductive biomass: importance of scale and timing. – *J. Range Manage.* **56**: 501–516. doi: <https://doi.org/10.2307/4003843>

- Bork, E., Willms, W., Tannas, S. & Alexander, M. (2012): Seasonal patterns of forage availability in the Fescue grasslands under contrasting grazing histories. – *Rangeland Ecol. Manag.* **65**: 47–55. <https://doi.org/10.2111/REM-D-11-00087.1>
- Carilla, J., Aragón, R. & Gurvich, D. E. (2011): Fire and grazing differentially affect aerial biomass and species composition in Andean grasslands. – *Acta Oecol.* **37**: 337–345. doi: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.03.006>
- Coppock, D. L., Swift, D. M. & Ellis, J. E. (1986): Seasonal nutritional characteristics of livestock diets in a nomadic pastoral ecosystem. – *J. Appl. Ecol.* **23**: 585–595. doi: <https://doi.org/10.2307/2404038>
- Deák, B., Valkó, O., Kelemen, A., Török, P., Miglécz, T., Ölvedi, T., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2011): Litter and graminoid biomass accumulation suppresses weedy forbs in grassland restoration. – *Plant Biosyst.* **145**: 730–737. doi: <https://doi.org/10.1080/11263504.2011.601336>
- Deák, B., Valkó, O., Török, P., Kelemen, A., Miglécz, T., Szabó, Sz., Szabó, G. & Tóthmérész, B. (2015): Micro-topographic heterogeneity increases plant diversity in old stages of restored grasslands. – *Basic. Appl. Ecol.* **16**: 291–299. doi: <https://doi.org/10.1016/j.baec.2015.02.008>
- Diaz, S., Noy-Meir, I. & Cabido, M. (2001): Can grazing response of herbaceous plants be predicted from simple vegetative traits? – *J. Appl. Ecol.* **38**: 497–508. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00635.x>
- Házi, J., Penksza, K., Bartha, S., Hufnagel, L., Tóth, A., Gyuricza, Cs. & Szentés, Sz. (2012): Cut mowing and grazing effects with grey cattle on plant species composition in case of Pannon wet grasslands. – *Appl. Ecol. Env. Res.* **10**: 223–231. doi: [https://doi.org/10.15666/aecer/1003\\_223231](https://doi.org/10.15666/aecer/1003_223231)
- Hill, M. O., Evans, D. F. & Bell, S. A. (1992): Long-term effects of excluding sheep from hill pastures in North Wales. – *J. Ecol.* **80**: 1–13. doi: <https://doi.org/10.2307/2261058>
- Hofstede, R. G. M., Castillo, M., X. M. & Osorio, C. M. R. (1995): Biomass of grazed, burned, and undisturbed paramo grasslands, Colombia. I. Aboveground Vegetation. – *Arct. Antarct. Alp. Res.* **27**: 1–12. doi: <https://doi.org/10.2307/1552062>
- Illius, A. W., Clark, D. A. & Hodgson, J. (1992): Discrimination and patch choice by sheep grazing grass-clover swards. – *J. Anim. Ecol.* **61**: 183–194. doi: <https://doi.org/10.2307/5521>
- Kauffman, J. B., Thorpe, A. S. & Brookshire, J. E. N. (2004): Livestock exclusion and belowground ecosystem responses in riparian meadows of eastern Oregon. – *Ecol. Appl.* **14**: 1671–1679. doi: <https://doi.org/10.1890/03-5083>
- Kelemen, A., Lazzaro, L., Besnyői, V., Albert, Á.-J., Konečná, M., Dobay, G., Memelink, I., Adamec, V., Götzenberger, L., de Bello, F., Le Bagousse-Pinguet, Y. & Lepš J. (2015): Net outcome of competition and facilitation in a wet meadow changes with plant's life stage and community productivity. – *Preslia* **87**: 347–361.
- Kelemen, A., Tölgyesi, C., Kun, R., Molnár, Z., Vadász, C. & Tóth, K. (2017): Positive small-scale effects of shrubs on diversity and flowering in pastures. – *Tuexenia* **37**: 399–413. doi: <https://doi.org/10.14471/2017.37.009>
- Kelemen, A., Török, P., Valkó, O., Deák, B., Miglécz, T., Tóth, K., Ölvedi, T. & Tóthmérész, B. (2014): Sustaining recovered grasslands is not likely without proper management: vegetation changes after cessation of mowing. – *Biodivers. Conserv.* **23**: 741–751. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0631-8>
- Kelemen, A., Török, P., Valkó, O., Miglécz, T. & Tóthmérész, B. (2013): Mechanisms shaping plant biomass and species richness: plant strategies and litter effect in alkali and loess grasslands. – *J. Veg. Sci.* **24**: 1195–1203. doi: <https://doi.org/10.1111/jvs.12027>
- Király, G. (szerk.) (2009): Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Háttárolókulcsok. – Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő, 616 p.



- Mattson, W. J. Jr. (1980): Herbivory in relation to plant nitrogen content. – *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **11**: 119–161. doi: <https://doi.org/10.1146/annurev.es.11.110180.001003>
- Memmott, K. L., Anderson, V. J. & Mosen, S. B. (1998): Seasonal grazing impact on cryptogamic crusts in a Cold desert Ecosystem. – *J. Range. Manage.* **51**: 547–550. doi: <https://doi.org/10.2307/4003374>
- Molnár, Z., Bíró, M., Bölöni, J. & Horváth, F. (2008): Distribution of the (semi-)natural habitats in Hungary I. Marshes and grasslands. – *Acta Bot. Hung.* **50**: 59–105. doi: <https://doi.org/10.1556/ABot.50.2008.Suppl.6>
- Moussie, A. M., Vos, P., Verhagen, H. M. C. & Bakker, J. P. (2005). Endozoochory by free-ranging, large herbivores: ecological correlates and perspectives for restoration. *Basic. Appl. Ecol.* **6**: 547–558. doi: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2005.03.004>
- Tóth, E., Deák, B., Valkó, O., Kelemen, A., Migléc, T., Tóthmérész, B. & Török, P. (2018): Livestock type is more crucial than grazing intensity: Traditional cattle and sheep grazing in short-grass steppes. – *Land Degrad. Dev.* **29**: 231–239. doi: <https://doi.org/10.1002/ldr.2514>
- Török, P., Migléc, T., Valkó, O., Kelemen, A., Deák, B., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2012a): Recovery of native grass biodiversity by sowing on former croplands: Is weed suppression a feasible goal for grassland restoration? – *J. Nat. Conserv.* **20**: 41–48. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.07.006>
- Török, P., Migléc, T., Valkó, O., Kelemen, A., Tóth, K., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2012b): Fast recovery of grassland vegetation by a combination of seed mixture sowing and low-diversity hay transfer. – *Ecol. Eng.* **44**: 133–138. doi: <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.03.010>
- Török, P., Valkó, O., Deák, B., Kelemen, A., Tóth, E. & Tóthmérész, B. (2016): Managing for species composition or diversity? Pastoral and free grazing systems of alkali grasslands. – *Agric. Ecosyst. Environ.* **234**: 23–30. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.010>
- Török, P., Valkó, O., Deák, B., Kelemen, A. & Tóthmérész, B. (2014): Traditional cattle grazing in a mosaic alkali landscape: Effects on grassland biodiversity along a moisture gradient. *PLoS ONE* **9**: e97095. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097095>
- Vadász, C., Máté, A., Kun, R. & Vadász-Besnyői, V. (2016): Quantifying the diversifying potential of conservation management systems: An evidence-based conceptual model for managing species-rich grasslands. – *Agric. Ecosyst. Environ.* **234**: 134–141. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.044>
- Valkó, O., Deák, B., Magura, T., Török, P., Kelemen, A., Tóth, K., Horváth, R., Nagy, D. D., Debnár, Zs., Zsigray, Gy., Kapocsi, I. & Tóthmérész, B. (2016a): Supporting biodiversity by prescribed burning in grasslands - a multi-taxa approach. – *Sci. Total Environ.* **572**: 1377–1384. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.184>
- Valkó, O., Deák, B., Török, P., Kirner, A., Tischew, S., Kelemen, A., Tóth, K., Migléc, T., Radócz, Sz., Sonkoly, J., Tóth, E., Kiss, R., Kapocsi, I. & Tóthmérész, B. (2016b): High-diversity sowing in establishment gaps: a promising new tool for enhancing grassland biodiversity. – *Tuexenia* **36**: 359–378. doi: <https://doi.org/10.14471/2016.36.020>
- Valkó, O., Deák, B., Török, P., Kelemen, A., Migléc, T. & Tóthmérész, B. (2017): Filling up the gaps - Passive restoration does work on linear landscape scars. – *Ecol. Eng.* **102**: 501–508. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.024>
- Westoby, M. (1998): A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. – *Plant Soil.* **199**: 213–227. doi: <https://doi.org/10.1023/A:1004327224729>

## Consumption rate and dietary choice of cattle on meadow steppe vegetation

Nóra Balogh<sup>1</sup>, Béla Tóthmérész<sup>1</sup>, Orsolya Valkó<sup>1</sup>, Balázs Deák<sup>2</sup>, Tamás Miglécz<sup>1</sup>, Katalin Tóth<sup>2</sup>, Zsolt Molnár<sup>3</sup>, Csaba Vadász<sup>4</sup>, Edina Tóth<sup>5</sup>, Réka Kiss<sup>1</sup>, Judit Sonkoly<sup>5</sup>, Péter Török<sup>5</sup>, Károly Antal<sup>6</sup>, Júlia Tüdösné Budai<sup>6</sup> and András Kelemen<sup>1,7\*</sup>

<sup>1</sup>*University of Debrecen, Department of Ecology, H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary*

<sup>2</sup>*MTA-DE Biodiversity and Ecosystem Services Research Group H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary*

<sup>3</sup>*MTA Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany H-2163 Vácrátót, Alkotmány út 2–4, Hungary*

<sup>4</sup>*Kiskunság National Park Directorate H-6000 Kecskemét, Liszt Ferenc utca 19, Hungary*

<sup>5</sup>*MTA-DE Lendület Functional and Restoration Ecology Research Group H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary*

<sup>6</sup>*Karcag Research Institute, RIEF, University of Debrecen H-5300 Karcag, Kisújszállási út 166, Hungary*

<sup>7</sup>*MTA TKI, <sup>7</sup>MTA's Post Doctoral Research Program, H-1051 Budapest, Nádor utca 7, Hungary*

*e-mail\**: [kelemen.andras12@gmail.com](mailto:kelemen.andras12@gmail.com)

Grasslands have been exposed to detrimental land-use changes worldwide in the recent past, including agricultural intensification and the cessation of management. The maintenance of traditional management and understanding its effects on vegetation is essential for effective biodiversity conservation. Therefore we studied the direct effects of grazing on species-rich meadow steppes and the underlying mechanisms of dietary choice of cattle using trait-based approaches. Our study site was divided into two adjacent grazing units, managed differently in the study year. The control unit was ungrazed in the year of sampling while the other one was grazed for three months before the sampling with 0.3–0.5 animal unit/ha. We collected 70 randomly selected above-ground biomass samples (20cm×20cm) in both units in the middle of June 2014. Samples were sorted to litter, moss biomass and green biomass of each vascular plant species separately, and then dry weights were measured. The consumption of the litter and moss biomass was negligible, while cattle ingested 65% of green biomass of vascular plants. Cattle showed significant preference to species characterized by high specific leaf area and high nitrogen content. Our study underline that it is important to consider the productivity and plant traits (i.e. SLA) during the planning of a sustainable grazing regime.

**Keywords:** biomass, grassland, grazing, leaf traits, litter, nitrogen content, palatability, SLA

## Adatok a hazai adriai sallangvirág állományok természetvédelmi kezeléséhez

Biró Éva<sup>1</sup> és Bódis Judit<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság,  
8229 Csopak, Kossuth u. 16.

<sup>2</sup>Pannon Egyetem, Georgikon Kar, Növénytudományi és Biotechnológiai Tanszék,  
8360 Keszthely, Festetics u. 7.

e-mail: [biroevi88@gmail.com](mailto:biroevi88@gmail.com)

**Összefoglaló:** A fajok természetvédelmi kezelésének megalapozásához elengedhetetlen az állományok ismerete. Az adriai sallangvirág (*Himantoglossum adriaticum*) természetvédelmi szempontból kiemelten fontos fajunk, melynek mind a négy nagy hazai populációjában felmértük a reprodukzív töveket 2013 és 2017 között, s rögzítettük jellemzőiket. 34–179 virágzó tövet találtunk az egyes állományokban, melyek termésképzési sikere 9,2 és 61,7% között változott ( $33,5 \pm 15,6$ ;  $n=20$ ). A keszthelyi és a sümegi populációban alacsonyabb (20% körüli), a kőszegi és a nagyteveli populációkban magasabb (30–60% körüli) termésképzési arányt tapasztaltunk. Az egyes jellemzők közül a magasság és a virágzathossz nem volt független egymástól, ennek megfelelően azonos módon változtak: termőhelyenként és évenként is szignifikánsan különböztek, s az évek és helyek kölcsönhatása is szignifikáns volt. A legkisebb változékonyságot a virágszám mutatta: csak a sümegi állomány tért el a többitől, itt szignifikánsan kisebb volt a virágszám. A termésszám és a termésképzési siker az évek és a helyek között is szignifikánsan eltért. A Corine felszínborítás alapján a keszthelyi és a sümegi állományok erdős-cserjés, míg a kőszegi és a nagyteveli állományok rét, illetve komplex művelésű területen (zártkert) nőnek. A virágszám stabil jellemző, ám a termésképzési sikert az adott hely és az adott év környezeti tényezői befolyásolják. E háttértényezők felderítése kulcsfontosságú feladat a populációk megőrzése érdekében.

**Kulcsszavak:** virágzó egyedek száma, termésképzési siker, magasság, virágszám, felszínborítás

### Bevezetés

A folyamatosan változó környezet állandó befolyással van a növényi közösségekre, ezért az egyes populációk dinamikájának megértéséhez hosszú távú és részletes vizsgálatokra van szükség (Tamm 1991). Napjainkban (részben a hagyományos tájhasználat megváltozása következtében) az élőhelyek gyors átalakulása figyelhető meg és ez sok faj számára jelent kihívást a fennmaradásukban. Az orchidea fajokat nagyfokú ökológiai alkalmazkodás jellemzi, ugyanakkor bonyolult élet-

menetük, mikorrhiza- és megporzó kapcsoltságuk miatt fokozottan sérülékenyek (Waterman & Bidartondo 2008).

A kosborok szeszélyes virágzási dinamikája igen régóta ismert és dokumentált. Kull (2002) összegezte az európai megfigyeléseket, mintegy 67 fajról talált legalább 3 éves (publikált) adatsort. Összesen 125 forrást sorolt fel, melyek közül ötvenben csak a virágzó egyedeket számolták évente egy adott területen. Kimutatta, hogy a virágzó egyedek számának ingadozása lokálisan nagyobb, mint amit a nagyobb térléptékű variáció során tapasztalunk.

A generatív egyedek számlálásával a felnőtt populáció egy részét mérjük csak fel, a populáció valódi méretéről, teljes egyedszámáról nem kapunk képet. Sokkal inkább azt mérjük ezzel, hogy a környezeti körülmények kedvezőek voltak-e a reprodukció számára vagy sem (Carey *et al.* 2002). Mivel a reprodukcióban az ikergumós orchideák esetében szinte kizárólag az ivaros szaporodásnak van szerepe, a virágzó egyedek száma figyelemre méltó demográfiai jellemző a populáció életképessége és túlélési esélye terén. Az állományok fitneszének jó jelzőszáma a termésképzési siker, különösen a nektárt nem termelő orchidea fajok esetében, melyek termésképzési sikere jóval alacsonyabb a jutalmazó fajokéhoz képest (Kindlmann & Jersaková 2006).

A generatív tövek számlálása kedvelt, gyors és viszonylag kis hibával terhelt felmérési módszer a vegetatív tövek felméréséhez viszonyítva. A tőleveleket nehéz észrevenni, nagy területet szinte lehetetlen teljes alapossággal átfésülni, még több ember együttes munkája esetén is. Az állományok egyedszámának megállapítását az orchideák esetében tovább nehezíti a populációk évjáratonként jelentősen ingadozó egyedszáma és a dormans tövek esetenkénti jelentős részesedése.

Az adriai sallangvirág (*Himantoglossum adriaticum* H. Baumann) egyike hazánk négy közösségi jelentőségű kosborfajának, Magyarországon fokozottan védett, természetvédelmi státusza veszélyeztetett (Király 2007). Szubmediterrán elterjedésű, táplálék ígéretével megtévesztő, kis areával rendelkező faj, emiatt hazai állományainak is nagy jelentősége van. Négy nagyobb és egy kisebb állománya ismert hazánkból, de az utóbbi években több új élőhelyére is rábukkantak Zala és Veszprém megyében (Óvári 2017, Koloszar András szóbeli közlése). Elsősorban száraz gyepi környezetben, félárnyékos helyeken fordul elő, de nem kizárólagosan elsődleges élőhelyeken; régóta ismertek a faj útszéli és felhagyott szőlőhegyeken lévő állományai is (Fekete *et al.* 2017).

Munkánkban azt szeretnénk igazolni, hogy az adriai sallangvirág reprodukzív stratégiájának megértéséhez, a faj sikeres fennmaradásához szükséges tényezők feltárásához közelebb kerülhetünk a csupán a virágzó egyedek felmérésére koncentráló terepi vizsgálati módszerrel is.

## Módszerek

Az adriai sallangvirág mind a négy nagyobb, hazai populációjában (Kőszeg, Nagytevel, Sümeg, Keszthely) vizsgáltuk a virágzó állomány nagyságát 2013–2017 között. Minden állományban törekedtünk az összes virágzó egyed felmérésére (kivéve 2015-ben és 2016-ban a sümegi és kőszegi populáció esetében, amikor igen sok egyed virágzott, hosszan elnyúlóan, ekkor csak a sérülésmentes, már termésben lévő példányok felvétele készült el). Mértük a virágzó hajtások magasságát és a virágzat hosszát, számoltunk a virágaikat, valamint rögzítettük a képződött termések számát. Számszerűsítettük a szaporodási sikert [termésképzési arány (fruitset) = termések száma/virágok száma]. Az egyes lelőhelyek összehasonlítását a Corine felszínborítás alapján végeztük. A statisztikai elemzések során egy- és kéttényezős varianciaanalízist, Tukey-tesztet és Kruskal-Wallis próbát használtunk.

## Eredmények

A vizsgált időszakban (2013–2017) összesen 1903 virágzó adriai sallangvirág egyedet mértünk fel; az egyes állományokban évenként 34 (Keszthely, 2013) és 179 (Sümeg, 2014) között változott a virágzó tövek száma (1. táblázat). 2013-ban mindenütt alacsony számban lehetett virágzó példányokat megfigyelni, az országban összesen 180 virágzatot számláltunk. A 2014-től 2016-ig tartó időszakban magas (484, legalább 451 és legalább 435), majd 2017-ben ismét alacsonyabb (353) számú reproduktív hajtást találtunk. 2017-ben először tapasztaltuk, hogy nem Sümegen (88 virágzat) volt a legtöbb virágzó tő, hanem Kőszegen (147 virágzat). Összességében a kőszegi (638 virágzat) és a sümegi (627 virágzat) állományokban volt a legtöbb virágzat a vizsgált időszakban.

A hazai populációk termésképzési sikere 9,2 és 61,7% között változott a vizsgálat során. A keszthelyi és a sümegi populációban alacsonyabb (jellemzően 20% körüli éves átlagok), míg a kőszegi és a nagyteveli populációkban magasabb (30–60% körüli éves átlagok) termésképzési arányt tapasztaltunk (1. táblázat).

A vizsgált időszakban a virágzó egyedek magasságának átlaga  $59,7 \pm 17,9$  cm (min=14, max=120), a virágzathossz átlagosan  $26,7 \pm 10,0$  cm (min=3, max=67) volt. Az egyedek 76%-a 20–50 db virágot fejlesztett, a virágzatonkénti virágszám átlaga  $34,7 \pm 12,9$  db (min=4, max=95). A képződött termések száma a vizsgált tövek 57%-nál tíz vagy az alatti volt (átlag= $11,7 \pm 12,2$  db, min=0, max=68), a termésképzési arány átlaga  $31,4 \pm 27,9\%$  (min= 0%, 331 esetben; max=100%, 6 esetben).

**1. táblázat.** Az adriai sallangvirág vizsgált állományainak egyedszáma és termésképzési sikere 2013 és 2017 között.

Település	Év	Egyedszám	Virágszám	Termésszám	Termésképzési siker (%)
Keszthely	2017	76	2525	404	16,0
Keszthely	2016	90	3206	598	18,7
Keszthely	2015	76	2835	817	28,8
Keszthely	2014	53	1862	408	21,9
Keszthely	2013	34	1197	110	9,2
Sümeg	2017	88	2799	578	20,7
Sümeg	2016	135*	4063	873	21,5
Sümeg	2015	170*	5400	1045	19,4
Sümeg	2014	179	5278	1262	23,9
Sümeg	2013	54	1721	403	23,4
Kőszeg	2017	147	5604	3129	55,8
Kőszeg	2016	142*	5545	1544	27,8
Kőszeg	2015	128*	4873	2141	43,9
Kőszeg	2014	171	5883	2211	37,6
Kőszeg	2013	50	1764	721	40,9
Nagytevel	2017	42	1576	692	43,9
Nagytevel	2016	68	2345	1005	42,9
Nagytevel	2015	77	3074	1649	53,6
Nagytevel	2014	81	2981	1712	57,4
Nagytevel	2013	41	1477	911	61,7

\* A vizsgálatba bevont egyedszám.

A magasság és a virágzathossz nem volt független egymástól (virágzathossz =  $-2,71 + 0,491 \times \text{magasság}$ ;  $R^2=0,769$ ), ennek megfelelően azonos módon változtak: termőhelyenként (magasság:  $F_3=182,229$ ;  $p<0,0001$ ; virágzathossz:  $F_3=54,507$ ;  $p=0,000$ ) és évenként (magasság:  $F_4=21,049$ ;  $p<0,0001$ ); virágzathossz:  $F_4=17,193$ ;  $p=0,000$ ) is szignifikánsan különböztek, s az évek és helyek kölcsönhatása is szignifikáns (magasság:  $F_{3,4}=5,493$ ;  $p<0,0001$ ; virágzathossz:  $F_{3,4}=5,813$ ;  $p<0,0001$ ) volt.

A magasság és a virágszám közötti összefüggés gyengébb (virágszám =  $6,79 + 0,467 \times \text{magasság}$ ;  $R^2=0,423$ ). A virágszám esetében csak a termőhely ( $F_3=23,573$ ;  $p<0,0001$ ) és az évhatás ( $F_4=2,714$ ;  $p=0,029$ ) bizonyult szignifikánsnak, a kölcsönhatásuk nem ( $F_{3,4}=1,415$ ;  $p=0,152$ ).

A virágzathosszban mind a négy állomány szignifikánsan eltért egymástól. Sümegen voltak a legrövidebbek a virágzatok, amit Nagytevel, aztán Keszthely

követ, míg Kőszegen voltak a leghosszabbak. A sümegi állomány egyedei bizonyultak a legalacsonyabbnak, a kőszegieiek a legmagasabbnak, a nagyteveli és a keszthelyi egyedek köztes helyzetet foglaltak el (2. táblázat).

**2. táblázat.** Az egyes adriai sallangvirág populációk egyedeinek átlagértékei, és a Tukey teszt eredménye. A betűk az egyező varianciákat jelölik.

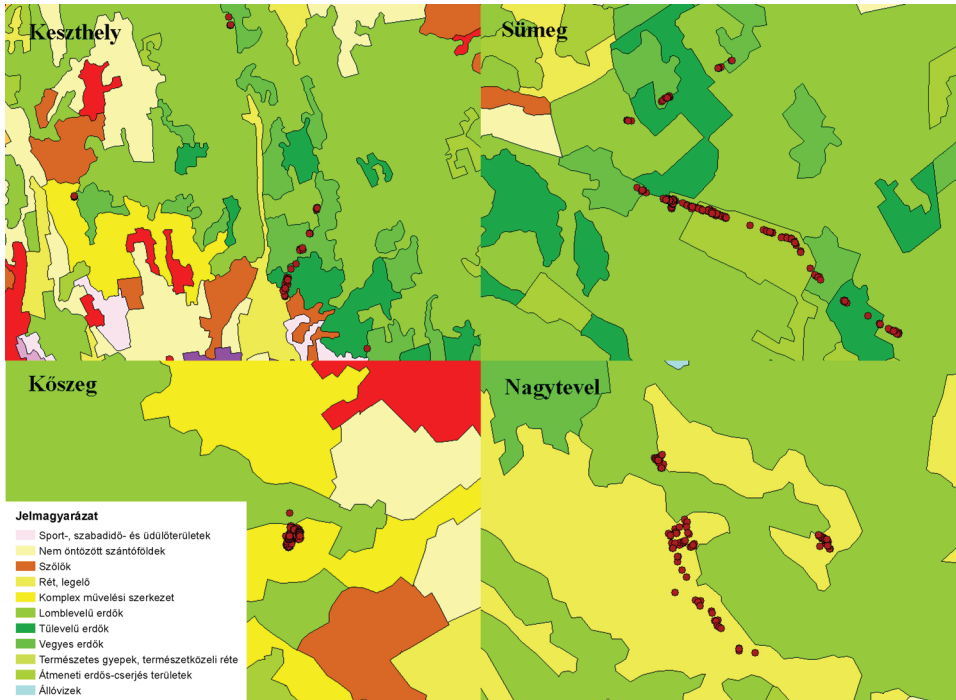
	Egyedszám (db)	Magasság (cm)	Virágzat hossza (cm)	Virágok száma (db)	Tokok szá- ma (db)	Termésképzé- si siker (%)
Sümeg	627	49,5 <sup>a</sup>	23,1 <sup>a</sup>	30,8 <sup>a</sup>	6,6	21
Nagytevel	309	57,7 <sup>b</sup>	25,1 <sup>b</sup>	35,3 <sup>b</sup>	19,3	51,0
Keszthely	329	58,3 <sup>b</sup>	26,8 <sup>c</sup>	37,1 <sup>b</sup>	7,1	18,5
Kőszeg	638	71,6 <sup>c</sup>	30,8 <sup>d</sup>	37,1 <sup>b</sup>	15,3	38,9

A legkisebb változékonyságot a virágszám mutatta: csak a sümegi állomány tért el a többitől, itt szignifikánsan kisebb volt a virágszám. A termékszám és a termésképzési siker az évek között (termékszám:  $\chi^2_4=22,484$ ;  $p<0,0001$ , termésképzési siker:  $\chi^2_4=28,959$ ;  $p<0,0001$ ) és a helyek között (termékszám:  $\chi^2_3=294,073$ ;  $p<0,0001$ , termésképzési siker:  $\chi^2_3=301,218$ ;  $p<0,0001$ ) is szignifikánsan eltért. A legalacsonyabb értékeket a keszthelyi és sümegi állomány esetében figyeltünk meg, a legmagasabb termékszámot és termésképzési sikert pedig a nagyteveli állománynál kaptuk (2. táblázat).

A felszínborítási adatok alapján a keszthelyi és a sümegi állományok erdős, illetve erdős-cserjés területen fordulnak elő, míg a kőszegi és a nagyteveli állományok rét, illetve komplex művelésű területen (zártkert) nőnek (1. ábra).

## Értékelés

Régóta meglévő ismeret, hogy az orchideák virágzó példányainak száma szélsőségesen ingadozik, ez alapján virágzási szempontból beszélünk „jó” és „rossz” évekről, mely az összes hazai állományra egyformán vonatkozik. Akkor beszélünk „jó” orchideás évről, amikor a virágzó egyedek száma magas és akkor „rossz” orchideás évről, amikor a virágzó egyedek száma alacsony (Németh & Seregélyes 1981). Ez azzal függ össze, hogy a növények számára kedvezőek vagy kedvezőtlenek a körülmények. Pfeifer *et al.* (2006a, 2006b) eredményei alapján a virágzó egyedek számát alakító legfőbb tényezőnek a virágzást megelőző és az adott év időjárás körülményei bizonyultak. Magyarországon a négy állomány virágzási erélye nem feltétlenül mozog együtt. Legszembetűnőbben 2017-ben figyelhetjük ezt meg, amikor Keszthelyen és Kőszegen „jó” év volt, azaz magas volt a virágzó tövek száma, míg Sümegen „rossz”, azaz kevés volt a virágzó tö.



**1. ábra:** Az egyes állományok elhelyezkedése (fekete pontokkal jelölve a virágzó sallangvirág egyedek) a CORINE felszínborítási térképén. Keszthely M=1:40 000; Sümeg M=1:20 000; Kőszeg M=1:10 000; Nagytevel M=1:10 000

A csapadék éves mennyisége minden évben Kőszegen volt a legmagasabb [1]; ez biztosan befolyásolta a virágzó egyedek számát, s ennek hatása a hajtásmagasságban is megnyilvánult. A sallangvirágok nemcsak kedvező időjárás esetén hoznak magas virágzatokat, hanem akkor is, ha árnyékban, cserjék, fák alatt virágoznak. Ez utóbbi esetben azonban a felnyurgult hatások megdőlnék, termés alig, vagy egyáltalán nem képződik rajtuk (Zadravec *et al.* 2014).

Kőszegen és Nagytevelen tapasztaltunk magas termésképzési sikert a vizsgált időszak során. Kőszegen az egykori szőlők helyén kialakult fajgazdag kaszálórétteken, gyümölcsfákkal beültetett és becserjésedett parcellákon fordulnak elő az egyedek. E komplex művelésű (zártkerti) élőhely jó feltételeket teremt az orchideák számára, ám kezelési szempontból nehézséget jelent, hogy magántelkeken nőnek a sallangvirágok. A kőszegi állomány sorsa jórészt azon múlik, hogy a területek tulajdonosaival hosszú távon is fenn tudja-e tartani a természetvédelem a mostani jó viszonyt.

Nagytevelen szárazabb termőhelyen nőnek a növények; ahol félárnyékban érzik jól magukat a virágzó tövek, a nyílt gyepek mellett cserjések szegélyén is



megjelennek, ahogy azt mások is tapasztalták (Slaviero *et al.* 2016). Időszakosan elvégzett cserjeirtás (túlzott becserjésedés megakadályozása) fontos a szaporodási siker szempontjából, mert a cserjeborítás növekedése csökkenti a termésszámot (Jacquemyn *et al.* 2002, Fekete *et al.* 2017), de száraz években negatív hatású is lehet. Ilyenkor a fennsík cserjeirtott részein besültek a virágzatok, de a csapadékos években sok virágzatot találtunk ugyanitt, s ezeken sok termés képződött. A 2013-ban Nagytevelen tapasztalt rendkívül magas termésképzési sikert (61,7%) a közelbe telepített háziméh kaptárak is befolyásolták (Biró *et al.* 2015).

Keszthelyen és Sümegen alacsony volt a reprodukív siker a vizsgált évek során. Bár Keszthelyen is nagy számban figyeltünk meg magas növényeket, de ezt sok esetben az árnyékolás miatti megnyúlás okozta. A sümegi növények bizonyultak a legalacsonyabbaknak, s a virágszámuk is alacsonyabb volt, mint a többi állományé.

Az adriai sallangvirág esetében a virágszám bizonyult a legkevésbé változó jellemzőnek. Hasonlóan stabil bélyegnek találták a virágszámot a *Dactylorhiza lapponica* (Øien & Moen 2002), valamint az észak-amerikai *Tipularia discolor* és a *Liparis lilifolia* esetében (Whigham & O'Neil 1991) is, míg az *Ophrys apifera*-nál és a *Platanthera bifolia*-nál évszázadonként mutatkozott ez a jellemző (Brzosko 2003, Wells & Cox 1991).

A virágszám stabilitása mellett a termésszám és a termésképzési siker helyenként és évenként is jelentős mértékben változott vizsgálataink idején. Ez arra utalhat, hogy az adriai sallangvirág reprodukív egyedei megbízhatóan azonos virágszámmal virágoznak, ám a termésképzés sikerét az adott hely és az adott év környezeti tényezői befolyásolják. E háttértényezők felderítésére azonban már nem elegendő csak a virágzó egyedekre koncentrálni. A termésképzési sikert befolyásoló tényezők felderítése kulcsfontosságú feladat a populációk megőrzése érdekében.

Köszönetnyilvánítás – Molnár V. Attilának köszönjük a szakmai konzultációkat, Sisák Istvánnak pedig a statisztikai elemzés során nyújtott segítségét. A publikáció elkészítését a EFOP-3.6.3-VEKOP-16-2017-00008 számú projekt támogatta. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

## Irodalomjegyzék

- Biró, É., Bódis, J., Nagy, T., Tökölly, J. & Molnár, V. A. (2015): Honeybee (*Apis mellifera*) mediated increased reproductive success of a rare deceptive orchid. – *Appl. Ecol. Env. Res.* **13**: 181–192. doi: [https://doi.org/10.15666/aeer/1301\\_181192](https://doi.org/10.15666/aeer/1301_181192)
- Brzosko, E. (2003): The dynamics of island populations of *Platanthera bifolia* in the Biebrza National Park (NE Poland). – *Ann. Bot. Fenn.* **40**: 243–253.

- Carey, P. D., Farrell, L. & Stewart, N. F. (2002): The sudden increase in the abundance of *Himantoglossum hircinum* in England in the past decade and what has caused it. – In: Kindlmann, P., Willems, J. & Whigham, D. F. (eds): *Trends and fluctuations and underlying mechanisms in terrestrial orchid populations*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 187–208.
- Fekete, R., Nagy, T., Bódis, J., Biró, É., Löki, V., Süveges, K., Takács, A., Tökölyi, J. & Molnár, V. A. (2017): Roadside verges as habitats for endangered lizard-orchids (*Himantoglossum* spp.): Ecological traps or refuges? – *Sci. Total Envir.* **607–608**: 1001–1008. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.037>
- Jacquemyn, H., Brys, R. & Hermy, M. (2002): Flower and fruit production in small populations of *Orchis purpurea* and implications for management. – In: Kindlmann, P., Willems, J. & Whigham, D. F. (eds): *Trends and fluctuations and underlying mechanisms in terrestrial orchid populations*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 67–84.
- Kindlmann, P. & Jersakova, J. (2006): Effect of floral display on reproductive success in terrestrial orchids. – *Folia Geobot.* **41**: 47–60. doi: <https://doi.org/10.1007/BF02805261>
- Király, G. (szerk.) (2007): *Vörös Lista. A magyarországi edényes flóra veszélyeztetett fajai*. – Saját kiadás, Sopron, 73 p.
- Kull, T. (2002): Population dynamics of north temperate orchids. – In: Kull, T. & Arditti, J. (eds): *Orchid biology: reviews and perspectives, VIII*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 139–165.
- Németh, F. & Seregélyes, T. (1981): *Ne bánts d a virágot! Néhány ritkaság a hazai flórából*. OKTH-MTI, Budapest. 131 p.
- Øien, D-I. & Moen, A. (2002): Flowering and survival of *Dactylorhiza lapponica* and *Gymnadenia conopsea* on the Solendet Nature Reserve, Central Norway. – In: Kindlmann, P., Willems, J. & Whigham, D. F. (eds): *Trends and fluctuations and underlying mechanisms in terrestrial orchid populations*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 3–22.
- Óvári, M. (2017): A *Himantoglossum adriaticum* Baumann a Kelet-Zalai-dombságban. – *Kitaibelia* **22**: 297–303. doi: <https://doi.org/10.17542/kit.22.297>
- Pfeifer, M., Heinrich, W. & Jetschke, G. (2006a): Climate, size and flowering history determine flowering pattern of an orchid. – *Bot. J. Linn. Soc.* **151**: 511–526. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.2006.00539.x>
- Pfeifer, M., Wiegand, K., Heinrich, W. & Jetschke, G. (2006b): Long-term demographic fluctuations in an orchid species driven by weather: implications for conservation planning. – *J. Appl Ecol.* **43**: 313–324. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01148.x>
- Slaviero, A., Del Vecchio, S., Pierce, S., Fantinato, E., & Buffa, G. (2016): Plant community attributes affect dry grassland orchid establishment. – *Plant Ecol.* **217**: 1533–1543. doi: <https://doi.org/10.1007/s11258-016-0666-x>
- Tamm, C. (1991): Behaviour of some orchid populations in a changing environment. Observations on permanent plots, 1943–1990. – In: Wells, T. C. E. & Willems, J. H. (eds): *Population ecology of terrestrial orchids*. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands, pp. 1–13.
- Waterman, R. J. & Bidartondo, M. I. (2008): Deception above, deception below: linking pollination and mycorrhizal biology of orchids. – *J. Exp. Bot.* **59**: 1085–1096. doi: <https://doi.org/10.1093/jxb/erm366>
- Wells, T. C. E. & Cox, R. (1991): Demographic and biological studies on *Ophrys apifera*: some results from a ten year study. – In: Wells, T. C. E. & Willems, J. H. (eds): *Population ecology of terrestrial orchids*. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands, pp. 47–63.
- Whigham, D. F. & O’Neil, J. (1991): The dynamics of flowering and fruit production in two eastern North American terrestrial orchids, *Tipularia discolor* and *Liparis lilifoli*. – In: Wells, T. C. E. &

- Willems, J. H. (eds): *Population ecology of terrestrial orchids*. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands, pp. 89–101.
- Zadavec, V., Zadavec, M. & Zadavec, M. (2014): Orchids of Vejalnica and Krc (Medvednica). – *Glasnik Hrvatskog botanickog društva* 2: 4–12.
- [1]: [https://met.hu/eghajlat/magyarorszag\\_eghajlata/eghajlati\\_visszatekinto/elmult\\_evek\\_idojarasa/main.php?no=0&ful=csapadek](https://met.hu/eghajlat/magyarorszag_eghajlata/eghajlati_visszatekinto/elmult_evek_idojarasa/main.php?no=0&ful=csapadek)

## Data to the management of the Adriatic lizard orchid populations in Hungary

Éva Biró<sup>1</sup> and Judit Bódis<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Balaton-felvidéki National Park Directorate, H-8229 Csopak, Kossuth u. 16., Hungary

<sup>2</sup>Department of Plant Sciences and Biotechnology, Georgikon Faculty, University of Pannonia, H-8360 Keszthely, Fesztetics u. 7., Hungary

e-mail: [biroevi88@gmail.com](mailto:biroevi88@gmail.com)

The effective protection of species requires a detailed knowledge of their biology. The Adriatic Lizard orchid (*Himantoglossum adriaticum* H. Baumann) is a Natura 2000, CITES species, and a strictly protected plant in Hungary. This orchid has four larger and one smaller populations in Hungary (other satellite locations are also known). We counted the flowering individuals in all of the larger populations in Hungary between 2013 and 2017. Altogether 1903 inflorescences were tagged to record the height of the flowering stalk, the length of inflorescence and the number of flowers and fruits. We found 34–179 flowering shoots in each population per year. The reproductive success varied between 9.2 and 61.7% (mean=33.5±15.6, n=20) in the populations. There were lower (typically around 20% annual averages) fruit set in Keszthely and Sümeg, and higher in Kőszeg and Nagytevel (around 30–60% annual averages). Among the traits, the height of the shoot and the length of the inflorescence were not independent from each other, accordingly they changed in the same way: they differed significantly between places and years too, and the interaction of years and places was also significant. The smallest variability was shown by the number of flowers: only the Sümeg population differed from the others, the flower number was significantly lower here. The number of fruits and reproductive success also differed significantly between years and places. On the basis of the Corine surface cover, the Keszthely and Sümeg populations occur in forested areas or in forested and scrubland mosaic, while the population of Kőszeg and Nagytevel grow in a complex of meadow and cultivated areas. The number of the flowers in the inflorescences is a stable trait, but reproductive success is influenced by the location and the environmental factors of the given year. Recognizing these background factors is a key task for preserving populations.

**Keywords:** number of flowering individuals, reproductive success, height of the shoot, number of flowers, surface cover

# Erdei orchideák és föld alatti gombák felvételezése és együttes előfordulásának vizsgálata a Kárpát-medence területén

Bóna Lilla<sup>1</sup>, Merényi Zsolt<sup>2</sup> és Bratek Zoltán<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Eötvös Lóránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Növényélettani és Molekuláris Növénybiológiai Tanszék  
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.*

<sup>2</sup>*Magyar Tudományos Akadémia Szegedi Biológiai Kutatóközpontja, Biokémiai Intézet, Szintetikus és Rendszerbiológiai Egység,  
6726 Szeged, Temesvári krt. 62.*

*e-mail: [bonalillaaa@gmail.com](mailto:bonalillaaa@gmail.com)*

**Összefoglaló:** Az Orchidaceae család veszélyeztetett fajokban bővelkedik, emiatt természetvédelmi szempontból jelentős. Továbbá tagjai számos élőlényrel élnek szoros kapcsolatban, így a természetvédelem feladata mind a szimbiota organizmusok, mind az orchideák élőhelyeinek védelme. Munkánk során hazai erdei orchideák és föld alatt termőtestet képző gombák egy élőhelyen történő előfordulásának összefüggéseit vizsgáltuk, ugyanis terepi tapasztalataink alapján ezek az élőlények gyakran egy élettérben találhatók. Az együttes előfordulást gyakorisági és együtt-előfordulási („*co-occurrence*”) vizsgálatokkal végeztük. Eredményeink alapján, erdei orchideás élőhelyeken leggyakrabban a valódi szarvasgombák (*Tuber* spp.), azon belül a nyári szarvasgomba (*Tuber aestivum*) fordul elő a vizsgált föld alatti gombák közül, míg a „*co-occurrence*” vizsgálatok hat orchidea-föld alatti gombafaj együttes előfordulásának pozitív kapcsolatát mutatták. Az egy élőhelyen történő előfordulás felhívja a figyelmet a törvényileg előírt szarvasgomba gyűjtési szabályok betartásának a fontosságára, mellyel az orchideák védelme mellett a talajt behalózó gomba micélium védelme is valóra válhat.

**Kulcsszavak:** orchidea, föld alatti gomba, orchid mikorrhiza, együttes előfordulás

## Bevezetés

Az orchideafélék családja a legnagyobb fajszámmal rendelkező család a zárvatermő növények körében, mely fajszám 25.000–27.000-re tehető (Dearnaley 2007). Az orchideák biológiai és természetvédelmi szempontból is kiemelkedő jelentőséggel bírnak, ezt a nagy fajszám mellett az is indokolja, hogy a család a Föld legvesélyeztetettebb fajai közül (pl. papucs orchideák) többet is tartalmaz

(Fay 2016), ráadásul számos élőlényel állnak kapcsolatban (pl. pollinátorok, mikorrhiza-gombák, emberek) (Bulpitt 2005, Ghorbani *et al.* 2014). Ez életciklusukat sérülékennyé teheti, így a természetvédelmi szempontú kezeléseknél ezeknek a kapcsolatoknak a vizsgálata is elengedhetetlen lenne.

Az orchideák egyik legjelentősebb szimbiotikus kapcsolata különböző gombákkal képzett orchid típusú mikorrhiza, mely egy speciális endomikorrhiza (Smith & Read 2010). E szimbiózis kezdeti szakaszának egyedisége abban rejlik, hogy az apró, néhány  $\mu\text{g}$ -os, tápanyagok (szénforrás, vitaminok, növekedési faktorok) nélküli orchidea mag kizárólag szimbionta gombapartneri jelenlétében képes a csírázásra (Rasmussen, 1995; Bratek *et al.* 2001). A kifejlett orchidea növény gombapartnerrel való függése szoros kapcsolatot mutat fotoszintetikus képességeivel (Bidartondo *et al.* 2004): a *fotoszintetizáló* orchideák esetében a kifejlett növénynek inkább csak a korai életszakaszaiban van szüksége a gombapartnerrel kapott széntáplálásra (pl. madársisak - *Cephalanthera* fajok); *részleges mikoheterotrófok*nak a redukált levéllel és fotoszintetikus apparátussal rendelkező, illetve árnyékban élő fajokat nevezzük, melyek részben, még kifejletten is, függnek a gombáktól kapott szénhidrátoktól (pl. kislevelű nőszőfű - *Epipactis microphylla*); az *obligát mikoheterotróf* fajok pedig csekély mennyiségű zöld színanyaggal rendelkeznek vagy fotoszintetikus apparátusuk redukált, így kizárólag a gombapartner jelenlétében életképesek (pl. madárfészek kosbor - *Neottia nidus-avis*). Orchidea gyökerekből ezidáig számos gombataxon került kimutatásra, leggyakrabban a *Rhizoctonia*-forma nemzetség közül valók (Ouanphanivanh *et al.* 2007), azonban föld feletti (pl. *Russula* spp., *Cortinarius* spp., *Inocybe* spp., *Hebeloma* spp., *Lactarius* spp.) (Bidartondo *et al.* 2004; Pecoraro *et al.* 2006; Roy *et al.* 2009) és föld alatti (pl. *Tuber aestivum*, *T. excavatum*, *T. maculatum*) (Selosse *et al.* 2004, Ouanphanivanh *et al.* 2008) ektomikorrhiza-képző gombák is kimutatásra kerültek, így összekötve az orchideákat a környező ektomikorrhizát képző, fás szárú növényekkel. Terepi megfigyeléseink alapján gyakran fordulnak elő orchideás élőhelyeken föld alatt termőtestet képző gombataxonok. Jelen munkánk célja az volt, hogy képet adjon megfelelő statisztikai módszerek alkalmazásával az erdei orchideák és föld alatti gombák együttes előfordulásáról. A fajok együttes előfordulási vizsgálataira ma már egyre kifinomultabb statisztikai módszerek állnak rendelkezésre (Veech 2014). A „*co-occurrence*” egy valószínűségi modell, mely megadja, hogy a két kiválasztott faj együtt kisebb vagy nagyobb gyakorisággal fordul elő, mint a fajonként megfigyelt független gyakoriságok (Veech 2013).

Magyarországon az összes természetben előforduló orchidea faj törvény által védett, közülük 16 fokozottan védett, továbbá a föld alatti termőtesttel rendelkező

gombafajok közül is ismertek védettek (*Elaphomyces* sp.), mellyel megerősítendő a kiemelkedő természetvédelmi jelentőség.

## Módszerek

### *A vizsgálatba vont orchidea taxonok*

Munkánk során a következő, a Kárpát-medence területén előforduló orchidea taxonokat vizsgáltuk: nőszőfű nemzetség (*Epipactis* spp.), mely 19 hazai fajt tartalmaz; madársisak nemzetség (*Cephalanthera* spp.) mely három hazai fajt tartalmaz (Molnár *et al.* 2011); madárfészek kosbor faj (*Neottia nidus-avis* L. Rich 1817). A fenti orchidea taxonok kiválasztásának okai: hazánkban gyakran előfordulnak; mindhárom életmódot képviselik (ld. bevezetés).

### *A terepi munka menete*

Harminc évet átfogó terepi munkáink során föld alatti gombák gyűjtését végeztük többnyire triflavadászabek segítségével. Ahol előfordult valamely föld alatti gomba taxon, a fészek köré kijelöltünk egy 10×10 méteres kvadrátot, melyben részletes botanikai felvételezést végeztünk, az adatokat a Kárpát-medence föld alatti gombafajainak biogeográfiai és ökológiai kutatására szolgáló számítógépes adatbázisunkba rögzítettük (Merényi *et al.* 2010). Terepi vizsgálataink kibővítéséként, 2013-ban Molnár V. Attila és kutatócsoportja (Debreceni Egyetem) által összegyűjtött lista alapján célzottan kerestük fel ültetett nyarasok orchideás élőhelyeit.

### *Az adatok feldolgozása*

Az adatok összesítése után a gyakorisági értékek lettek kiszámolva az összes élőhelyen történő előfordulás bevonásával. A „*co-occurrence*” vizsgálatokat az R statisztikai program (R core team 2013) „*Cooccur*” programcsomagjával végeztük el az összes élőhely és a hegyvidéki gyertyános-tölgyes (*Carici pilosae-Carpinetum*) társulás esetén, mely a leggyakoribb társulás volt vizsgálatainkban.

## Eredmények

Terepi munkáink során összesen 774 orchideás élőhelyet vizsgáltunk meg. Az összes felvételezésen 194 orchidea előfordulást detektáltunk, melyből a *Cephalanthera* nemzetség fordult elő leggyakrabban (92 felvétel), ezt követte az *Epipactis* nemzetség (65 felvétel), majd a *Neottia nidus-avis* (37 felvétel). A *Cephalanthera* nemzetségből leggyakrabban a *Cephalanthera damasonium* (60

felvétel) fordult elő, majd azt követte a *C. longifolia* (24 felvétel), végül a *C. rubra* (8 felvétel). Az *Epipactis* nemzetségből leggyakrabban az *Epipactis helleborine* Cr. s.str. került elő (44 felvétel), majd ezt követte az *Epipactis atrorubens* (7 felvétel), az *Epipactis microphylla* (5 felvétel), az *Epipactis purpurata* (4 felvétel), az *Epipactis helleborine* aggr. (3 felvétel), majd az *Epipactis helleborine* Cr. subsp. *viridis* és az *Epipactis muelleri* (1-1 felvétel). Az adott gombanemzetségek kvadrátjában előforduló orchidea fajok/nemzetségek felvételeinek számát az 1. táblázat foglalja össze.

A gombanemzetségek és orchidea nemzetségek együttes előfordulásának gyakorisági adatait a 2. táblázat foglalja össze. Az általunk vizsgált 774 orchideás élőhelyen összesen 1079, számos nemzetségbe tartozó föld alatti gomba felvételezését végeztük. Legnagyobb számban a *Tuber* nemzetség tagjai képviselték magukat (699 felvétel), ezt követte a *Hymenogaster* (125 felvétel), majd az *Elaphomyces* nemzetség (78 felvétel). Az *Epipactis* nemzetség felvételeinek 69%-a fordult elő egy élőhelyen a *Tuber* nemzetséggel, a *Cephalanthera* nemzetség 67%-a, a *Neottia nidus-avis* 54%-a. A *Tuber* nemzetség esetében a felvételek 9%-ában fordult elő valamelyik *Epipactis* faj, 6%-ában *Cephalanthera* és 3%-ában a *Neottia nidus-avis*. A *Hymenogaster* nemzetség esetében a felvételek 2–11%-ban fordult elő valamely orchidea nemzetség, az *Elaphomyces* esetén 1–4%-ban, ezek az előfordulások az adott orchidea nemzetségek 8–15%-át (*Hymenogaster*), illetve 1–5%-át (*Elaphomyces*) teszik ki. Kiemelendő még a *Genea* nemzetség és a *Neottia-nidus avis* együttes előfordulásának adatai, ahol a felvételek 11%-ában fordult elő ez az orchidea faj, ami az összes *Neottia* felvételnek a 16%-a volt. A többi gombataxonhoz detektált orchidea felvételezések az alacsony találati szám miatt nem kerülnek értékelésre.

A gyakoribb gombafajok és az orchidea nemzetségek együttes előfordulásának gyakorisági adatait a 3. táblázat foglalja össze. A *Tuber* nemzetség leggyakoribb faja orchideás élőhelyeken a *T. aestivum* (193 felvétel), mely faj az általunk detektált *Cephalanthera* felvételezések 31%-ában, az *Epipactis* felvételezések 39%-ában, míg a *Neottia* 13%-ában fordult elő. A *T. aestivum* a 193 előfordulásával szignifikánsan nagyobb arányban fordult elő azokon az élőhelyeken, ahol orchideát is detektáltunk, mint amit az összes élőhelyen felvételezett előforduláshoz viszonyítva várnánk (Fisher-féle egzakt teszt,  $p < 0,0001$ ), ugyanis 1079 felvételen 193 *T. aestivum* detektálását végeztük, ehhez viszonyítva 194 orchideás élőhelyen 34,7 a várt *T. aestivum* előfordulás, ennek ellenére 71 valós felvételünk volt. A *T. aestivum* felvételezéseket a *T. rufum* (138 felvétel), majd a *T. brumale* (99 felvétel) követte. A *Hymenogaster* nemzetség leggyakoribb fajai orchideák mellett a *H. griseus* (33 felvétel), *H. citrinus* (24 felvétel), *H. luteus* (21 felvétel) voltak. 10% feletti gyakorisági értékek (az adott orchidea nemzetségek összes

**1. táblázat:** Orchidea taxonok felvételezésének adatai. A táblázat adott föld alatti gomba nemzetségekkel egy kvadrátban lévő orchidea fajok számát mutatja be. Emellett az egyes orchidea nemzetségeket is összesíti az adott gombanemzetségekhez (12–14. oszlop). A táblázatban az is látható, hogy az adott orchidea fajból/nemzetségből összesen hány felvételezésünk volt (végösszeg - utolsó sor) és az is, hogy adott gombanemzetség mellett összesen hány orchidea felvételezésünk volt (végösszeg – utolsó oszlop). Az adott gombanemzetség után zárójelben az látható, hogy az melyik gombatorzshöz tartozik (Z-Zygomycota, G-Glomeromycota, A-Ascomycota, B-Basidiomycota).

Orchidea taxonok	<i>Cephalanthera damasonium</i>	<i>Cephalanthera longifolia</i>	<i>Cephalanthera rubra</i>	<i>Epipactis atrorubens</i>	<i>Epipactis helleborine</i> aggr.	<i>Epipactis helleborine</i> Cr. s.str.	<i>Epipactis helleborine</i> Cr. subsp. <i>viridis</i>	<i>Epipactis microphylla</i>	<i>Epipactis muelleri</i>	<i>Epipactis purpurata</i>	<i>Neottia nidus-avis</i>	<i>Cephalanthera</i>	<i>Epipactis</i>	<i>Neottia nidus-avis</i>	Végösszeg
<i>Arcangeliiella</i> (B)	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	2
<i>Choiromyces</i> (A)	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	1	0	4
<i>Elaphomyces</i> (A)	1	0	0	0	0	2	0	1	0	0	2	1	3	2	6
<i>Endogone</i> (Z)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1
<i>Gautieria</i> (B)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1
<i>Genea</i> (A)	2	0	0	1	0	2	0	0	0	0	6	2	3	6	11
<i>Glomus</i> (G)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Hydnobolites</i> (A)	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
<i>Hydnotrya</i> (A)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	2
<i>Hymenogaster</i> (B)	12	2	0	1	0	8	0	0	0	0	3	14	9	3	26
<i>Hysterangium</i> (B)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1
<i>Melanogaster</i> (B)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	2
<i>Octavianina</i> (B)	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
<i>Rhizopogon</i> (B)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Sclerogaster</i> (B)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Stephensia</i> (A)	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3
<i>Tuber</i> (A)	39	16	7	5	3	27	1	4	1	4	20	62	45	20	127
<i>Zelleromyces</i> (B)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Végösszeg	60	24	8	7	3	44	1	5	1	4	37	92	65	37	194



**2. táblázat:** Föld alatti gomba nemzetségek és orchideák felvételezésének adatai és az együttes előfordulások gyakorisága. A táblázat három fő részből áll: a felső harmada azt mutatja meg, hogy adott föld alatti gomba nemzetség összes kvadrátjában az adott orchidea nemzetséget hányszor detektáltuk; a táblázat középső harmada az előző értékek százalékos gyakoriságát adja meg; az utolsó harmad pedig azt mutatja, hogy az adott orchidea nemzetség hány százalékában fordult elő az adott gombanemzetséggel az adott orchidea nemzetség összes előfordulásához képest.

Föld alatti gomba nemzetségek	Arctangelia	Endogone	Gautieria	Sclerogaster	Zelleromyces	Glomus	Octavianina	Hydnobolites	Hydnoria	Rhizopogon	Stephensia	Hysterangium	Choatomyces	Melanogaster	Genea	Elaphomyces	Hymenogaster	Tuber	Végösszeg
Felvételezések száma	3	3	3	4	4	5	5	7	7	10	13	14	19	26	54	78	125	699	1079
<i>Cephalanthera</i>	0	0	0	0	1	1	2	2	0	0	3	0	3	1	2	1	14	62	92
<i>Epipactis</i>	2	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	3	3	9	45	65
<i>Neotia nidus-avis</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	1	6	2	3	20	37
<i>Cephalanthera</i>	0%	0%	0%	0%	25%	20%	40%	29%	0%	0%	23%	0%	16%	4%	4%	1%	11%	9%	
<i>Epipactis</i>	67%	0%	0%	25%	0%	0%	0%	0%	0%	10%	0%	0%	5%	0%	6%	4%	7%	6%	
<i>Neotia nidus-avis</i>	0%	33%	33%	0%	0%	0%	0%	0%	29%	0%	0%	7%	0%	4%	11%	3%	2%	3%	
<i>Cephalanthera</i>	0%	0%	0%	0%	1%	1%	2%	2%	0%	0%	3%	0%	3%	1%	2%	1%	15%	67%	
<i>Epipactis</i>	3%	0%	0%	2%	0%	0%	0%	0%	0%	2%	0%	0%	2%	0%	5%	5%	14%	69%	
<i>Neotia nidus-avis</i>	0%	3%	3%	0%	0%	0%	0%	0%	5%	0%	0%	3%	0%	3%	16%	5%	8%	54%	

előfordulásához viszonyítva – 3. táblázat 3. harmada) a következő pároknál figyelhetők meg: *Tuber brumale/Neottia* (20%), a *Tuber excavatum/Neottia* (13%), a *Tuber rufum* aggr./*Cephalanthera* (17%) *Tuber rufum* aggr./*Epipactis* (13%), *Genea verrucosa/Neottia* (11%). 10% feletti gyakorisági értékek (a legalább 20 találattal rendelkező gombafajok összes előfordulásához viszonyítva – 3. táblázat 2. harmada) a következő pároknál figyelhetők meg: *T. aestivum/Cephalanthera* (18%), *T. aestivum/Epipactis* (16%), *T. excavatum/Cephalanthera* (12%), *T. rufum* aggr./*Cephalanthera* (14%), *Hymenogaster citrinus/Cephalanthera* (21%), *Hymenogaster citrinus/Epipactis* (13%), *Hymenogaster griseus/Epipactis* (12%), *Hymenogaster luteus/Cephalanthera* (19%), *Hymenogaster luteus/Epipactis* (10%), *Genea verrucosa/Neottia* (19%).

A „co-occurrence” vizsgálatok eredményeit az 1. ábra foglalja össze. A 774 élőhely bevonásával készült vizsgálat alapján pozitív föld alatti gomba/orchidea együttes előfordulást a *Hymenogaster citrinus/Cephalanthera*, a *Tuber aestivum/Cephalanthera*, a *Genea verrucosa/Neottia*, a *Tuber brumale/Neottia*, *Hymenogaster griseus/Epipactis* és a *Tuber aestivum/Epipactis* mutatott. Együtt elő-nem-fordulást az *Elaphomyces muricatus/Cephalanthera*, *Tuber rufum/Neottia*, *Tuber brumale/Epipactis*, *Tuber macrosporum/Epipactis* és az *Elaphomyces muricatus /Epipactis* gombafajok és orchidea nemzetségek mutattak. A hegyvidéki gyertyános-tölgyes (*Carici pilosae-Carpinetum*) társulások élőhelyeit kiválasztva (mely a leggyakoribb társulás volt vizsgálatainkban) a következő eredményeket kaptuk: 162 hegyvidéki gyertyános-tölgyes élőhely bevonásával pozitív gomba-orchidea együttes előfordulást a *Tuber aestivum/Epipactis* és a *Genea verrucosa/Neottia* mutattak, negatív együttes előfordulást nem tapasztaltunk.

## Értékelés

Az orchideákkal napjainkban is számos fórum foglalkozik, dísznövény értékük mellett természetvédelmi szempontból is igen jelentősek. Természetes élőhelyeiken tapasztalt megfogyatkozásuk okaként számos tényezőt tesznek felelőssé (pl. klimatikus viszonyok drasztikus változása, élőhely vesztés, élőhely fragmentáció, pollinátorok hiánya stb.) (Seaton *et al.* 2010). A természetvédelmi kezeléseknél ezért kiemelt feladat a növények ismeretén túl élőhelyük tanulmányozása és a növények biológiai szempontú vizsgálata is, vagyis a velük szimbiózisban álló élőlények kutatása. Jelen dolgozat a hazai erdei orchideák és föld alatti gombák egy élőhelyen történő előfordulásnak az összefüggéseit vizsgálja. Eredményei alapot

**3. táblázat:** Föld alatti gomba fajok és orchideák felvételezésének adatai és az együttes előfordulások gyakorisága. A táblázat három fő részből áll: a felső harmada azt mutatja meg, hogy adott föld alatti gomba összes kvadrátjában az adott orchidea nemzetségeket hányszor detektáltuk; a táblázat középső harmada az előző értékek százalékos gyakoriságát adja meg; az utolsó harmad pedig azt mutatja, hogy az adott orchidea nemzetség hány százelemben fordult elő az adott gombafajjal az adott orchidea nemzetség összes előfordulásához képest. A táblázat csak a gyakoribb gombanemzetségek fajait tartalmazza.

Föld alatti gomba nemzetségek	<i>Tuber aestivum</i>	<i>Tuber borchii</i>	<i>Tuber brunnale</i>	<i>Tuber excavatum</i>	<i>Tuber fulgens</i>	<i>Tuber macrosporum</i>	<i>Tuber magnatum</i>	<i>Tuber mesentericum</i>	<i>Tuber puberulum</i>	<i>Tuber rapaeodorum</i>	<i>Tuber regium aggr.</i>	<i>Tuber rufum aggr.</i>	<i>Hymenogaster bulliardii</i>	<i>Hymenogaster citrinus</i>	<i>Hymenogaster griseus</i>	<i>Hymenogaster luteus</i>	<i>Hymenogaster niveus</i>	<i>Hymenogaster rehsheimeri</i>	<i>Genea verrucosa</i>
Felvételezések száma	193	6	99	69	49	55	16	26	6	17	10	138	8	24	33	21	12	15	26
<i>Cephalanthera</i>	34	0	8	8	2	4	0	1	1	0	1	19	2	5	3	4	0	1	1
<i>Epipactis</i>	31	1	3	6	2	0	0	0	0	1	2	10	0	3	4	2	1	0	2
<i>Neottia nidus-avis</i>	6	0	9	6	1	3	1	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	1	5
<i>Cephalanthera</i>	18%	0%	8%	12%	4%	7%	0%	4%	17%	0%	10%	14%	25%	21%	9%	19%	0%	7%	4%
<i>Epipactis</i>	16%	17%	3%	9%	4%	0%	0%	0%	0%	6%	20%	7%	0%	13%	12%	10%	8%	0%	8%
<i>Neottia nidus-avis</i>	3%	0%	9%	9%	2%	5%	6%	0%	0%	0%	0%	1%	0%	0%	3%	0%	0%	7%	19%
<i>Cephalanthera</i>	31%	0%	7%	7%	2%	4%	0%	1%	1%	0%	1%	17%	2%	5%	3%	4%	0%	1%	1%
<i>Epipactis</i>	39%	1%	4%	8%	3%	0%	0%	0%	0%	1%	3%	13%	0%	4%	5%	3%	1%	0%	3%
<i>Neottia nidus-avis</i>	13%	0%	20%	13%	2%	7%	2%	0%	0%	0%	0%	4%	0%	0%	2%	0%	0%	2%	11%



és két orchidea nemzetség, a *Tuber brumale*/*Neottia*, a *H. griseus*/*Epipactis* pozitív együttes előfordulása a gyakorisági százalékokban is megmutatkozik. Azonban voltak olyan orchidea/gomba párok, melyek a gyakorisági vizsgálatokban a 10%-ot meghaladták, viszont a „*co-occurrence*” vizsgálatok szerint az előfordulásuk véletlenszerű (pl. *H. luteus*/*Cephalanthera*, *H. luteus*/*Epipactis*, *H. citrinus*/*Epipactis*). Ez utóbbi megállapítás alapján az a következtetés vonható le, hogy a gyakorisági vizsgálat önmagában két faj együttes előfordulásának elemzésére nem alkalmazható, mellette egyéb kiegészítő statisztikai módszer alkalmazása is szükséges.

Összegzésként megállapítható, hogy a hazai erdeinkben található orchideák jelezhetnek bizonyos föld alatti gombafajokat. A „*co-occurrence*” tábla alapján azonban az látható, hogy ezek a kapcsolatok nem fajspecifikusak, ugyanis egy orchideához több gombafaj és egy gombafajhoz is több orchidea nemzetség kapcsolódhat. Az együttes előfordulás orchideákkal néhány gasztronómiai, így gazdasági jelentőséggel bíró föld alatti gombafajra is vonatkozik (pl. *T. aestivum*, *T. brumale*). Ez utóbbi fajok napjainkban folyó kereskedelmi mennyiségben történő helytelen gyűjtésének tulajdonítható természetvédelmi károkozások, úgymint a védett és fokozottan védett növények károsítása, esetleges pusztítása, a talajszerkezet és a föld alatti gomba micélium károsítása már tárgyát képezi számos hatósági eljárásnak. Mindezek kiemelten fontosá teszik, hogy orchideás élőhelyeken is etikus és jogkövető szarvasgombagyűjtés történhessen, illetve a szarvasgomba gyűjtők hatósági jellegű elméleti és gyakorlati képzésében rendkívüli hangsúlyt kapjon a szarvasgombákat jelző növények, különösen az orchideák ismerete.

Köszönetnyilvánítás – Ezúton fejezzük ki köszönetünket Dr. Simon Tibornak, aki az élőhelyek társulásait meghatározta, továbbá köszönettel tartozunk a Debreceni Egyetemen dolgozó Dr. Molnár V. Attilának és kutatócsoportjának az ültetett nyarasok orchideás élőhelyeinek listájáért.

## Irodalomjegyzék

- Bidartondo, M. I., Burghardt, B., Gebauer, G., Bruns, T. D. & Read, D. J. (2004): Changing partners in the dark: isotopic and molecular evidence of ectomycorrhizal liaisons between forest orchids and trees. – *Proc. R. Soc. Lond. B.* **271**: 1799–1806. doi: <https://doi.org/10.1098/rspb.2004.2807>
- Bratek, Z., Illyés, Z., Szegő, D. & Vértényi, G. (2001): Az orchidea-típusú mikorrhiza képződésének és működésének egyes kérdései. – *Bot. Közlem.* **88**: 185–193.
- Bulpitt, C. J. (2005): The uses and misuses of orchids in medicine. – *Q. J. Med.* **98**: 625–631. doi: <https://doi.org/10.1093/qjmed/hci094>
- Dearnaley, J. D. W. (2007): Further advances in orchid mycorrhizal research. – *Mycorrhiza* **17**: 475–486. doi: <https://doi.org/10.1007/s00572-007-0138-1>

- Fay, M. F. (2016): Orchid conservation: Further links. – *Ann. Bot.* **118**: 89–91. doi: <https://doi.org/10.1093/aob/mcw147>
- Ghorbani, A., Gravendeel, B., Naghibi, F. & Boer, H. (2014): Wild orchid tuber collection in Iran: A wake-up call for conservation. – *Biodivers. Conserv.* **23**: 2749–2760. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0746-y>
- Merényi, Zs., Illyés, Z., Völcz, G. & Bratek, Z. (2010): A database and its application for the development of truffle cultivation methods. – *Österr. Z. Pilzk.* **19**: 239–244.
- Molnár, V. A., Wilfried, V., Vidéki, R., Máté, A., Sulyok, J., Óvári, M., Mészáros, A., Tóth, I. Zs., Magos, G., Somlyai, L. & Bauer, N. (2011): Magyarország orchideáinak bemutatása. – In: Molnár, V. A. (szerk.): *Magyarország orchideáinak atlasza*. Kossuth Kiadó, Budapest, pp. 186–429.
- Ouanphanivanh, N., Illyés, Z., Rudnóy, Sz. & Bratek, Z. (2007): Hazai *Orchis militaris* élőhelyek orchidea-mikorrhiza gombáinak vizsgálata. – *Tájökológiai Lapok* **5**: 325–332.
- Ouanphanivanh, N., Merényi, Zs., Orczán, Á. K., Bratek, Z., Szigeti, Z. & Illyés, Z. (2008): Could orchids indicate truffle habitats? Mycorrhizal association between orchids and truffles. – *Acta Biol. Szeged.* **52**: 229–232.
- Pecoraro, L., Girlanda, M., Kull, T., Perini, C. & Perotto, S. (2013): Fungi from the roots of the terrestrial photosynthetic orchid *Himantoglossum adriaticum*. – *Pl. Ecol. Evol.* **146**: 145–152. doi: <https://doi.org/10.5091/plecevo.2013.782>
- R Core Team (2013): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org/>
- Rasmussen, H. N. (1995): Properties of „dust” seeds. In: Rasmussen, H. N. (szerk.): *Terrestrial orchids from seed to mycotrophic plant*. Cambridge University Press, pp. 7–14.
- Roy, M., Yagame, T., Yamato, M., Iwase, K., Heinz, C., Faccio, A. & Selosse, M.-A. (2009): Ectomycorrhizal *Inocybe* species associate with the mycoheterotrophic orchid *Epipogium aphyllum* but not its asexual propagules. – *Ann. Bot.* **104**: 595–610. doi: <https://doi.org/10.1093/aob/mcn269>
- Seaton, P. T., Hu, H., Perner, H. & Pritchard, H. W. (2010): Ex Situ Conservation of Orchids in a Warming World. – *Bot. Rev.* **76**: 193–203. doi: <https://doi.org/10.1007/s12229-010-9048-6>
- Selosse, M.-A., Faccio, A., Scappaticci, G. & Bonfante, P. (2004): Chlorophyllous and Achlorophyllous Specimens of *Epipactis microphylla* (Neottieae, Orchidaceae) Are Associated with Ectomycorrhizal *Septomyces*, including Truffles. – *Microb. Ecol.* **47**: 416–426. doi: <https://doi.org/10.1007/s00248-003-2034-3>
- Smith, S. E. & Read, D. J. (2010): Ericoid, orchid and mycoheterotrophic mycorrhizas. In: Smith, S. E. & Read, D. J. (szerk.): *Mycorrhizal symbiosis*. Academic Press, Elsevier, pp. 387–522.
- Veech, J. A. (2013): A probabilistic model for analysing species co-occurrence. – *Global Ecol. Biogeogr.* **22**: 252–260. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2012.00789.x>
- Veech, J. A. (2014): The pairwise approach to analysing species co-occurrence. – *J. Biogeogr.* **41**: 1029–1035. doi: <https://doi.org/10.1111/jbi.12318>

# The studying the co-occurrence of forest orchids and mushrooms with hypogeous fruiting bodies in the Carpathian basin

Lilla Bóna<sup>1</sup>, Zsolt Merényi<sup>2</sup> and Zoltán Bratek<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Eötvös Loránd University, Faculty of Science, Department of Plant Physiology and Molecular Plant Biology H-1117 Budapest, Pázmány Péter lane 1/C, Hungary*

<sup>2</sup>*Hungarian Academy of Sciences, Biological Research Centre, Institute of Biochemistry Synthetic and Systems, Biology Unit H-6726 Szeged, Temesvári krt. 62, Hungary*  
*e-mail: [bonalillaaa@gmail.com](mailto:bonalillaaa@gmail.com)*

The family Orchidaceae abounds in endangered species, for this reason this family is significant for nature conservation. Additionally the members of this family are connected with many organisms, thus the protection of the symbionts and habitats of the orchids are the task of nature conservation. During our work we examined the correlation of the co-occurrence of forest orchids and mushrooms producing hypogeous fruit bodies as based on our field experience this organisms are found often in same habitat. The co-occurrence was tested with frequency and „co-occurrence” analysis. Based on our results the true truffles (*Tuber* spp.), especially the sommer truffle (*Tuber aestivum*), occur most frequently in the same habitat as orchids, while co-occurrence statistic showed six positive orchid- mushrooms with hypogeous fruiting bodies connections. The co-occurrence draws attention to the complying with the importance of the rules of truffle gathering, with wich the protection of the orchids and the mycelium of the mushroom can become reality.

**Keywords:** orchids, mushrooms with hypogeous fruiting bodies, orchid mycorrhiza, „co-occurrence”

## A farmosi békamentés eredményei 2007–2016

Bozóki Balázs<sup>1</sup> és Antalicz Csaba<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Eszterházy Károly Egyetem, Állattani Tanszék  
3300 Eger, Leányka u. 6. D épület*

<sup>2</sup>*Tápió-vidék Természeti Értékeiért Közalapítvány  
2711 Tápiószentmárton, Kossuth L. u. 3.*

*e-mail: [bozokibalazs04@gmail.com](mailto:bozokibalazs04@gmail.com)*

**Összefoglaló:** A Pest megyei Farnos határában 2004 óta zajlik a kétéltűmentési akció, a közúti gázolások csökkentése érdekében. A kétéltűek telelő- és szaporodóhelyét a 311-es műút választja el, óriási veszélynek kitéve a tavasszal nagy tömegben vonuló állatokat. A Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság munkatársai több mint 10 éve szervezik a mentést önkéntesek bevonásával, mely egyben számos adatot szolgáltat az itt élő kétéltű populációk monitorozásához. Az egy évtizedes munka során 348 491 kétéltűt gyűjtöttünk be terelőkerítés és vödörscapdák segítségével és vittünk át az út túloldalára, többségében barna ásóbékat (97 %).

**Kulcsszavak:** kétéltűek, Farnos, békamentés, barna ásóbéka, környezeti nevelés, közúti gázolások csökkentése

### Bevezetés

A kétéltűekre világszerte veszélyt jelent a forgalmas közutakon való átkelés a szaporodóhelyekre történő vonulásuk során (Garriga et al. 2012, Puky et al. 2013). A konzervációbiológia és a gyakorlati természetvédelem számára már több évtizede fennálló kérdés, hogy hogyan lehet minél hatékonyabban segíteni a vonuló fajokat az ember okozta akadályok leküzdésében. A közutak nagy veszélyt jelentenek, mivel kiépítésük nyomán feldarabolódnak az élőhelyek és csökken a kapcsolat a populációk között.

A kétéltűek napjainkban történő rohamos visszaszorulása is erősíti azt az igényt, hogy a fajok elterjedéséről pontos képet alkossunk (Blaustein & Wake 1990). A rendszeresen végzett békamentések elősegíthetik, hogy a fajok lokális előfordulásáról, a populációk méretéről és az állományok fluktuációjáról részletes információkat kapjunk. Savage (1935) publikálta először, hogy a szaporodóhelyeket elválasztó közutak, a szaporodásuk időszakában veszélyt jelentenek a kétéltűek állományaira. A gyakorlati természetvédelem közúti gázolások megelőzésére tett



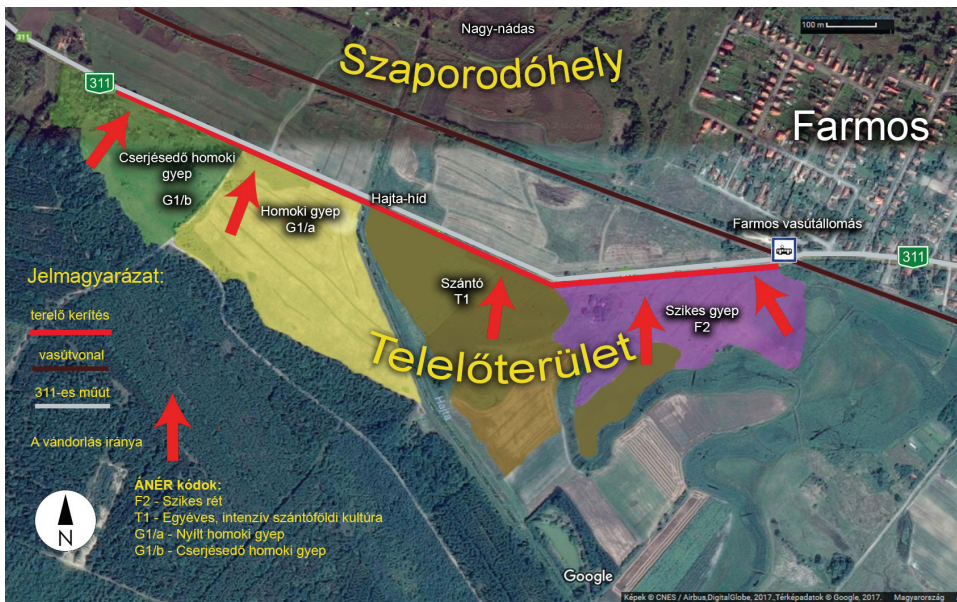
intézkedései 1969-ben kezdődtek Svájcban (Ryser & Grossenbacher 1989). A vonalas közúti létesítmények élőhely-fragmentáló hatásának káros következményeit békamentő akciókkal is lehet csökkenteni. Az első hazai szervezett békamentésre 1987 áprilisában Parassapusztán került sor (Puky 1987). Mazál (1997) a Fertőtő partján megfigyelt tapasztalatait összegezte. A Naplás-tó Természetvédelmi Területen élő kétéltűek vonulási sajátosságait Schád és mtsai (1999) vizsgálták. A 2. számú főút Hont és Parassapuszta közötti szakaszán a Varangy Akciócsoport Egyesület szervezésében végzett kétéltűmentés eredményeit Mechura és mtsai. (2012) dolgozták fel. A 311-es közút farmosi szakaszán végzett kétéltűmentés eredményeiről Németh és mtsai. (2012) munkája szolgáltat adatokat. A békamentés, mint gyakorlati természetvédelmi program kiváló környezeti nevelési lehetőség is egyben. Akár egyszeri alkalomként, akár beépítve az oktatási-nevelési intézmények pedagógiai programjába hatékonyan segíti a környezettudatos gondolkodás kialakítását. Farmoson a kétéltűmentés mellett nagy hangsúlyt fektetünk a környezeti nevelésre is (Flórián és mtsai. 2012). A közutak mentén végzett békamentések jól beilleszthetőek az iskolai oktatásba is (Kéri 2002). A gyerekek érdeklődését személyes tapasztalataink átadásával, érdekes történetekkel tudjuk növelni (Kéri 2002, Puky 2006). Az oktatás akkor a leghatékonyabb, ha a gyerekek tevékenyen részt vehetnek (Cramer 2008). A mentőakció során a résztvevők megismerhetik a természetvédelmi munka fontosságát, a területen élő kétéltű fajokat és az ökoszisztémában betöltött szerepüket.

Munkánk célja egyrészt, hogy bemutassa a farmosi békamentés sikerének okait, a mentés során kidolgozott műszaki megoldásokat, szervezési módszereket, és a mentés faunisztikai eredményeit, valamint ismertessük a békamentésben rejlő széles spektrumú környezeti nevelési lehetőségeket. Tapasztalatainkat bemutatva szeretnénk útmutatást adni más természetvédelmi szervezetek számára, hogy hogyan lehet megvalósítani egy sikeres kétéltűmentési akcióprogramot.

## Anyag és módszer

*Helyszín:* Farnos Budapesttől mintegy 65 km távolságra fekszik a Hajta mentén, Pest megye dél-keleti részén. A falu nyugati határában az 1960-as évekig egy óriási, több száz hektáros mocsaras terület húzódott egészen Jászberényig, mely a térségben lezajlott folyószabályozások és lecsapolások következtében jelentősen átalakult. Mára három, egymástól elkülönülő foltban található megmaradt mocsár darabokat. Jászberény és Egreskáta határán a Hajta-mocsár, a nagykáta Nyíkrét mocsarai és a legdélebbre fekvő farmosi

Nagy-nádas őrzi az egykori vízi birodalom emlékét. 1998 óta mindhárom terület a Tápió-Hajta Vidéke Tájvédelmi Körzet részeként országos védettséget élvez. A farmosi békamentés a helyi vasúti megállótól nyugatra, a szomszédos Göböljárás határáig a 311-es főút mentén történik 1,5 km-es szakaszon, mivel itt a legintenzívebb a kétéltűek vándorlása. A műútból délre helyezkedik el a kétéltűek telelőhelye, míg az út túlsó, északi oldalán a Nagy-nádas vizes foltjai, melyek a szaporodó helyet biztosítják. A telelőhely négy különböző adottságú élőhelyre oszlik a fenti szakaszon: szikes rét, szántóföld, nyílt homokpusztagyep és cserjésedő homoki gyep. Az élőhely-típusok közül a cserjésedő homoki gyep volt a legkisebb területű és a szikes rét a legnagyobb kiterjedésű. (1. ábra)



1. ábra: A farmosi békamentés helyszíne

A kezdeti években a békamentés az esti, éjszakai órákban történt a vonuló állatok úttestről való összegyűjtésével. Békaterelő kerítés kiépítésére és gyűjtővödrök elhelyezésére először 2005-ben került sor. A kétéltűmentés a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatósága, a Tápió-vidék Természeti Értékeiért Közalapítvány és a Jane Goodall Intézet (amely 2009-ben csatlakozott) közös munkájaként valósult meg az elmúlt években, több ezer önkéntes bevonásával. A békamentés minden évben március és április hónapokban zajlott. A vonulási mozgás alacsony intenzitása miatt a szaporodási időszakon túl nem volt szükség kétéltűmentésre.

*Műszaki megoldások:* A mentés során egy terelőkerítéssel akadályozzuk a vonuló kétéltűeket, hogy a 311-es útra jussanak. A kerítés a farmosi vasúti kereszteződéstől kezdődően Göbolyjárásig húzódik Nagykáta irányába, közel 1,5 km hosszú útszakaszon. A terelőkerítés állítása nyilvánosan meghirdetett esemény, melyre kb. 20–30 önkéntes érkezik minden évben. Mivel többetes terepi használatra szánjuk a kerítést, így fontos, hogy tartós és ellenálló anyagból készüljön. A kerítés anyaga újrahasznosított „homlokzattakaró reklámháló”, melyet a budapesti re-designer Medence Csoport felajánlásából kaptunk nagy mennyiségben, melyet fél méteres magasságban feszítünk ki az úttal párhuzamosan (Németh 2012).

A kerítés anyagából 5 méter hosszú és 1 méter széles szakaszokat gyártottunk le, amelyeket a közepén és a két végén fakarókhoz rögzítettünk szögbelövő segítségével. A kerítés építésekor a műúttól 5 méterre ásunk egy nyomvonalat, melybe leverjük az előre elkészített kerítésszakaszok karóit és a kerítés alsó részét betemetjük. Az előre legyártott kerítésszakaszok a mentések során évről-évre újra felhasználhatók. Ajánlatos a szakaszokat átfedésben építeni, így a kerítésszakaszok egymást feszítik. A terelőkerítés mentén haladó állatokat vödörcepdákkal gyűjtöttük össze, melyeket a kerítés mentén 15–20 méterenként ástunk le. A vödörök leásásakor figyelni kell arra, hogy azok lehetőleg úgy kerüljenek elhelyezésre, hogy a kerítés és a vödör széle pontosan egy vonalba kerüljön (Pellinger & Takács 2000). A vödörök oldalára néhány lyukat fúrtunk, melyeken keresztül a felgyülemelő csapadék el tud szivárogni a talajba.

A kiszáradás elkerülése érdekében a vödörbe kevés homokot szórtunk, amelybe a békák be tudják ásni magukat. A homok az esetleges reggeli fagyoktól is megóvjá őket. Szintén segít, ha a vödör alján lévő homokot rendszeres locsolással nedvesen tartjuk. Ezzel kapcsolatos tapasztalatunk, hogy nem a vödör legalját fűrjük ki, hanem az oldalát 2–3 cm magasságban, mert így az alján meg tud állni egy kevés víz. Szükséges még a vödörbe nedves fűcsomókat vagy leveleket elhelyezni, amelyek búvóhelyként szolgálhatnak, például a vöröshasú unkáék és zöld levelibékák számára (Németh 2012).

*Szervezeti háttér:* Az első farmosi békamentés még viszonylag szűk körben történt a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság helyi munkatársainak vezetésével, melyhez néhányan csatlakoztak Farmos község lakosai közül. Nagy előrelépést jelentett, hogy 2005-ben már a Farmosi Életmód Egyesület tagjai, és az MME Tápió-vidéki Helyi Csoportjának önkéntesei is bekapcsolódtak a munkába. Majd 2009-ben a budapesti székhelyű Jane Goodall Intézet tagjainak figyelmét is felkeltette a projekt, melyet belevettek szakmai programjukba.

A farmosi békamentés budapesti propagálása főként nekik köszönhető. A mentés szakmai felügyeletét kezdetektől a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság helyi szakemberei biztosítják, akiknek a ci-

vil szervezetek aktív tagjai segítenek a napi mentések vezetésében. Az anyagbeszerzéseket a térségben működő Tápió-vidék Természeti Értékeiért Közalapítvány támogatta anyagilag, melynek munkatársai mentésvezetőként is rendszeresen részt vesznek a programban.

A nemzeti park mellett a mentésben részt vevő civil szervezetek is népszerűsítetik az akciót honlapjaikon és közösségi oldalaikon. Továbbá cikkeket jelentettünk meg a helyi újságokban, a térségi és önkormányzati honlapokon, hamarosan az országos médiában is figyelmet kapott az akció. A csoportok koordinálására és a programmal kapcsolatos tudnivalók bemutatására Németh András 2013-ban létrehozta a [www.bekamentok.blog.hu](http://www.bekamentok.blog.hu) internetes oldalt, melyen a foglalási naptár szabad helyeit naprakészen lehet követni. Az önkéntes csoportoknak az itt megadott elérhetőségen be kell jelentkezniük, ahol az időpont kiválasztásakor meg kell adniuk a csoport létszámát, korosztályát és egy kapcsolattartó (csoportvezető) elérhetőségét. A hétvégeket általában családos érdeklődőknek és egyéni önkénteseknek tartjuk fenn. Valamennyi csoporthoz minden napra egy tapasztalt mentésvezetőt osztunk be az együttműködő szervezetek tagjai és önkénteseink közül, aki reggel a helyszínen várja és a nap folyamán kíséri a csoportot.

*A mentés folyamata:* A mentőakció minden nap a reggeli órákban történik. A gyakorlati munka megkezdése előtt a mentésvezető ismerteti a program célját, természetvédelmi fontosságát, az előforduló fajok jellegzetes határozó bélyegeit és a mentés folyamán betartandó szabályokat. Nagyobb létszámú mentőcsapat esetén a résztvevőket kisebb csoportokra bontjuk, akik között felosztjuk a vödöröket (szakaszonként, vagy páros-páratlan számozású vödörök alapján). A javasolt, hatékony kiscsoport méret 10–12 gyerek, melyek koordinálásába a kísérő pedagógusok is be tudnak segíteni.

Az eligazítás után a kiscsoportok a kerítés mentén végighaladva kézzel kiszedik a kétéltűeket a vödör csapdákból, és a magukkal hozott gyűjtővödörökbe teszik. A kétéltűek számát minden vödörnél fajonként jegyzőkönyvben rögzítjük, melyet a csoport egy tagja vezet. A napi mentés általában 1–3 órán keresztül tart a békák egyedszámától függően. Majd az összegyűjtött állatokat a mentőcsoport gyalogosan átviszi a Nagy-nádasba, ahol közösen engedik el őket a vízparton. Az elengedés során különösképpen ügyelni kell arra, hogy ne hagyják a mentésben részt vevők eltapossák a vödörökből elengedett állatokat. Amennyiben a csoportnak van még ideje, teszünk egy sétát a közeli Kékbegy tanösvényen és a Bivalyos-szigeten, ahol bemutatjuk a mocsár és a szomszédos szikes rétek élővilágát. A békamentés programja mellett az utóbbi években a bejelentkező csoportoknak további helyi természetismereti programokat (farmosi Természetvédelmi Oktatóközpont kiállításának megtekintése, madárgyűrűzés, vízvizsgálat) is ajánlunk, így a békamentés egy egész napos tartalmas osztálykirándulássá/terepgyakorlattá is bővíthető. A

békamentés vezetését mindig térítésmentesen végezzük, csak az esetleges plusz programokért kell fizetni a csoportoknak.

A területen előforduló kétéltűek terepen jól határozhatók, a fajok többsége a jól ismert határozókulcsok segítségével (Kiss 1989, Korsós 1997, Péchy & Haraszthy 1997) faji szinten könnyen beazonosítható. A mentés során minden egyed faji szintű határozás után kerül a jegyzőkönyvbe. Egyedül a területen előforduló *Pelophylax* (Fitzinger, 1843) nembe tartozó békák egyedeinél nem végzünk faji szintű határozást a *Pelophylax* nem fajai közötti nagyfokú hasonlóság és a fennálló hibridizáció miatt (Gubányi 1990, Kovács 2000). Ezért a jegyzőkönyvben a „*Pelophylax complex*” megnevezést használjuk.

## Eredmények

A farmosi békamentők csapata 2007–2016 között, összesen 454 alkalommal végzett békamentést. A legtöbb csapdázási nap 2007-ben (62 nap) a legkevesebb 2011-ben (25 nap) volt (1. táblázat).

**1. táblázat:** Csapdázási napok száma 2007–2016.

Év	A békamentés kezdete (hó.nap)	A békamentés vége (hó.nap)	Időtartama (nap)
2007	02.27.	04.29.	62
2008	02.26.	04.17.	52
2009	03.08.	04.18.	42
2010	03.01.	04.07.	38
2011	03.13.	04.06.	25
2012	03.01.	04.19.	50
2013	03.03.	04.21.	50
2014	03.02.	04.12.	42
2015	03.01.	04.11.	42
2016	02.21.	04.11.	51

A mentőakciók során 2007–2016 között 348 491 kétéltű egyedet fogtunk, 8 faj és 1 fajkomplex jelenlétét észleltük a területen. A kétéltűmentés adatait a 2. és 3. táblázatban foglaltuk össze. A legnagyobb egyedszámban előforduló fajok a barna ásóbéka (*Pelobates fuscus* Laurenti, 1768), a vöröshasú unka (*Bombina bombina* Linnaeus, 1761) voltak, a többi kétéltű egyedszáma nem érte el az 1%-ot (2. táblázat). A mentőakciók során a gyűjtővödörökből előkerültek még dunai tarajosgötte (*Triturus dobrogicus* Kiritzescu, 1903), zöld levelibéka (*Hyla arborea*

**2. táblázat:** Összesített egyedszámok a 2007–2016 közötti békamentéseken.

Faj	Egyedszám	Előfordulási arány (%)
<i>Pelobates fuscus</i>	339658	97,51
<i>Bombina bombina</i>	4933	1,39
<i>Hyla arborea</i>	1545	0,44
<i>Bufo bufo</i>	124	0,04
<i>Bufo viridis</i>	16	<0,01
<i>Rana dalmatina</i>	10	<0,01
<i>Pelophylax complex</i>	83	0,02
<i>Triturus dobrogicus</i>	2050	0,58
<i>Lissotriton vulgaris</i>	72	0,02

Linnaeus, 1758), a barna varangy (*Bufo bufo* Linnaeus, 1758), zöld varangy (*Bufo viridis* Laurenti, 1768), erdei béka (*Rana dalmatina* Fitzinger, 1839), pettyes göte (*Lissotriton vulgaris* Linnaeus, 1758), és *Pelophylax* nembe tartozó békák (2. táblázat).

A csapdákban talált kételtűek egyedszám adatait éves bontásban is közöljük, melyen jól látszik a vándorló kételtűek egyedszámainak fluktuációja (3. táblázat). A dunai tarajosgöték, a pettyes götékek, a zöld békák, a barna varangyok és az erdei békák 2011-ben kerültek elő a legnagyobb egyedszámokban. Ezek a fajok a többi év békamentései során szinte alig kerültek bele a vödör csapdákbá. A zöld levelibékák minden évben megfigyelhetőek voltak. A békamentés kezdeti éveiben (2007-2009) nagy egyedszámmal voltak jelent a vizsgált területen (3. táblázat). Négy faj a barna ásóbéka, a vöröshasú unka, a zöld

**3. táblázat:** A mentett kételtű fajok egyedszáma évenkénti bontásban.

	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
<i>Pelobates fuscus</i>	14053	60494	63608	38422	38769	1458	65391	10151	25281	22031
<i>Bombina bombina</i>	1098	309	106	125	2388	95	444	156	127	85
<i>Hyla arborea</i>	264	245	462	59	205	28	163	26	6	87
<i>Bufo bufo</i>	6	22	3	5	55	4	14	3	11	1
<i>Bufo viridis</i>	0	2	2	0	1	0	7	1	1	2
<i>Rana dalmatina</i>	0	0	2	0	6	0	0	1	0	1
<i>Pelophylax complex</i>	0	0	0	1	77	0	3	0	1	1
<i>Triturus dobrogicus</i>	39	8	2	6	1880	4	94	0	9	8
<i>Lissotriton vulgaris</i>	0	0	0	0	68	0	1	0	0	3
Összesen	15460	61080	64185	38618	43449	1589	66117	10338	25436	22219

levelibéka és a barna varangy előfordulását tudtuk minden évben észlelni a békamentés során használt vödörcepdákkal.

A legtöbb barna ásóbékát 2013-ban fogtuk be, összesen 65 391 példányt, ami a tíz éves mentési időszakban begyűjtött barna ásóbékák 19,3 % -a. A 2013-as év mellett még két év volt, amikor a megmentett barna ásóbéka egyedek száma meghaladta a 60 000 egyedet: 2008-ban 60 494 példányt (17,8%), 2009-ben 63 608 példányt (18,7%) fogtunk. Ezen három évben összesen 189 493 barna ásóbéka egyedet gyűjtöttünk be, amely a mentési időszakban befogott barna ásóbékák 55,8%-át tette ki. A 2012-es évben a tíz év alatt összesen begyűjtött barna ásóbékáknak mintegy 0,42%-a került begyűjtésre. (4. táblázat). A területek közül a

**4. táblázat:** A barna ásóbékák egyedszámának évenkénti és élőhely szerinti megoszlása.

Vizsgálati év	Szikes rét	Szántóföld	Homoki gyep	Cserjésedő homoki gyep	Összes egyedszám
2007	1355	5842	3289	3567	14 053
2008	21 740	21 579	7351	9824	60 494
2009	29 863	20 873	6987	5885	63 608
2010	6763	13 807	7055	10 797	38 422
2011	4066	13 502	9072	12 129	38769
2012	123	746	300	289	1458
2013	15 859	26 186	10 479	12 867	65 391
2014	1555	3709	2750	2137	10 151
2015	2719	5403	7902	9257	25 281
2016	2089	6498	5522	7922	22 031
Összes egyedszám	86 132	118 145	60 707	74 674	339 658

szántóterületnél lévő útszakasznál esett csapdába a legtöbb barna ásóbéka, 118 145 példány, ami a vizsgálati időszakban begyűjtött barna ásóbékák 34,8%-a. (4. táblázat). A második leghasználtabb élőhely-típus a szikes rét, ahol a begyűjtött példányok egyedszáma 86 132 volt (a begyűjtött barna ásóbékák 25,4%-a), ezt követte a cserjésedő gyep 74 674 egyeddel (21,9%). Végezetül a homokgyepről vándorló a barna ásóbékákból 60 707 példány került begyűjtésre (17,8%) (4. táblázat). A szántóföld előtti sávnál befogott barna ásóbékák legnagyobb egyedszám adatát a 2013-ban végzett mentés eredményezte (26 186 egyed), amely a 2013-as évi mennyiség 40,04%-a, és a mentési időszak alatt összesen begyűjtött barna ásóbékák 7,7%-át tette ki (4. táblázat). A kezdeti években (2008, 2009) a szikes gyep volt a leghasználtabb élőhely, azonban az elmúlt években (2015, 2016) a legtöbb barna ásóbékát a cserjékkal borított élőhelyről gyűjtöttük be. (4. táblázat).

2013-óta feljegyezzük naponta a békamentésen résztvevő önkéntesek létszámát négy korosztály szerinti csoportra bontva (5. táblázat). Az elmúlt években egyre jobban fokozódik az érdeklődés a program iránt. 2014-óta a legtöbb résztvevő általános iskolás. Mivel évenként eltérő a mentési időszak hossza, a napi átlagos csoportméretet (összlétszám/mentési napok száma) is feltüntettük (5. táblázat).

Földrajzi helyzetet tekintve a legtöbb csoport budapesti közoktatási intézményekből érkezik, majd őket követik a helyi (Tápió-menti) óvodák, iskolák, Pest megye és a szomszédos Jászberény intézményei. Az eddig legtávolabbról érkező békamentőink Ausztráliából és Indonéziából származó diákok voltak, akik budapesti egyetemeken tanultak.

**5. táblázat:** A résztvevő önkéntesek létszáma korosztályok szerinti bontásban 2013–2016.

Év	Óvodások (fő)	Általános iskolások (fő)	Középiskolások (fő)	Felnőttek (fő)	Összlétszám (fő)	Napi átlag
2013	291	250	132	138	811	16,22
2014	356	359	118	255	1 088	25,90
2015	309	397	72	209	987	23,50
2016	284	412	120	268	1 084	21,25
Összesen	1 240	1418	442	870	3 970	21,7

## Értékelés

A barna ásóbéka hazai elterjedését Schäffer és Purger (2005) elemezte részletesebben. Hazánkban a sík- és dombvidékeken szinte mindenütt előfordul, a magasabb hegyeket általában elkerüli (Korsós 1997). A barna ásóbéka a szaporodóhelyre történő vándorlása során néha napközben is megfigyelhető. Legfőbb veszélyforrást élő- és szaporodóhelyeinek megszűnése jelenti számára, mivel helyhűsége és speciális környezeti igényei miatt új területeket csak lassan képes kolonizálni. Élőhelyéhez és vonulási útvonalához hűségesen ragaszkodik (Sinsch 1991). A teljes populációnak csak a töredéke hajlandó új helyekre vonulni (Kyek 1999, Puky & Vogel 1993). A homoktalajú területekről talajszerkezetüknek köszönhetően hamarabb elszivárogo a csapadék- és olvadákvíz, mint a szikésekről (Stefanovits et al. 1999), valószínűleg ez az oka annak, hogy csapadékosabb években (például 2008, 2009, 2013) a barna ásóbékák és más kétéltű fajok nagy arányban használták ezt az élőhelyet. A barna ásóbékák előfordulnak szántóterületeken is (Arnold 2002). Farnos hátrában is ezen élőhely előtt elhelyezett vödörcsapdából gyűjtöttük be a legtöbb egyedeket. A barna ásóbékák a rövid, alacsony növényzettel borított élőhelyeket részesítik előnyben. Habár főként az idősebb egyedek kerülnek a bokros vegetációkat



(Eggert et al. 2006), Farnos határában azonban a cserjékkel borított gyepes élőhelyeken is megtalálható a faj. A barna ásóbéka mellett még jelentős vöröshasú unka és tarajos götte állomány is él a területen, melyek főként a szikes réteken fordulnak elő. A farmosi békamentő akciók során az önkéntes csoportok évente kétélűek tízezreinek életét mentik meg, mellyel nagyban hozzájárulnak a helyi populációk megmaradásához.

A műszaki megoldásokat tekintve a homlokzattakaró reklámháló bizonyult eddig a legalkalmasabbnak a mobil terelőkerítés elkészítésére. A háló anyaga könnyen szabható, nem nyúlik, nem szakad, és a legyártott kerítésdarabok minden évben újra használhatóak.

A szervezeti háttérrel tekintve nagy könnyebbséget jelent, hogy több civil szervezet és visszatérő önkéntes is segíti a helyi nemzeti parkos szakemberek munkáját, így jobban megoszlik a szervezés és napi mentésvezetés terhe. A Farnosra érkező önkéntesek közül a legtöbb résztvevő az általános iskolás és óvodás korosztályból kerül ki. De a kísérő pedagógusoktól eltekintve nagy számban vesznek részt a felnőttek is, akár csoportkísérőként, akár családjajkkal érkezve a hétvégi mentési napokra. A résztvevők számát tekintve jól látható, hogy az utolsó években ezer körüli létszámon telítődött a farmosi békamentési helyszín kapacitása. Ezen a hosszúságú szakaszon a tavaszi vonulási időszakban nem lehet több csoportot fogadni, különben az már a mentés biztonságát és a hatékony munkát veszélyezteti.

A békamentési akcióknak óriási társadalmi jelentősége van a lakosság bevonása és szemléletformálása tekintetében. A békamentés remek lehetőséget biztosít a környezeti nevelésre. A békamentés nagy előnye más természetvédelmi projektekkel szemben, hogy nem kell hozzá különösebb előismeret, és akár néhány óra alatt is látványos eredmény érhető el. A program során a résztvevők megismerkedhetnek a békamentés technikájával, a természetvédelmi munka fontosságával, a területen megtalálható kétélű fajokkal és az őket veszélyeztető tényezőkkel. A farmosi békamentés 10 éve során több ezer önkéntes (gyerekek, felnőttek egyaránt) kapcsolódott bele a gyakorlati természetvédelembe, akik tevőlegesen is részt vettek a hazai természetvédelem munkájában. Farnosnak óriási előnye a többi hazai békamentő helyszínnel szemben, hogy Budapestről könnyen, gyorsan megközelíthető (tömegközlekedéssel is), valamint a gyerekcsoportok számára biztonságosan végezhető a mentés folyamata.

Flórián és mtsai. (2012) vizsgálatában a gyerekek kétélűekhez való viszonya a békamentés során szignifikánsan javult. A kétélűek közvetlen megismerése, megérintése és kiszolgáltatott helyzetük felismerése az érzelmeikre hatva megváltoztatja a korábbi előítéleteiket. A természetvédelmi munkákban való aktív-cselekvő részvétel növeli a gyerekek és fiatalok problémamegoldó képességét (Stevens 1995, Jordan 2003). A béka-

mentés az önkéntes résztvevők számára kortól függetlenül és előzetes szaktudás nélkül is végezhető, aktív tevékenységre ad lehetőséget, így természetvédelmi sikerélményt nyújt és pozitív irányba mozdítja el a „nem szeretem” állatok iránti attitűdöket. Elősegíti a szűkebb-tágabb környezethez való kötődést és a környezeti értékek irányában felelősen gondolkodó és cselekvő állampolgári magatartás kialakulását.

Az eddig végzett békamentő akciókat a jövőben is szeretnénk folytatni, és a lehetőségekhez képest ezzel is segíteni kívánjuk a közvetlen környezetünkben élő békák és gőtéek fennmaradását.

Köszönetnyilvánítás – Köszönet illeti a Famosi Békamentők csapatának minden tagját, a természetvédelem iránt elhivatott magánszemélyeket és szervezeteket, akik már több mint egy évtizede dolgoznak a kétéltűek védelmében. Külön köszönet a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság munkatársainak: Németh Andrásnak, Vidra Tamásnak és Kepes Zsolt-nak, a Tápió-vidék Természeti Értékeiért Közalapítványnak, a Jane Goodall Intézetnek, az MME Tápió-vidéki Helyi Csoportjának és a Tápió Természetvédelmi Egyesület tagjainak, valamint Flórián Norbertnek, Scheuer Zsuzsannának és Dr. Varga Jánosnak. Valamint köszönjük az adatokat minden adatgyűjtőnek.

## Irodalomjegyzék

- Arnold, E. N. (eds) (2002): *A field guide to the reptiles and amphibians of Britain and Europe*. – Harper Collins Publishers, London, 288 p.
- Blaustein, A. R. & Wake, D. B. (1990): Declining amphibian populations: A global phenomenon? – *Trends Ecol. Evol.* **5**: 203–204. doi: [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(90\)90129-2](https://doi.org/10.1016/0169-5347(90)90129-2)
- Cramer, J. R. (2008). Reviving the connection between children and nature through service-learning restoration partnerships. – *Nat. Plants J.* **9**: 278–286. doi: <https://doi.org/10.2979/NPJ.2008.9.3.278>
- Eggert, C., Cogalniceanu, D., Veith, M., Dzukic, G. & Taberlet, P. (2006): The declining spadefoot toad, *Pelobates fuscus* (Pelobatidae): paleo and recent environmental changes as a major influence on current population structure and status. – *Conserv. Genet.* **7**: 185–195. doi: <https://doi.org/10.1007/s10592-006-9124-y>
- Flórián, N., Kavecsánszki, A. & Ladányi, M. (2012): Békamentés és szemléletformálás a Tápió-Hajta vidékén. – *Termvéd Közlem.* **18**: 159–170.
- Garriga, N., Santos, X., Montori, A., Richter-Boix, A., Franch, M. & Llorente, G. A. (2012): Are protected areas truly protected? The impact of road traffic on vertebrate fauna. – *Biodivers. Conserv.* **21**: 276 1–2774. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0332-0>
- Gubányi, A. (1990): Összehasonlító populáció-szerkezeti vizsgálat a kecskebéka fajcsoportnál (*Rana esculenta* complex) – *Állattani Közl.* **76**: 63–72.
- Jordan, W. R. III. (eds) (2003): *The sunflower forest: ecological restoration and the new communion with nature*. – Berkeley: University of California Press, 256 p.
- Kéri, A. (2002): A természetvédelmi mentőakciók és szerepük a környezeti nevelésben. – In: Schróth Á. (szerk.): *Válogatás a középiskolai „Környezeti nevelés” területeiből, Tanulmányok*

- Magyarország és az Európai Unió természetvédelméről. – TEMPUS Institutional Building Joint European Project. Trefort Kiadó, Budapest. pp. 151–174.
- Kiss, I. (1989): *A Magyarországon előforduló halak, kétéltűek és hüllők* (egyetemi jegyzet) – Gödöllői Agrártudományi Egyetem, 140 p.
- Korsós, Z. (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer VIII. Kétéltűek és hüllők*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 44 p.
- Kovács, T. (2000): A kecskebékák különleges genetikája és ökológiai szerepük. – *Természet világa* **131**: 421–423.
- Kyek, M. (1999): *Amphibienschutz an Straßen. Empfehlung für den Straßenbau unter besonderer Berücksichtigung des Neubaues von Straßen*. – Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten, Wien, 34 p.
- Mazál, I. (1997): *Kétéltűek és hüllők vonulás- és telelészvizsgálata a Fertő-tó partján*. – Szakdolgozat, Roth Gy. Erdészeti Technikum Sopron.
- Mechura, T., Gémesi, D., Szövényi, G. & Puky, M. (2012): A tavaszi kétéltűvándorlás időbeli jellegzetességei és a közúti kétéltűvédelmi rendszer működése a 2. sz. főút Hont-Parassapuszta szakaszán 2009 és 2011 között. – *Allattani Közl.* **97**: 77–84.
- Németh, A., Flórián, N., Kavacsánszki, A. (2012): Kétéltűmentés a 311-es közút farmosi szakaszán. – In: Vidra, T. (szerk.): *Természetvédelem és kutatás a Tápió-vidéken* – Rosalia 7, pp. 163–181.
- Péchy, T. & Haraszthy, L. (1997): *Magyarország kétéltűi és hüllői*. – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 113 p.
- Pellinger, A. & Takács, G. (2000): Közúti terelő- és áteresz-rendszerek tervezésének és kivitelezésének módszerei a Fertő-parti 8518. sz. közúton folyó békamentés tapasztalatai alapján. – In: Pállag, O. (szerk.) (2000): *Nyomvonalas létesítmények élőhely-fragmentáló hatása*. Nemzeti jelentés az IENE COST 341 témájában, pp. 84–85.
- Puky, M. (1987): *Varangy akció*. – Természetvédelem, Az ELTE KISZ Természetvédelmi Klub tájékoztatója, pp. 17–22.
- Puky, M. (2006): Amphibian road kills: a global perspective. – In: Irwin, C. L., Garrett, P. & McDermott, K. P. (eds): *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*. Raleigh, NC. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, pp. 325–338.
- Puky, M. & Vogel, Zs. (1993): Környezeti hatásvizsgálat az M3-as autópálya nyomvonalán. – *Öko*. **4**: 35–43.
- Puky, M., Kádár, F. & Kiss, B. (2013): Magyarországi autópályák mint kétéltűek (Amphibia) és hüllők (Reptilia) élőhelyei. – In: Tóth, M., Simigla, Sz. & Puky, M. (szerk.): *Vonalas létesítmények és élővilág: Kapcsolatok, megoldások, monitoring Vonalas létesítmények IENE Műhelytalálkozó. Program és kivonatkiötet*. Magyar Biológiai Társaság Környezet- és Természetvédelmi Szakosztály – Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest, pp. 23.
- Ryser, J. & Grossebacher, K. (1989): A survey of amphibian preservation at roads in Switzerland. – In Langton, T. E. S. (ed): *Amphibians and Roads*. ACO Polimer Products Ltd., London, pp. 7–13. doi: <https://doi.org/10.2307/1445852>
- Savage, R. M. (1935): The influence of external factors on the spawning date and migration of the common frog, *Rana temporaria* Linn. – *Proc. Zool. Soc. Lond.* **2**: 49–98. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1935.tb06232.x>
- Schád P., Puky M. & Kiss I. (1999): A Naplás-tó Természetvédelmi Területen élő kétéltűek vonulási sajátosságai. – *Termvéd. Közlem.* **8**: 161–172.
- Schäffer, D. A. & Purger, J. J. (2005): A barna ásóbéka (*Pelobates fuscus*) elterjedése Magyarországon – *Allattani Közl.* **90**: 25–39.
- Sinsch, U. (1991) Mini-review: The orientation behaviour of amphibians. – *Herpetol. J.* **1**: 541–544.

Stefanovits, P., Filep, Gy. & Füleky, Gy. (1999): *Talajtan*. – 4. átdolgozott kiadás, Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 250–302.

Stevens, W. (1995): *Miracle under the oaks: the revival of nature in America*. – New York: Pocket Books, 356 p. doi: <https://doi.org/10.1086/419230>

## Results of the frog saving program at the Farnos area between 2007–2016

Balázs Bozóki<sup>1</sup> and Csaba Antalicz<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Department of Zoology, Eszterházy Károly University, H-3300 Eger, Leányka u. 6.D, Hungary*

<sup>2</sup>*Public Foundation for the Natural Values of the area of Tápió, H-2711 Tápiószentmárton, Kossuth L. u. 3., Hungary*

Amphibian rescue has been performed since 2004 near the village of Farnos, Central Hungary to mitigate road kills. The wintering and the breeding area of amphibians are separated by the Road 311, decimating animals migrating in huge quantities. Mitigating actions, organized by employees of the Duna-Ipoly National Park Directorate, also provide data for monitoring local amphibian populations. During one decade more than 348 491 amphibian individuals were collected by drift fence and pitfall traps, and were transported in buckets to the other side of the road. The overwhelming majority (97 %) of them were common spadefoot toads.

**Keywords:** Amphibians, Farnos, Frog Rescue, Common Spadefoot, Environmental Education, Roadkill Mitigation

# A városi környezet nagyombavilága – fajösszetételének és változásainak jellegzetességei

Csizmár Mihály, Tóth Annamária és Bratek Zoltán

*ELTE TTK Növényélettani és Molekuláris Növénybiológiai Tanszék*  
1117 Budapest, Pázmány Péter stny. 1/C

e-mail: [csimiz@gmail.com](mailto:csimiz@gmail.com)

**Összefoglaló:** A természetközeli területek jelentős része már városi környezetté „avanzsálódott”, az eredeti élőhelyek átalakultak, fragmentálódtak. A városok gombavilága kevésbé kutatott, a téma ismeretanyaga hiányos. Jelen munka 1987 és 2017 közötti időszak városi, főként budapesti mikológiai gyűjtéseit dolgozza fel. A 30 év alatt 296 gombataxon került regisztrálásra, összesen 1053 adattal. A fellelt gombák 52 családba és 126 nemzetségbe tartoznak. A legfajgazdagabb nemzetségek az *Inocybe* (22 faj), *Hebeloma* (12 faj) és *Agaricus* (8 faj). Leggyakoribb fajok a *Conocybe deliquescens*, az *Agaricus bitorquis*, a *Panaeolina foenicisecii*, a *Coprinellus micaceus* aggr. és a *Scleroderma bovista*. A szaprotróf életmódot folytató taxonok aránya a legmagasabb, 62 %, a mikorrhizásoké 32 %, míg a parazitáké 6 %. A fellelt gombák 55 %-a szerepel a magyarországi nagyombák javasolt Vörös Listáján, illetve négy védett faj is előkerült: *Battarrea phalloides*, *Pogonoloma macrocephalum*, *Volvariella bombycina* és *Hypsizygos ulmarius*. Nyolc indikátor gombafaj jelenlétét igazoltuk, melyből 7 antropogén hatást jelez.

**Kulcsszavak:** városi gomba, urbánus élőhelyek, nagygomba

## Bevezetés

Az egész világra jellemző urbanizációs folyamatoknak köszönhetően Magyarország népességének a jelentős része is mára már a városokban él. A városi lét jellemző velejárója, hogy az ottani lakosság igényei megnőnek, nagyobb kényelmet és jólétet szoknak meg és várnak el. A növekvő igények kielégítéséhez szükséges ipar, mezőgazdaság és a szolgáltatói szféra fejlesztése pedig nem csak a városi környezetben zajlik le, hanem az agglomerációban és a vidéki térségekben is. Ennek eredményeképpen a természetközeli, érintetlen területek és az épített környezet aránya jelentősen megváltozott. Az eddig megszokott élőhelyek kis,- vagy teljes mértékben, de átalakultak. 2005 és 2030 között a világ városi területeinek mérete várhatóan 250 %-kal fog növekedni, ez azt jelenti, hogy elérheti majd az 1,1 millió km<sup>2</sup>-t is (Angel *et al.* 2005). Az átformált területeken új típusú, külön-

leges életfeltételekkel rendelkező élőhelyek keletkeznek és nyílnak meg a friss kolonizálók számára. Ilyen élőhelyek például a kertek, parkok, út- és vízmellékek gyeppei és ültetett fasorai. Ezek az újonnan keletkezett habitatok kezdetben üresek, a folyamatos zavarás és a gyakori gyors változások miatt, adott intervallumon belül sem alakul ki egyensúlyi helyzet az élőhelyeken, ezért több (ritka) fajnak szolgálhatnak kiugrási-elterjedési lehetőségként (Pál-fám 2006). Gondoljunk csak a városi parkok meghagyott idős fáit parazitáló védett gombákra, mint az óriás bocskorosgomba (*Volvariella bombycina*). A legnagyobb változáson átesett részek a városok, amelyek jellemzően jó természeti adottságú területeken fekszenek, helyükön keletkezésük előtt gazdag élővilág honolt. Budapest például éppen a sík és hegyvidék találkozásánál alakult ki, ezért megannyi változatos élőhely fellelhető itt, amelyeket a Duna választ el egymástól. Megtalálható a dolomit sziklagyeppektől kezdve a homokbuckákon át a lápokig mindenfajta élőhely, amely számos élőlénynek adott és ad otthont ma is (Bajor 2015). Így már jobban érthető az is, hogy mekkora a szerepük a városi zöldterületeknek, hiszen egyszerre jelentenek menedéket az eredeti élővilág fennmaradt képviselőinek, illetve képesek kapcsolatot tartani a települések által felszabdalt, eredetileg összefüggő területtel rendelkező élőhelyek között. Jelen munka célja, hogy a hosszútávú megfigyelések adatainak elemzésével információkat adjon közre a városi környezet gombavilágának összetételéről. Rámutasson mely fajok azok, amelyek jobban elviselik a speciális körülményeket (taposás, bolygatás, szennyezés...) és képesek erős állományokat létrehozni. Próbálunk rávilágítani az egyes gombataxonok elterjedését befolyásoló, háttérben álló okokra is. Ezen megfigyelési, és gyakorisági adatok hozzájárulhatnak Magyarország kalaposgombáinak védelméhez, továbbá gyarapítják az urbánus területek egyébként igen hiányos mikológiai ismeretanyagát.

## Módszerek

A felhasznált adatokat az ELTE TTK Növényélettani és Molekuláris Növénybiológiai Tanszék fungáriumi anyagai és Babos Margit mikológus zuglói gyűjtései szolgáltatták közel fele-fele arányban. Az alkalmoszerű felvételezések az 1987 és 2017 közötti időszakban történtek, összesen 614 alkalommal. A terepbejárások jellemzően a csapadékos őszi-nyári időszakokra estek, azonban találunk minden évszakban feljegyzéseket. A gyűjtések nagyrésze Budapesten a XIV. és a XI. kerületekben történtek, főként kertváros jellegű élőhelyeken, de elenyésző számú gombaadat a főváros más részein is rögzítésre került, mint a XXII., XV., XII., és X. kerületek. Néhány egyéb város területéről is származnak gombaadatok, pl. Kerepes, Debrecen, Gödöllő, Dunavarsány, Budakalász (összesen kb. 15 %-a az

adatoknak). Az epigeikus és hipogeikus gombák egyaránt regisztrálásra kerültek. A begyűjtött taxonok határozási munkáinak javarészét a szerzők és Babos Margit végezték a következő irodalmak segítségével: Knudsen és Vesterholt (2012), Krieglsteiner (2000, 2001, 2003), Krieglsteiner és Gminder (2010), Montecchi és Sarasini (2000), Moser (1993), Rimóczi és Vetter (1990). A fajlistában szereplő anyagokból szárított fungáriumi példány készült, melyek a Tanszéki gyűjteményben találhatóak meg, továbbá szerepelnek az Első Magyar Szarvasgombász Egyesület adatbázisában is (Merényi et al. 2010). Az esetek túlnyomó részében faji szintig történt a határozás. Nikon Optiphot-2 típusú mikroszkópot, kémiai reageneket, speciális esetekben pedig molekuláris biológiai módszereket (PCR – technikák) használtunk a határozási munkák során (Gardes és Bruns 1993, White és mtsai 1990). A nevezéktanban az IndexFungorum-ot (CABI 2017) vettük alapul, míg a családbesorolásnál a MycoBank 2017-es internetes adatbázisra támaszkodtunk (MycoBank 2017). A funkcionális csoportok szerinti értékelést az Arnolds és mtsai (1995) által kidolgozott kategóriák alapján végeztük (2. táblázat). Az indikátor gombák és tulajdonságaik leírásához Benedek (2011) és Pál-Fám (2006) munkáit használtuk fel.

## Eredmények

Munkánk során 296 gombataxon előfordulását, összesen 1053 adattal sikerült városi (erősen urbánus) környezetből kimutatni. 221 taxon a Basidiomycota, míg 75 az Ascomycota törzsbe tartozik. A fellelt gombák 52 családból és 126 nemzetségből kerültek ki. A legfajgazdagabb nemzetségeknek az *Inocybe* (susulyka), *Agaricus* (csiperke) és *Hebeloma* (fakógomba) bizonyultak (1. táblázat). A legtöbbször előkerült föld felett termőtestet hozó fajok a kérész haranggomba (*Conocybe deliquescens*) 70 adattal 9 különböző évből, az ízletes csiperke (*Agaricus bitorquis*) 49 adattal 12 különböző évből, a réti trágyagombácska (*Panaeolina foenicisecii*) 47 adattal 12 különböző évből, a kerti tintagomba (*Coprinellus micaceus* aggr.) 40 adattal, 15 különböző évből és a fakó áltrifla (*Scleroderma bovista*) 33 adattal 5 különböző évből. További gyakori fajok voltak még a gyapjas tintagomba (*Coprinus comatus*) 25 adattal, 9 különböző évből, a sötétlábú fakógomba (*Hebeloma mesophaeum*) 20 adattal, 6 különböző évből és a begöngyöltszélű cölöpgomba (*Paxillus involutus* aggr.) 19 adattal, 7 különböző évből. A földalatti

**1. táblázat.** Leggyakrabban előkerült nemzetségek a fajok száma szerint.

<i>Inocybe</i> sp.	<i>Hebeloma</i> sp.	<i>Agaricus</i> sp.	<i>Helvella</i> sp.	<i>Lepiota</i> sp.	<i>Coprinellus</i> sp.	<i>Psathyrella</i> sp.	<i>Tuber</i> sp.
22	12	8	8	8	7	7	7

(hipogeikus) gombavilág gyakori fajai: rőt szarvasgomba (*Tuber rufum* aggr.) 7 adattal 4 különböző évből, citromsárga hártáspöfeteg (*Hymenogaster citrinus*) 6 adattal 3 különböző évből, sima hártáspöfeteg (*Hymenogaster bulliardii*) 5 adattal 5 különböző évből, kocsonyáspöfetegek (*Melanogaster* spp.) 4 adattal 4 különböző évből. Munkánk során több különleges gombafaj előfordulását is sikerült feljegyeznünk úgy, mint a hungarikum, csak a Duna által deponált homoktalajokon növe homoki szarvasgombát (*Mattiolomyces terfezioides*) kertekből, temetőkből; a trópusi sárga bordásözlábgombát (*Leucocoprinus birnbaumii*) szobanövények mellől; vagy a gasztronómiai értéke miatt híressé vált nyári szarvasgombát (*Tuber aestivum*) városi fák alól. Előkerült több indikátor gombafaj is, melyek döntően antropogén hatásokat indikálnak. Magas nitrogén tartalmat jelző gombák: kerti rétgomba (*Agrocybe dura*), bűdös özlábgomba (*Lepiota cristata*), szürkepikkelyű csengettyűgomba (*Pluteus ephebeus*); zavarást és bolygatást jelző fajok: narancsszínű csészegomba (*Aleuria aurantia*), nagy özlábgomba (*Macrolepiota procera*); nem megfelelő környezetet az ültetett fák számára: téli fülöke (*Flammulina velutipes*) és *Volvariella bombycina*. Az egyetlen természetes állapotot jelző, városba bekényszerült, de ott erős populációt létrehozó védett faj pedig a laskapereszke (*Hypsizygus ulmarius*) volt.

## Értékelés

### *Az eredmények mikológiai szempontú értékelése*

Elmondható, hogy a vizsgált városi környezet is viszonylagosan gazdag fungával rendelkezik. A 296 gombataxon, amelyet sikerült regisztrálnunk arra enged következtetni, hogy megannyi faj sikeresen vette az emberek által eléjük gördített akadályokat és képesek voltak az átalakított élőhelyek kolonizációjára. A leggyakrabban előkerült fajok nem meglepő módon kozmopoliták, tehát igen széleskörű elterjedéssel rendelkeznek, főként a mérsékelt égövön belül. Ilyenek az *Agaricus bitorquis*, a *Panaeolina foenicis* és a *Coprinellus micaceus* aggr., urbánus területek gombáiként közismert fajok. Sőt az *Agaricus bitorquis* elhíresült arról, hogy a legszélsőségesebb körülmények között is képes termőtestet hozni, akár a betont áttörni. Az öntözött kertek, parkok és füves területek oázisként működnek az egyébként, a „városi hősziget hatás” és a csapadékvíz öntözőcsatornába való elfolyása miatt rendkívül száraz nagyobb településeken. A rendszeres öntözésnek köszönhetően, (ami akár helyenként megduplázhathatja az éves „le hulló csapadékot”!) ezek az élőhelyek kitüntetetté válnak bizonyos szaprotróf gombafajok számára. Tipikusan ilyenek a *Conocybe deliquescens*, *Panaeolina foenicis* és *Coprinus comatus* jelen munkában is gyakori fajok. Érdekes megfigyelés, hogy



a *Conocybe deliquescens* fajról egészen 2008-ig számos feljegyzés van, azonban az azt követő években eltűntek vagy jelentősen megfogyatkoztak, adat nincsen róluk. Városi fasorok, parkok és kertek frekventáltan előforduló ektomikorrhizaképző fafajai a *Tilia* spp., *Populus* spp., *Betula pendula*, *Picea* spp., *Abies* spp., illetve újabban a *Carpinus betulus* és *Ulmus* spp. fajai. Bár az ektomikorrhizas fajok kevésbé elterjedtek a városi környezetben, mégis helyenként nagy termőtest produktivitású gombaközösségek alakulnak ki alattuk. Meglepően népes fajszámmal regisztráltuk a mikorrhizas *Inocybe* (22 faj), illetve a *Hebeloma* (12 faj) nemzetséget. Leggyakrabban előkerült gyökérkapcsolt gombák pontosan azok a fajok, amelyek képesek a fent felsorolt gyakori gazdanövények legtöbbszörrel kapcsolatot kialakítani. A *Scleroderma bovista* és a *Paxillus involutus* aggr. termőestei nyáron jelennek meg tömegesen a megfelelő időjárás esetén, míg a *Hebeloma mesophaeum* inkább őszi, késő őszi gomba. A zöldülőtönkű susulyka (*Inocybe aeruginascens*) ektomikorrhizas gombafaj gazdanövény fajcseréjét figyeltük meg. A városokban előforduló példányok az ültetett hársfákkal (*T. cordata* és *T. tomentosa*) illetve nyírfákkal (*B. pendula*) képeznek elsősorban mikorrhizakapcsolatot, holott a természetközeli élőhelyeken legelterjedtebb partnerei a nyárfák (*Populus alba* és *P. nigra*).

#### *A taxonok funkcionális csoportok (életmód) szerinti értékelése*

A taxonok funkcionális csoportok szerinti megoszlását a 2. táblázat mutatja be (pn = nekrotrof parazita, st = talajlakó szaprotróf, sk = egyéb növényi maradványokon élő szaprotróf, sh = fán élő szaprotróf, sc = koprofil, m = mikorrhizas, pb = biotrof parazita). A szaprotróf életmódot (st, sh, sk, sc kategóriák) folytató fajok részesedése 62 %, a mikorrhizasoké 32 %, míg a parazitaké (pn, pb) 6 %. A szaprotrófok magas aránnyal szerepelnek, annak ellenére is, hogy számos gyűjtés a föld alatt élő, kizárólag gyökérkapcsolt gombafajokra volt specializálva. A kialakult arányok hátterében több lehetséges ok is állhat. Az urbánus területekre jellemző N koncentráció növekedés kedvezőtlenül hat a mikorrhizas gombák elterjedésére, míg a korhadéklakó gombák kedvelik a nitrogénben gazdag területeket és köztudottan jobban elviselik a bolygatást is (Arnolds 1991; Hogberg et al. 2003). A mikorrhizas gombák számának csökkenését már több városban is kimutatták (Newbound et al. 2010). Krakkóban például főképp a fenyőfélék mikorrhiza-gombáinak csökkenését figyelték meg (Woiewoda 1991). Egy másik

**2. táblázat.** Fellelt taxonok funkcionális csoportok szerinti megoszlása (pn = nekrotrof parazita, st = talajlakó szaprotróf, sk = egyéb növényi maradványokon élő szaprotróf, sh = fán élő szaprotróf, sc = koprofil, m = mikorrhizas, pb = biotrof parazita).

st	m	sh	pn	sk	pb	sc
110	96	63	16	8	2	1

lehetséges ok a városi mikorrhiza-partner fák kis egyedszáma és fajgazdagsága. Jellemzően nem ektomikorrhizás „várostűrő” fafajokat telepítenek, mint az osztorfa (*Celtis* spp.), kőris (*Fraxinus* spp.), platán (*Platanus* spp.) vagy juhar (*Acer* spp.), ezért a gombák nem találják meg szimbióta partnereiket. A viszonylag nagyobb számban jelenlévő nekrotróf paraziták (pn: 19 taxon) pedig a városi fák gyengébb egészségi állapotára utalhatnak (Pál-Fám 2006).

### Természetvédelmi értékelés

Jelen munkában szereplő taxonok 55%-a szerepel a magyarországi nagygombák javasolt Vörös Listáján (3. táblázat) (Rimóczi és mtsai. 1999). Az érték megha-

**3. táblázat.** Vörös Listás taxonok száma IUCN kategóriák szerint.

VL: 1	VL: 2	VL: 3	VL: 4
2	21	97	44

ladja sok más, természetközeli élőhelyen végzett felmérésben tapasztalt értéket! Ráadásul 2 igazán ritka „eltűnéssel vagy kihalással fenyegetett” (IUCN 1) faj, a komposztsiperke (*Agaricus subperonatus*) és a különleges, gyógyhatása miatt jelentős mennyiségben termesztett vörös rovarrontógomba (*Cordyceps militaris*) is több alkalommal előkerült. A jogilag védett 58 faj közül négyet sikerült regisztrálnunk: álszömöröcsög (*Battarrea phalloides*), gyökeres álpereszke (*Pogonoloma macrocephalum*), *Volvariella bombycina* és *Hypsizygos ulmarius*. A *Battarrea phalloides* előszeretettel terem bolygatott homokos területeken. A másik három faj erősen kötődik az idős fákhhoz, melyeket a városi parkokban épségben meghagynak. Érdekes jelenség, hogy azok a farontó (xilofág) gombák, melyek szubsztrátuma kizárólag az idős fák lehetnek, nagy számban települnek be a városokba, ahol még megtalálják azokat.

*Köszönetnyilvánítás* – Köszönjük Babos Lórántnak, hogy rendelkezésünkre bocsájtotta Babos Margit mikológus zuglói gombagyűjtéseit! Köszönettel tartozunk még a határozásban nyújtott segítségért Nagy Istvánnak, Dima Bálintnak, Boros Lajosnak és Merényi Zsoltnak!

## Irodalomjegyzék

- Angel, S., Sheppard, S. C. & Civco, D. L. (2005): *The Dynamics of Global Urban Expansion*. – TheWorld Bank, Washington, DC, 200 p.
- Arnolds, E., (1991): Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe. – *Agric. Ecosyst. Environ.* **35**: 209–244. doi: [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(91\)90052-Y](https://doi.org/10.1016/0167-8809(91)90052-Y)

- Arnolds, E., Kuyper, Th. W. & Noordeloos, M. E. (1995): *Overzicht van de paddestoelen in Nederland*. – Nederlandse Mycologische Vereniging, Wijster, 221 pp.
- Bajor Z. (2015): *Budapest természeti értékei*. – Herman Ottó Intézet, Budapest, 351 p.
- Benedek L. (2011): *A Központi-Börzsöny nagygombái*. – PhD disszertáció, Szent István Egyetem, Budapest.
- CABI (2017): <http://www.indexfungorum.org> (2017. október).
- Gardes, M. & Bruns, T. D. (1993): ITS primers with enhanced specificity for basidiomycetes – application to the identification of mycorrhizae and rusts. – *Mol. Ecol.* **2**: 113–118. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.1993.tb00005.x>
- Hogberg, M. N., Baath, E., Nordgren, A., Arnebrant, K. & Hogberg, P., (2003): Contrasting effects of nitrogen availability on plant carbon supply to mycorrhizal fungi and saprotrophs – a hypothesis based on field observations in boreal forest. *New Phytol.* **160**: 225–238. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2003.00867.x>
- Knudsen, H. & Vesterholt, J. (szerk.) (2012): *Funga Nordica, 2nd edition*. – Nordsvamp, Copenhagen, 1083 p.
- Krieglsteiner, G. J. (szerk.) (2000): *Die Grosspilze Baden-Württembergs. 2*. – Ulmer, Stuttgart, 620 p.
- Krieglsteiner, G. J. (szerk.) (2001): *Die Grosspilze Baden-Württembergs. 3*. – Ulmer, Stuttgart, 634 p.
- Krieglsteiner, G. J. (szerk.) (2003): *Die Grosspilze Baden-Württembergs. 4*. – Ulmer, Stuttgart, 467 p.
- Krieglsteiner, G. J. & Gminder, A. (szerk.) (2010): *Die Grosspilze Baden-Württembergs. 5*. – Ulmer, Stuttgart, 672 p.
- Merényi Zs., Illyés Z., Völcz G. & Bratek Z. (2010): A database and its application for the development of truffle cultivation methods. – In: *Proceedings of the First Conference on the "European" Truffle Tuber aestivum/uncinatum*. Öster. Z. Pilzk, 19, pp. 239–244.
- Montecchi, A. & Sarasini, M. (2000): *Funghi ipogei d'Europa*. – A.M.B., Trento, 714 p.
- Moser, M. (1993): *Guida alla determinazione dei funghi. Vol. I. (Die Röhrlinge und Blätterpilze)*. – Saturnia, Trento.
- Mycobank (2017): <http://www.mycobank.org> (2017. november)
- Newbound, M., Mccarthy, M. A., & Lebel, T. (2010): Fungi and the urban environment: A review. *Landsc. Urban Plan.* **96**: 138–145. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.04.005>
- Pál-Fám, F. & Boros, V. (2006): Nagygombák vizsgálata Kaposvár városban. [Macrofungi examination in Kaposvár city]. – *Somogyi Múzeumi Közlem.* **17**: 7–16.
- Rimóczi I. & Vetter J. (szerk.) (1990): *Gombahatározó I–II*. – Országos Erdészeti Egyesület Mikológiai Társasága, Budapest.
- Rimóczi I., Siller I., Vasas G., Albert L., Vetter J. & Bratek Z. (1999): Magyarország nagygombáinak javasolt Vörös Listája. – *Mikol. Közlem. - Clusiana* **38**: 107–132.
- White, T. J., Bruns, T. D., Lee, S. & Taylor, J. W. (1990): Amplification and direct sequencing of fungal ribosomal RNA genes for phylogenetics. – In: Innis, M.A., Gelfand, D.H., Sninsky, J.J. & White, T.J. (szerk.): *PCR protocols: a guide to methods and applications*. Academic Press, New York, 315–322 pp.
- Woiewoda W. (1991): *Changes in macrofungal flora of Cracow (S. Poland)*. – Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rubel, Zürich 106., pp. 150–161.

## Macrofungi of cities – characteristics of changes and species composition

Mihály Csizmár, Annamária Tóth and Zoltán Bratek

*ELTE TTK Department of Plant Physiology and Molecular Plant Biology  
H-1117 Budapest, Pázmány Péter stny. 1/C, Hungary  
e-mail: csimiz@gmail.com*

A number of natural landscapes have already been urbanized meanwhile the original habitats have changed and fragmented. The mycota of urban environments is not well researched. In the present work we analyze data of urban mycological surveys between 1987 and 2017. The surveys were performed mostly in Budapest and in few other Hungarian cities. 296 fungal taxa have been documented with 1053 records. All of the species belong to 52 families and 126 genera. The most diverse genera were *Inocybe*, *Agaricus* and *Hebeloma*. *Conocybe deliquescens*, *Agaricus bitorquis*, *Panaeolina foenisecii*, *Coprinellus micaceus* aggr. and *Scleroderma bovista* were common species during the years. The ratio of saprotrophic species was the highest with 62 %, then mycorrhizal 32 % and necrotrophic parasite 6 %. We found that 163 species (55 %) are included in the proposed Hungarian Red List of macrofungi, furthermore four protected species (*Battarrea phalloides*, *Pogonoloma macrocephalum*, *Volvariella bombycina* and *Hypsizygus ulmarius*) were also recorded. We have documented the presence of 8 indicator fungal species and 7 of these indicate anthropogenic disturbance.

**Keywords:** urban fungi, urban habitats, macrofungi

## Visszatértek a hódok – áldás vagy átok?

Czabán Dávid<sup>1</sup>, Gruber Tamás<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Kaposvári Egyetem, Vadbiológiai és Etológiai Tanszék  
7400 Kaposvár, Guba Sándor u. 40.

<sup>2</sup>WWF Magyarország, 1141 Budapest, Álmos vezér útja 69/A.  
e-mail: [david.czaban@gmail.com](mailto:david.czaban@gmail.com)

**Összefoglaló:** Az eurázsiai hód (*Castor fiber*) őshonos faj, mely a XX. század elején majdnem kihalt, de a visszatelepítési programok hatására mára újra meghódította az eredeti elterjedési területét. Magyarországon az 1980-as évek végén jelent meg újra, a Szigetközben, ausztriai telepítések nyomán. A WWF Magyarország 1996–2008 között 234 példányt engedett szabadon. 2007-ben a hazai állományt 500 egyedre, 2011-ben 718–905 közé becsülték. 2015-ben már 2500–3000, 2017-ben pedig legalább 4000 egyed él hazánkban. Bár nincsenek rendszeres, az egész ország területére kiterjedő felmérési adataink, nagy valószínűséggel ma már Magyarország teljes területén jelen vannak a hódok. Egyre gyakrabban jelennek meg az emberi környezetben, de komolyabb konfliktusok főleg a FHNP területéről ismertek. Az ember után a második leginkább tájálalakító faj, tevékenységének hatása egyaránt lehet pozitív és negatív. A legfontosabb konfliktus pontok: (1) a fadöntéssel jelentős gazdasági kárt okozhatnak, (2) az üregásással a gátakat és a töltéseket meggyengíthetik, valamint (3) a hódgátak árvíz- és belvízveszélyt okozhatnak. Léteznek hatékony megoldások, melyeket tesztelni kellene a hazai viszonyok között. Sürgető lenne egy fajkezelési terv elkészítése. Csehországi mintára egy hármas zónarendszer kidolgozása javasolt: az elsőben („A” Zóna) a hódok zavartalanul élhetnek, a másodikban korlátozottan gyéríthetők („B” Zóna) és a harmadikban pedig az ott megjelenő egyedek haladéktalanul eltávolíthatók („C” Zóna).

**Kulcsszavak:** Eurázsiai hód, menedzsment, hódkár, állomány szabályozás

### Irodalmi áttekintés

Az eurázsiai hód (*Castor fiber*) ökoszisztéma mérnök faj, amely környezetét nagymértékben képes átalakítani (Jones *et al.* 1994). Leginkább üregekben lakik, amelyeket meredek partoldalba szeret ásni. Ezek hossza változó, 1–10 méter közöttiek, egy territóriumon belül általában több is található. Az üregek időnként beszakadnak, ezeket vagy elhagyják, vagy befedik azokat. Ezek a kupacok fágakból és sárból épülnek, lehetnek akár 2–3 méter magasak is, ezek a hódvárak. Az üregek és várak bejárata minden esetben a víz alól nyílik (Müller–Schwarze 2011). Alacsony vízszint esetén (1 méternél kisebb), az állatok gátat építenek,

ezzel megemelik és stabilizálják a vízszintet. A gátak felett kisebb–nagyobb tavak alakulnak ki, amelyek a dombosabb területeken csak néhány négyzetmétereseek, de sík területeken jóval nagyobb területeket is eláraszthatnak. Hazai vizeken a gátak többsége 2–5 méter hosszú, magasságuk ritkán éri el az 1 métert.

Az ember után a második leginkább tájálalakító faj (Busher & Dzieciolowski 1999). Építő tevékenységükkel fizikailag megváltoztatják környezetüket és ezzel közvetve befolyásolják a források elérhetőségét más fajok számára. Jelenlétük növeli egy területen az élővilág sokféleségét, segítenek a revitalizációban (Hood 2012). A természetvédelem fontos „önkéntesei”: védelmüknek kiemelt jelentőséget kellene élveznie (Balodis *et al.* 1999). A hódok aktivitását nem lehet emberi beavatkozással pótolni. A vizek mentén emberi zavarástól mentes pufferezónákra lenne szükség, hogy a hódok által nyújtott ökoszisztéma szolgáltatások érvényesülhessenek (Messlinger 2012). Erre magyarországi példa is van: Tiszalúc mellett egy fűzláp található. Évekig kiszáradva várta sorsát, a vízügyi és természetvédelmi szakemberek különféle beton műtárgyakkal tervezték a vízutánpótlást megoldani. A területen 2013-ban megtelepedett egy hódcsalád, és természetes anyagokból: fából és iszapból készített gátak segítségével felduzzasztották a vizet így a kiszáradt láp újra víz alá került (Czabán & Arlett 2016).

A hód növényevő. Nyáron a vízpartokon gyakorlatilag korlátlan mennyiségben áll rendelkezésre lágyszárú táplálék, amit ezek az állatok szívesen fogyasztanak. Ebben az időszakban jelenlétük szinte észrevehetetlen a dús növényzet miatt. Ősszel, mikor a lágyszárú növényzet pusztulásnak indul, áttérnek a fás szárú tápláléokra. Jellemzően október második felében jelennek meg az első rágások. A fadóntések csak akkor okoznak gondot és/vagy kárt, ha gazdasági erdőben, vagy belterületen, parkosított környezetben történnek.

Az ember előtti időkben 6–40 millió példány élhetett a kontinensen (Müller-Schwarze 2011), de jóval kiterjedtebbek voltak a vizes élőhelyek, valamint a hódokat is elejteni képes nagyragadozók sokkal nagyobb faj- és egyedszámmal bírtak. Az ember jelentősen átalakította az európai tájat: a nagyragadozókat jelentősen visszaszorította, ezen fajok egy része el is tűnt (Gasparik & Medzihradzky 2016), a vizes élőhelyek több mint 90%-át lecsapolták. A hódok jelentős gazdasági értéket képviseltek egészen a 19. század végéig és majdnem sikerült őket kiirtani, mindössze kb. 1200 példány maradt belőlük a XX. század elejére (Nolet & Rosell 1998). A divat változása mentette meg őket a kihalástól, amikor a luxuspiacról a hódprémet kiszorította a selyem (Allred 1986). Az 1920-as évektől kezdve európai szintű védelmi intézkedések születtek és egészen a 2000-es évek elejéig tartott a visszatelepítési folyamat, ami igen sikeresnek bizonyult: 1996-ban közel 430.000 egyed élt (Nolet & Rosell 1998), 2006-ban már 639.000-re nőtt

a számuk (<http://www.iucnredlist.org>), 2011-ben pedig egyedszámuk elérte az 1 milliót (Müller-Schwarze 2011). A visszatelepítések mára már mindenhol befejeződtek és a védelmi intézkedéseket egyre inkább felváltják a konfliktuskezelési és állományszabályozási feladatok (Müller-Schwarze 2011). A hódok szinte egész Európában visszatértek, de az élőhelyeik végérvényesen megváltoztak. A szabályozott medrekben az állatok tevékenységükkel árvízvédelmi/természetvédelmi/gazdasági gondokat okozhatnak, kevés az olyan terület, ahol ez a faj szabadon alakíthatja környezetét.

A Kárpát-medencéből az 1860-as években tűnt el a faj (Lovassy 1927). Hosszú szünet után az 1990-es évek elején jelent meg újra, a Szigetközben, ausztriai telepítések nyomán. A WWF Magyarország 1996–2008 között 234 példányt engedett szabadon (Bajomi 2011). 2007-ben a hazai állományt 500 főre (Márkus Ferenc, szem. közl.), 2011-ben 718–905 egyed közé becsülték (Bajomi 2011), 2015-ben már 2500–3000 (Czabán 2015), 2016-ban pedig legalább 4000 egyed élt hazánkban (Čanádý *et al.* 2016, Czabán 2017).

A természetvédelmi hatóság felé az első hivatalos megkeresések 2011-ben érkeztek. Az ÉDUVIZIG 2012-ben nyújtott be először gátbontási kérelmet. Az első áttelepítési engedélyt 2014-ben adták ki Komáromban, azóta további áttelepítések történtek Nagyrédén (2016) és Jászberényben (2017–2018). 2016-ban és 2017-ben további megkeresések történtek áttelepítésekre a megyei hatóságok felé Tataról, Szombathelyről, Vácrátótról is. 2016-ban az ÉDUVIZIG kért és kapott engedélyt 250 példány elejtésére, ebből 12 valósult meg. 2017-ben az ÉDUVIZIG szeretné a gyérítést tovább folytatni.

Mivel a hód védett, ezért a befogási kérelmek elbírálása a megyei hatóságok jogkörébe tartozik. Jól látható, hogy a különböző megyékben kiadott áttelepítési engedélyek nagymértékben különböznek annak függvényében, hogy az adott hivatalban hogyan gondolkodnak a hódokkal kapcsolatban. Nincsen egy egységes országos elképzelés arról, hogy hogyan lehet kezelni a szaporodó hódállomány következtében egyre gyakrabban jelentkező konfliktusokat. A Nemzeti Park Igazgatóságok egyre inkább vonakodnak befogadni az áttelepítendő családokat, mivel az ő működési területükön is egyre gyakrabban szembesülnek a problémás családok kérdésével. Sajnos a hazai állományfelmérések nem egységesen fedik le az ország területét. Egyes területeken nagyon jó adatsorok állnak rendelkezésre, ilyen a Fertő-Hanság Nemzeti Park területe (Czabán 2017). De nagy „fehér foltok” is vannak, így nincs pontos kép a hazai állomány alakulásáról.

## Javaslatok a hódos konfliktusok csökkentésére

A „hódkonfliktusok” megoldására nem létezik egyetlen, mindenre jó megoldás, helyette többféle módszer kombinációja javasolt.

A Csehországban kidolgozott hármas zónarendszer módszere hazánkban is alkalmazható lenne. A csehek felosztották az ország területét: az „A” Zóna területén a hódok zavartalanul élhetnek és szaporodhatnak. Itt a természetes folyamatok érvényesülhetnek, az emberek nem szólnak bele az állomány változásába. A harmadik zónába („C” Zóna) olyan területek tartoznak, ahol a hódok jelenléte egyáltalán nem megengedett, az ott felbukkanó egyedek haladéktalanul eltávolíthatóak. A „B” Zóna területein a hód védelme alárendelt. Ebben a zónában a cél a hódok negatív hatásainak csökkentése, amik akadályoznák a fejlődést és az emberi területhasználatot. Törekedni kell a kompromisszumokra, ezért inkább a riasztási módszerek dominálnak, csak azokat az egyedeket/családokat távolítják el, amelyeket feltétlenül muszáj. Csehország területének 85,5%-a ebbe a kategóriába tartozik (Korbelová *et al.* 2016).

Mivel a hódok leginkább a part közelében, a víztől számított 10–15 méteres sávban aktívak, a legjobb védekezés, ha ezen a területen meghagyják a természetes vízparti fás szárú növényzetet, amit leggyakrabban a fűz- és nyárfajok alkotnak. Ezek könnyen felújulnak, bokrosodnak, ezáltal védő sávot képeznek a vízpart és a gazdasági területek között. Ennek nagy előnye, hogy a vadfajok számára átjárhatóak, a kerítéssel szemben. A bokrosodó növényzet számos egyéb állatfajnak jelent fészkelő- és búvóhelyet. Természetvédelmi szempontból ez a legjobb megoldás. A vízpartok mentén a vízügyi szakemberek rendszeresen alakítanak ki olyan utat, ahol medertisztítási és egyéb munkák során tudják ellenőrizni a partokat. Ilyenkor az úttól számított 10–15 méteres sávban az út másik oldalán található erdők irányába javasolt a természetes fás növényzet meghagyása. Habár ez az eljárás jelentősen csökkentené a gazdasági erdőkben ténylegesen jelentkező, a hódok által okozott károkat, a vízparton gazdálkodó szervezetek és magánszemélyek idegenkednek ettől, mert ezzel jelentős területek esnének ki a termelésből. De a jelenlegi helyzet sem tartható, mivel a gazdálkodót az erdészeti hatóság bünteti, ha hiányzik a fa az erdejéből, de ha pótolja a hódok által kidöntött példányokat, az állatok rövid idő alatt újra kidöntik azokat. Így a gazdálkodó kénytelen kerítéseket telepíteni, ha megnyugtatóan szeretné védeni az erdejét. Ha pedig erre a magángazdálkodóknak nincs pénzük, kénytelenek tűrni a kárt, és féltő, hogy előbb-utóbb orvvadászati módszerekkel fogják rendezni a problémát (Lanszki 2009).

A hódok gátépítő tevékenysége miatt a megemelkedett vízszint eláraszthatja a környező területeket, ezáltal a terület művelése ellehetetlenülhet. Lehetőséget kell



teremteni arra, hogy a gazdák az érintett területeken a megváltozott körülményeknek megfelelő gazdálkodásra térhessenek át és ehhez egyszeri támogatást igényelhessenek. Ez a módszer a konfliktusok csökkentése mellett kedvező hatással lehet a vízfolyások természetességére, illetve hozzájárulhat új, természetes élőhelyek kialakulásához, ezen keresztül számos közösségi jelentőségű faj állományának megőrzéséhez.

Kerítéssel hatékonyan távol lehet tartani a hódokat. Ennek kisebb erdőfoltok esetében van értelme, de sem természetvédelmi, sem vadvédelmi okokból nem előnyös, mivel kizárja a többi vadat is élőhelyük egy részéről, másrészt elzárja azokat a vízparttól. A kerítések telepítése költséges, másrészt folyamatos karbantartást igényelnek. A kerítéseknek célszerű a parttól legalább 4–5 méteres távolságot hagyni, mert a beszakadó üregek könnyen válhatnak a kerítés alatti átjáróvá.

A sekély vizű csatornákon, ahol a vízmélység kevesebb, mint 1 méter, a hódok rendszeresen építenek gátakat. A víz visszaduzzasztása helyenként gondokat okozhat a csatornarendszerekben és a környező területeken, ezért a vízügyi szakemberek ezeket a gátakat elbontják, többnyire gépi erővel. A hódok a gátjaikat hamar, akár néhány napon belül újraépítik: a Hanságban több helyen a hódgátakat évente 50–60 alkalommal bontják, amiket az állatok jellemzően 2–4 napon belül újjáépítenek.

Az ÉDUVIZIG 2016-ban gyűjtött adatai szerint a működési területükön 31 helyszínen bontották el ezeket a gátakat, nagyobb részüket több alkalommal is. A gátbontás alternatívája lehet a gátak becsövezése, túlfolyó beépítése. Ezek magyarországi alkalmazása természetesen lehetséges lenne, de eddig ez még sehol nem történt meg, szükséges lenne a módszer hazai körülmények közötti tesztelése.

A hódok nem telepednek meg egy területen, ha (1) a számukra szükséges téli fás szárú táplálékot teljesen eltávolítják, és/vagy (2) az üregásásra alkalmas partot kikövezéssel vagy fémrács lefektetésével megszüntetik. Ahol ezek már más okból megvalósultak, ott nem is jelentek meg hódok. Ezek a módszerek igen drágák, és természetvédelmi szempontból sem kívánatos gyakori alkalmazásuk. Nem alkalmazhatóak olyan vízfolyás mellett, ahol árnyaló állomány fenntartása szükséges a vízben élő közösségek megőrzése érdekében.

Ahol szükséges, a hódok létszám apasztása vadgazdálkodási módszerekkel lehetséges. Ma már Magyarországon szinte mindenhol élnek, vagy várható megjelenésük, ezért természetvédelmi szempontból nem indokolt és nem kívánatos az egyedek átszállítása. A Győr-Moson-Sopron megyei Kormányhivatal Környezetvédelmi és Természetvédelmi Főosztályának korábbi megkeresésére egyik hazai nemzeti park sem akart befogadni példányokat, arra hivatkozva, hogy az ő területeiken is élnek már nagyobb egyedszámban. Territoriális fajok esetében, ha hirtelen sok új egyed jelenik meg egy olyan területen, ahol ott élő fajtársak már

elfoglaltak saját területeket, a rezidens családok az újakkal harcokat folytatnak majd az élőhelyekért. Ugyanez a jelenség már telítődött élőhelyeken is megfigyelhető, például Németországban, az Elba mentén (Gerhard Schwab hódmenedzser szem. közl.). Ezért javasolt a felesleges egyedek kíméletes elpusztítása. Az egyedek kivételére a legjobb módszer a csapdázás, amely hatékony is, másrészt szelektív. Ha más faj kerül a csapdába, az egyed sérülés nélkül szabadon engedhető. Nyugat-Európában a természetvédelem egyik célja, hogy fenntartsion alkalmas és kolonizálható, szabad élőhelyeket (Nolte *et al.* 2003). Nagyragadozók hiányában ehhez időnként apasztani kell a populáció egyedszámát. Erre nincsen egyértelmű, mindenhol alkalmazható iránymutatás sehol Európában. A hódállomány jelentős gyérlése várhatóan komoly társadalmi felháborodást eredményezhet. A konfliktust felvilágosító kampánnyal és tájékoztatással meg lehet előzni. Az ember által átalakított tájban az együttélés lehetséges, de fontos, hogy kidolgozzuk és alkalmazzuk azokat a módszereket, amelyek jelentősen csökkenthetik a konfliktusok kialakulásának lehetőségét.

## Irodalomjegyzék

- Allred, M. (1986): *Beaver behavior: architect of fame and bane*. – NatureGraph Publ., Happy Camp, CA, 110 p.
- Bajomi, B. (2011): *Az eurázsiai hód (Castor fiber) visszatelepítésének tapasztalatai Magyarországon*. – DDNPI tanulmány. „Danubeparks” (SEE/A/064/2.3/X) pályázat. 54 p.
- Balodis, M., Laanetu, N. & Ulevicus, A.. (1999): Beaver management in the baltic states. – In: Busher, P. E. & Dzieciolowski, R. M. (szerk.): *Beaver protection, management, and utilization in Europe and North America*. New York: Kluwer Academic/Plenum, pp. 25–30.
- Busher P. E. & Dzieciolowski, R. M. (eds) (1999): *Beaver protection, management, and utilization in Europe and North America*. – New York: Kluwer Academic/Plenum, 182 p.
- Czabán, D. (2003): *A Hanságba visszatelepített hódok (Castor fiber) élőhely- és táplálékválasztási szokásai*. – MSc diplomadolgozat, ELTE TTK, Budapest, 71 p.
- Czabán, D. (2013): Élünk együtt a hódokkal, de hogyan? – WWF Magyarország, Budapest, 41 p.
- Czabán, D. (2015): Hódok a Szigetközben. – In: Korda, M. (szerk): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 403–418.
- Czabán, D. (2017): *A hód állományának vizsgálata az FHNP működési területén (2017)*. –Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród, 46 p.
- Czabán, D. & Arlett, P. (2016): *Hódállomány felmérés a Kesznyéteni Sajó-öböl (HUBN20069) Natura 2000 site területén*. – WWF Magyarország, Budapest, 6 p.
- Gasparik, M. & Medzihradzky, Zs. (2016): *A mi jégkorszakunk – Pleisztocén élővilág a Kárpát-medencében*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 218 p.
- Hood, G. A. (2012): Biodiversity and ecosystem restoration: Beavers bring back balance to an unsteady world. – In: *Book of Abstracts*. 6th International beaver symposium 17–20, 09, 2012 Ivanic–Grad, Croatia, pp. 43.
- Jones, C. G., Lawton, J. H. & Shackak, M. (1994): Organisms as ecosystem engineers. – *Oikos* **69**: 373–386. doi: <https://doi.org/10.2307/3545850>

- Korbelová, J., Vores, A. & Uhlíková, J. (2016): Management Plan for the Eurasian Beaver in the Czech Republic. – In: Vorel A. & Korbelová J. (szerk.): *Handbook for Coexisting with Beavers*. Czech University of Life Sciences Prague. Prague, pp. 20–24.
- Lanszki, J. (2009): *Vadon élő vidrák Magyarországon*. – *Natura Somogyiensis* 14, 238 p.
- Lovassy, S. Dr. (1927): *Magyarország gerinces állatai és gazdasági vonatkozásai*. – Királyi Magyar Természettudományi Társulat, 895 p.
- Messlinger, U. (2012): Beavers boosting biodiversity–Monitoring some animal world in North–Bavarian beaver sites. – In: *Book of Abstracts*. 6th International beaver symposium 17–20, 09, 2012 Ivanič–Grad, Croatia, pp. 51.
- Müller–Schwarze, D. (2011): *The beaver. Its Life and Impact. Second edition*. – Cornell University Press, 216 p.
- Nolet, B. A. & Rosell, F. (1998): Comeback of the beaver, *Castor fiber*: an overview of old and new conservation problems. – *Biol. Conserv.* **83**: 165–173. doi: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00066-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00066-9)
- Nolte, D. L., Lutman, M. W., Bergman, D. L., Arjo, W. M. & Perry, K. R. (2003): Feasibility of non-lethal approaches to protect riparian plants from foraging beavers in North America. – In: G. R. Singleton, L. A. Hinds, C. J. Krebs & D. M. Spratt (szerk.): *Rats, mice and people: rodent biology and management*. Canberra: Australian Centre for International Agricultural Research, pp. 75–79.
- Parker, H. & Rosell, F. (2012): *Beaver Management in Norway – A Review of Recent Literature and Current Problems*. – Telemark University College, Porsgrunn, 61 p.

## Beavers came back – Is it blessing or curse?

Dávid Czabán<sup>1</sup> and Tamás Gruber<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Kaposvár University, Department of Game Biology and Ethology*

<sup>2</sup>*WWF Hungary*

The eurasian beaver (*Castor fiber*) is a native species which almost extincted in the beginning of the 20th century but already recolonised its former distribution. This species turned up in Hungary in the beginning of the 1990s in Szigetköz area after the austrian reintroductions. WWF Hungary released 234 specimens between 1996–2008. The Hungarian population was estimated 500 ind. in 2007, 718–905 ind. in 2011, 2500–3000 ind. in 2015 and min. 4000 ind. in 2016 and 2017. They live everywhere in Hungary but the monitoring is not regular. More and more beavers turn up in human environment but serious conflicts are known only from Fertő-Hanság National Park. It is the second greatest landscape altering species after humans, their impact can be positive and negative too. The heaviest conflicts are (1) wood laying can cause serious damages; (2) digging can decrease the strength of the dykes; and (3) the beaver dams can cause large areas flooded. There are effective solutions that should be tested in Hungarian environment and a Hungarian beaver managing plan should be developed. A zone system is offered which could be similar to the Czechish system where Zone „A” is a protected area for beavers. In Zone „C” beavers can be removed immediately. In Zone „B” the beaver protection is subordinated to land use and other interests of people in the landscape where the purpose is to limiting the negative impacts of beavers.

**Keywords:** Eurasian beaver, beaver management, game impact, population control

# A legelés léptékfüggő hatásai szikes- és homoki gyepek fajgazdagságára

Godó Laura

Debreceni Egyetem Ökológia Tanszék  
4032 Debrecen, Egyetem tér 1  
e-mail: [godolaura0306@gmail.com](mailto:godolaura0306@gmail.com)

**Összefoglaló:** Az extenzíven kezelt legelőknek jelentős szerepe van a gyepi biodiverzitás fenntartásában. Vizsgálatunkban a legelés léptékfüggő hatásait vizsgáltuk két szikes és egy homoki gyepi közösség fajgazdagságára és fajösszetételére. Gyep típusonként öt extenzíven legelt és öt kezeletlen mintavételi helyen, egymásba ágyazott kvadrátok sorozatával mértük fel a növényzetet. Kimutattuk, hogy a legelés hatása eltérő a homoki és a szikes gyep típusokban, és kis léptékben is jelentősen befolyásolja a fajgazdagságot. A szikes gyepekben a fajgazdagság kezeléstől függetlenül nőtt a kvadrátméretük növekedésével, illetve magasabb volt a legeltetett területeken. A specialista fajok száma is a legeltetett területeken volt magasabb. A homoki gyepekben a specialisták fajgazdagsága jelentősen lecsökkent, a gyomoké megnőtt a legelés hatására. Eredményeinkre alapozva, a közepes intenzitású, tradicionális legeltetés alkalmas lehet a szikes gyepek fajgazdagságának megőrzésére, míg a homoki gyepekben a kevésbé intenzív vagy rövidebb időtartamú legeltetést javasoljuk.

**Kulcsszavak:** gyepkezelés, gyepi specialista fajok, gyomok, legelő, kvadrátméret, térbeli heterogenitás

## Bevezetés

Európa szárazgyepi számos ritka és veszélyeztetett fajnak nyújtanak otthont, számos specialista növény- és állatfaj kötődik ezekhez az élőhelyekhez (Deák *et al.* 2016a, Valkó *et al.* 2016a). A szárazgyepek kiterjedése jelentősen lecsökkent az elmúlt évszázadok során, főként a városiasodás és a szántóföldi művelésbe vonás miatt (Deák *et al.* 2016b, c, Lindborg *et al.* 2014.). Az élőhelyvesztés mellett a tájhasználatban bekövetkezett változások, elsősorban a gyepek felhagyása, is jelentősen veszélyeztetik a fennmaradt gyepek fajgazdagságát (Poschlod & Wallis De Vries 2002, Valkó *et al.* 2012). Ahhoz, hogy a fennmaradt szárazgyepek fajkészletét megőrizzük, nélkülözhetetlen, hogy újra bevezessük a hagyományos gazdálkodási formákat (Tälle *et al.* 2016, Török *et al.* 2014, Valkó *et al.* 2016b).

A vadonélő legelő állatok jelentős szerepet játszottak a gyepek kialakulásában és fenntartásában a szelektív biomassza eltávolítás és taposás révén (Poschlod & Wallis De Vries 2002). Az extenzíven kezelt legelőknek döntő szerepe van a biodiverzitás fenntartásában mind lokális, mind táji léptékben (Tölgyesi *et al.* 2015). Számos tanulmány kimutatta, hogy a közepes intenzitású legeltetés növeli a gyepi növényközösségek diverzitását, mivel visszaszorítja az erős kompetíciós képességű domináns fajokat, így lehetővé teszi a kevésbé kompetitív fajok széles skálájának együttélését (de Bello *et al.* 2007, Metera *et al.* 2010, Deák *et al.* 2018). A gyepek fajgazdagságának fenntartása érdekében a természetvédelemben szükség van olyan költséghatékony kezelési módszerekre, amelyek mind a gazdasági fenntarthatóság, mind a biodiverzitás megőrzésének szempontjából megfelelőek (Tóth *et al.* 2016, Török *et al.* 2014). Az extenzíven tartott, hagyományos szarvasmarhafajták alkalmasak lehetnek a természetmegőrzési célok megvalósításához Európa számos élőhelyén (Mann & Tischew 2010, Kovácsné Koncz *et al.* 2015). Kutatásunk célja a legeltetés léptékfüggő hatásának vizsgálata volt három szárazgyepi közösségben: *Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae*, valamint *Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae* szikes gyepekben és *Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae* homoki gyepekben (a továbbiakban füves szikes puszta, ürmös szikes puszta és homoki legelő).

Kutatási kérdéseink a következők voltak: (1) Léptékfüggő-e az extenzív legeltetés hatása a növények fajgazdagságára a szikes és homoki gyepekben? (2) Hogyan befolyásolja az extenzív legeltetés a specialista, generalista és gyomfajok arányát ezekben a gyeptípusokban?

## Módszerek

Mintavételi területeink az Alföldön találhatóak (Hortobágy: N 47°34', E 21° 9' és Nyírség: N 47° 55', E 21° 41'). A Hortobágyot a nagy kiterjedésű féltermészetes élőhelyek, mint a szikes és löszgyepek, vizes élőhelyek, sós mocsarak és kis kiterjedésű mezőgazdasági parcellák mozaikja jellemzi (Burai *et al.* 2015; Deák *et al.* 2014a, b, 2015a). Ezzel ellentétben a Nyírség egy erősen átalakított táj, melyben kis kiterjedésű savanyú homoktalajon kialakult homoki gyepek, nedves rétek és homoki tölgyesek fordulnak elő szántóföldekkel, városi területekkel és fáulttvényekkel körülvéve (Albert *et al.* 2014). A Hortobágy tengerszint feletti magassága 88–102 méter között van, az átlagos éves csapadékmennyiség 550 mm és az átlagos éves középhőmérséklet 9,5 °C (Deák *et al.* 2015b). A Nyírség tengerszint feletti magassága 115–150 méter közötti, az átlagos éves csapadékmennyiség 600 mm és az átlagos éves középhőmérséklet 10 °C (Novák *et al.* 2014).

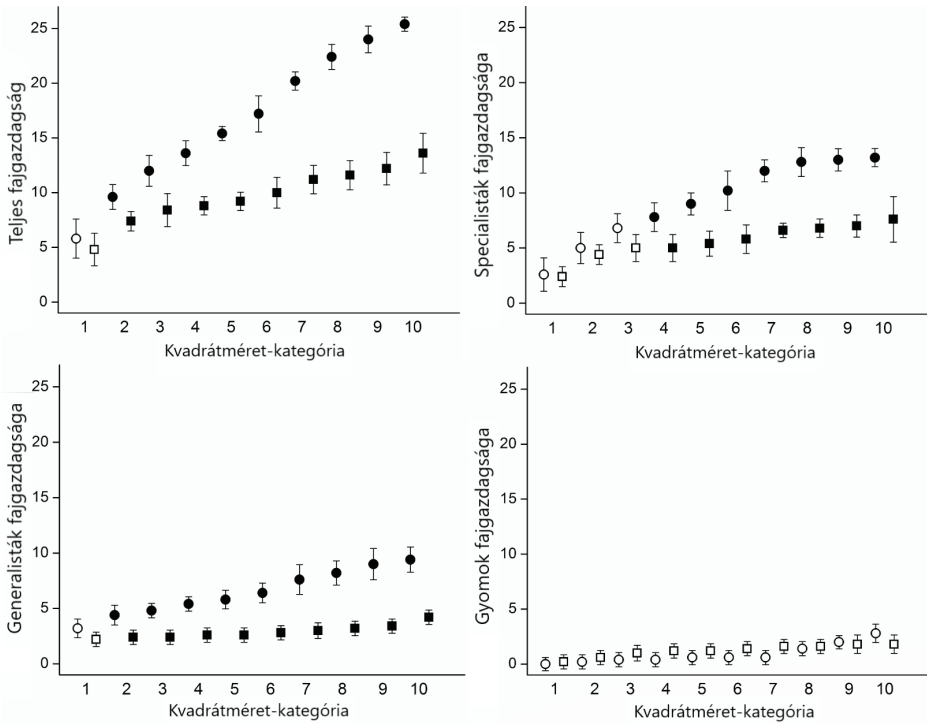
A vizsgálat során a három gyeptípusból (füves szikes puszta, ürmös szikes puszta és homoki legelő) legelt és nem legelt területek vegetációját mértük fel. A legeltetett területeket nagytestű szarvasmarha fajtákkal, közepes legelési intenzitással (0,5 állategység/hektár) legeltették április közepétől szeptember végéig. A felmérést megelőzően a legeltetés legalább öt éve folyt. A nem legeltetett területek a legeltetettek közvetlen közelében helyezkedtek el (kevesebb, mint 500 méterre) és legalább öt éve nem legeltettek rajtuk a felmérést megelőzően. Egyéb kezelés nem történt a mintavételi területeken. Gyeptípusonként öt legelt és öt nem legelt területet jelöltünk ki. A felmérésre 2008 júniusában került sor. Annak érdekében, hogy vizsgálhassuk a legelés léptékfüggő hatását, a mintavételi helyek növényzetét egymásba ágyazott kvadrátokkal mértük fel. A kvadrátok méretei: 16 m<sup>2</sup>, 8 m<sup>2</sup>, 4 m<sup>2</sup>, 2 m<sup>2</sup>, 1 m<sup>2</sup>, 0,5 m<sup>2</sup>, 0,25 m<sup>2</sup>, 0,125 m<sup>2</sup>, 0,0625 m<sup>2</sup> és 0,01 m<sup>2</sup> (1. függelék az Online Függelékben). A kvadrátokban feljegyeztük az összes jelenlévő edényes növényfajt.

A *Festuco-Brometea*, *Koelerio-Corynephoretea* és *Puccinellio-Salicornietea* társulástani osztályok fajait specialistáknak tekintettük (Horváth *et al.* 1995). A fajokat két további csoportba (gyomfajok és generalisták) soroltuk a Borhidi-féle szociális magatartástípus besorolás alapján (Borhidi 1995). A ruderalis kompetitorokat és gyomokat gyomként kezeltük, míg a generalisták önmagukban képeztek kategóriát. A kezelés, a kvadrátméret, illetve e két faktor interakciójának a teljes fajgazdagságra, valamint a specialisták, generalisták és gyomok fajgazdagságára kifejtett hatását kvadrátikus regressziós modellek segítségével vizsgáltuk (R Core Team 2016). Az azonos gyeptípuson belüli, azonos méretű, de különböző módon kezelt kvadrátok teljes fajgazdagságában, továbbá a specialisták, generalisták és gyomok fajgazdagságában tapasztalható különbségek kimutatására Wilcoxon-tesztet használtunk (SPSS 20; Zar 1999).

## Eredmények

Összesen 41 fajt találtunk a füves szikes pusztákon, 24 fajt az ürmös szikes pusztákon és 60 fajt a homoki legelőkön. A legelt és nem legelt füves szikes puszták vegetációja fajkészlet alapján kevésbé különült el, mint a másik két gyeptípus esetében; a közös fajok aránya 43,5% volt, míg az ürmös szikes pusztánál 29,2% és a homoki legelőnél 31,6%. (2. függelék az Online Függelékben).

A füves szikes pusztákon a legeléstartól és a növekvő kvadrátmérettel nőtt a teljes fajgazdagság illetve a specialista, generalista és gyomfajok fajgazdagsága is (1. ábra). Az ürmös szikes pusztákon a legelés és a növekvő kvadrátméret egyaránt növelte a teljes fajgazdagságot és a specialisták és gyomok fajgazdagsá-



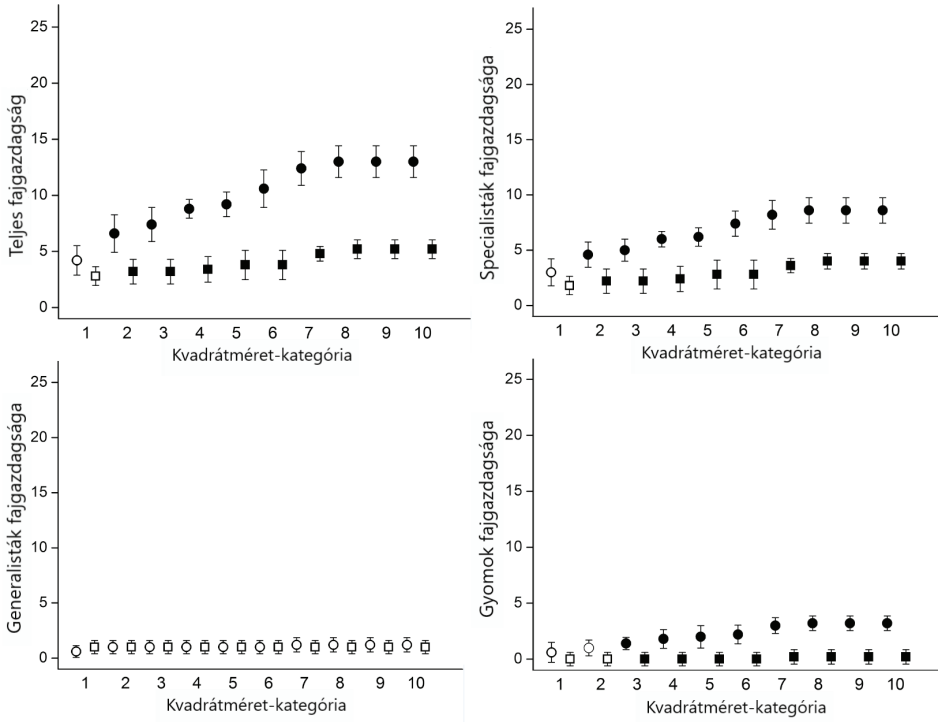
**1. ábra:** A legelés és a kvadrátméret hatása a teljes fajgazdagságra és a specialisták, generalisták és gyomok fajgazdagságára a füves szikes puszta gyeptípusban. Jelölések: kör – legelt, négyzet – nem legelt. Az azonos méretű, legelt és nem-legelt kvadrátok közötti szignifikáns különbséget a teli szimbólumokkal jelöltük. Az x tengely számozása az egyes kvadrátokat jelöli, növekvő sorrendben. (Wilcoxon signed-rank teszt;  $p < 0,05$ ). A hibásávok a standard hibát jelölik.

gát. A generalisták fajgazdasága hasonló volt a legelt és nem legelt kvadrátokban, függetlenül azok méretétől (2. ábra). A homoki legelőkön a legeléstől nőtt a generalisták és a gyomok fajgazdagsága, csökkent a specialistáké, de a teljes fajgazdagságot nem befolyásolta. Minden csoport fajgazdagsága nőtt a növekvő kvadrátmérettel. Szignifikáns interakciót találtunk a legelés és a kvadrátméret között a gyomok fajgazdagságát illetően minden élőhelytípusban (3. ábra).

## Értékelés

Eredményeink azt mutatják, hogy mind a legelés, mind a vizsgált térbeli lépték jelentős hatással volt a szikes és homoki gyepek fajgazdagságára. A legelés ugyanúgy hatott a két szikes közösségben (füves szikes puszta és ürmös szikes puszta), míg a homoki legelőkön eltérő mintázatokat tapasztaltunk. Ez leginkább a külön-

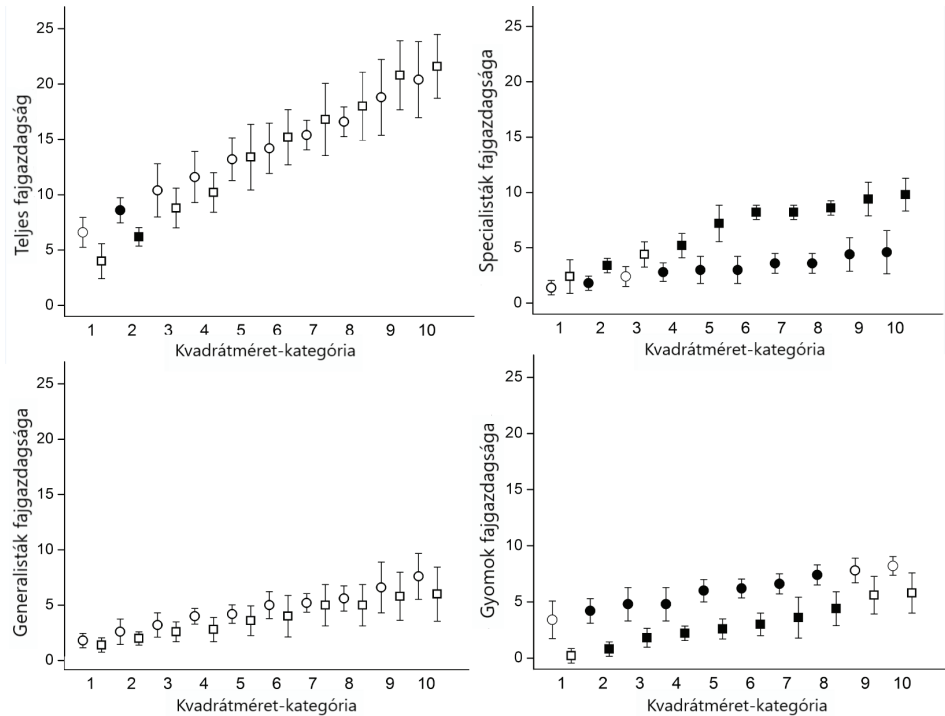




**2. ábra:** A legelés és a kvadrátméret hatása a teljes fajgazdagságra és a specialisták, generalisták és gyomok fajgazdagságára az ürmös szikes pusztá gyeptípusban. Jelölések: kör – legelt, négyszög – nem legelt. Az azonos méretű, legelt és nem-legelt kvadrátok közötti szignifikáns különbséget a teli szimbólumokkal jelöltük. Az x tengely számozása az egyes kvadrátokat jelöli, növekvő sorrendben. (Wilcoxon signed-rank teszt;  $p < 0,05$ ). A hibásávok a standard hibát jelölik.

böző élőhelyi sajátosságokkal (pl. talaj sótartalma, nedvessége) és az eltérő táji környezettel magyarázható (Deák *et al.* 2014a).

Olff & Ritchie (1998) hipotézise szerint kis térbeli léptékben a fajgazdagság nagyobb a kezelt élőhelyeken, mint a nem legeltékben. Vizsgálatukban kimutatták azonban, hogy ez a mintázat az erősen stresszelt élőhelyeken (például sós talajokon) eltérő lehet, mivel az erős stressz elfedheti a legelés hatását. Az erősen stresszelt közösségekben a legelés gyakran nem befolyásolja a fajgazdagságot, vagy éppen csökkenti azt. Eredményeink nem támasztják alá ez utóbbi elméletet, mivel jelentős növekedést tapasztaltunk mindkét legelt szikes gyeptípus teljes fajgazdagságában a 0,0625 m<sup>2</sup>-es kvadrátméret felett. A legelés, taposás és ürülék egyenlőtlen eloszlása révén a legelt helyeken kis léptékben tapasztalt heterogenitás a mikro-élőhelyek jobb elérhetőségén keresztül lehetővé tette több faj együttes megjelenését már kis léptékben is (lásd Metera *et al.* 2010). A fokozott zoonozó magterjesztés szintén hozzájárulhatott a magasabb fajgazdagsághoz a le-



**3. ábra:** A legelés és a kvadrátméret hatása a teljes fajgazdagságra és a specialisták, generalisták és gyomok fajgazdagságára a homoki legelő gyeptípusban. Jelölések: kör – legelt, négyzög – nem legelt. Az azonos méretű, legelt és nem-legelt kvadrátok közötti szignifikáns különbséget a teli szimbólumokkal jelöltük. Az x tengely számozása az egyes kvadrátokat jelöli, növekvő sorrendben. (Wilcoxon signed-rank teszt;  $p < 0,05$ ). A hibásávok a standard hibát jelölik.

gelt területeken, mivel az állatok képesek átvinni egyes fajok magjait a környező területekre a szőrzetükön, patájukon és az ürülékükkel (Poschlod & Wallis De Wries 2002). A specialista fajok összetételében tapasztalt különbségek a talajok adottságaira vezethetők vissza, mivel az ürmös szikes pusztákon számos jó sótűrő képességű faj volt jelen, míg a füves szikes pusztákon a szikes és löszgyepi fajokat is megtalálhatjuk (Deák *et al.* 2014a, b).

A taposás által létrejött nyílt foltokban számos, a szikes gyepekre jellemző, kistermetű gyepi specialista faj tudott megtelepedni, mint a *Plantago tenuiflora* és *Puccinellia limosa*. Míg a nyílt foltok alkalmasak voltak a specialistáknak, a sóstressz miatt a gyomok nem tudnak megtelepedni (Valkó *et al.* 2016b, c). Azt találtuk, hogy a generalisták és gyomok fajgazdagsága az ürmös szikes pusztákon és füves szikes pusztákon alacsonyabb volt, mint a homoki legelőkön. Ez magyarázható a felmért gyepek természetes táji környezetével és a szikes talajadottságokkal (Deák *et al.* 2014a). A humuszban gazdag felső talajréteg és a mérsékelt

sófelhalmozódás az alsóbb talajrétegekben a füves szikes puszta gyepekben lehetővé tette a generalisták nagy fajgazdagságát. A generalisták fajgazdagsága növekedett a legelt területeken, még kis léptékben is. A gyomok a legelt területeken kis számban voltak jelen.

A szikes gyepekkel ellentétben a homoki gyepekben a legelés nem volt hatással a teljes fajgazdagságra. Ez annak köszönhető, hogy míg a specialisták fajgazdagsága szignifikánsan csökkent a legelt területeken, a generalisták és gyomfajok aránya jelentősen nőtt. A szikes gyepekkel ellentétben a homoki gyepek specialista fajai kevésbé tolerálták a legelés hatásait. A szikes illetve homoki gyepekben tapasztalható eltérő gyomosodási mintázatok több okkal is magyarázhatók. Az egyik ok az élőhely talajtani adottságaiból adódik. Míg a szikes területek kompaktabb, szilárdabb talaja kevésbé van kitéve a legelés általi erózióknak, a homok talaj lazább szerkezete miatt igen sérülékeny (Morgan 2009). Ez a legelt állományokban zavart talajfelszín kialakulásához vezet, amely alkalmas a gyomfajok megtelepedésére (Tilman 1993). Továbbá a szikes gyepek specialista fajai túlnyomórészt sekély, földfelszín alatt szétterülő gyökerekkel rendelkeznek, így a felszín alatti erős gyökérkompetíció csökkenti a gyomok csíranövényeinek megtelepedési sikerét. Ezzel ellentétben a többnyire mélyen gyökerező homoki specialista fajok kisebb mértékben gátolják a gyomok megtelepedését, mivel esetükben a gyökérkompetíció mértéke kisebb (Jentsch & Beyschlag 2003, Schenk 2006). A gyomok esetén a legelésnek léptékfüggő hatása volt, amelyet a kvadrátméret növekedésével a legelt és nem legelt területek közötti szignifikáns különbségek eltűnése mutat. A homoki gyepi specialista fajok (*Carex stenophylla*, *C. supina*, *Equisetum ramosissimum*, *Potentilla arenaria* és *Thymus glabrescens* subsp. *degenianus*) nagyobb fajszámmal voltak jelen a nem legelt területeken, mint a legeltelen. A legelés és taposás által okozott degradáció, valamint a szántóföldek, parlagok, városi területek és faültetvények alkotta „barátságtalan” környezetből érkező propagulum nyomás a gyomok fajgazdagságának növekedését okozta a legelt területeken. A legeltetett kvadrátokban megfigyeltük a közeli szántóföldekre és parlagokra jellemző fajokat, valamint a legelést közvetlenül kedvelő gyomfajokat is. A gyomfajok nagy része, különösen a legelt helyeken jelenlévők, képesek a zoochoria általi terjedésre (mint az *Apera spica-venti*, *Conyza canadensis*, *Erodium cicutarium*, *Eryngium campestre*, *Poa bulbosa* és *Scleranthus annuus*).

Eredményeinkre alapozva a nagytestű szarvasmarhafélékkel hagyományosan, közepes nyomással (0,5 állategység/hektár) történő legeltetés alkalmas kezelési mód lehet a szikes élőhelyek biodiverzitásának megőrzésére és növelésére. A homoki gyepekben ennél alacsonyabb nyomású vagy rövidebb időintervallumú legeltetés javasolható annak érdekében, hogy a területen a természetvédelmi értékek ne sérüljenek.

Köszönetnyilvánítás – Köszönet illeti Deák Balázst, Valkó Orsolyát, Török Pétert, Tóthmérész Bélát és Kelemen Andrást a kutatásban nyújtott segítségükért. Továbbá, köszönet illeti a bírálókat munkájukért és hasznos tanácsaikért. A kutatást az OTKA PD 115627, OTKA PD 111807, OTKA K 116639 és NKFIH K 119225 kutatási pályázatok támogatták.

## Irodalomjegyzék

- Albert, Á.-J., Kelemen, A., Valkó, O., Miglécz, T., Csecserits, A., Rédei, T., Deák, B., Tóthmérész, B. & Török, P. (2014): Secondary succession in sandy old-fields: A promising example of spontaneous grassland recovery. – *Appl. Veg. Sci.* **17**: 214–224. doi: <https://doi.org/10.1111/avsc.12068>
- Borhidi, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. – *Acta Bot. Hung.* **39**: 97–181.
- Burai, P., Deák, B., Valkó, O. & Tomor, T. (2015): Classification of herbaceous vegetation using airborne hyperspectral imagery. – *Remote Sens.* **7**: 2046–2066. doi: <https://doi.org/10.3390/rs70202046>
- de Bello, F., Lepš, J. & Sebastià, M.-T. (2007): Grazing effects on the species-area relationship: Variation along a climatic gradient in NE Spain. – *J. Veg. Sci.* **18**: 25–34. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02512.x>
- Deák, B., Valkó, O., Alexander, C., Mücke, W., Kania, A., Tamás, J. & Heilmeyer, H. (2014a): Fine-scale vertical position as an indicator of vegetation in alkali grasslands – Case study based on remotely sensed data. – *Flora* **209**: 693–697. doi: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2014.09.005>
- Deák, B., Valkó, O., Török, P. & Tóthmérész, B. (2014b): Solonetz meadow vegetation (*Beckmannia eruciformis*) in East-Hungary – An alliance driven by moisture and salinity. – *Tuexenia* **34**: 187–203. doi: <https://doi.org/10.14471/2014.34.004>
- Deák, B., Valkó, O., Török, P., Kelemen, A., Tóth, K., Miglécz, T. & Tóthmérész, B. (2015a): Reed cut, habitat diversity and productivity in wetlands. – *Ecol. Complex.* **22**: 121–125. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2015.02.010>
- Deák, B., Valkó, O., Török, P., Kelemen, A., Miglécz, T., Szabó, Sz., Szabó, G. & Tóthmérész, B. (2015b): Micro-topographic heterogeneity increases plant diversity in old stages of restored grasslands. – *Basic Appl. Ecol.* **16**: 291–299. doi: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2015.02.008>
- Deák, B., Valkó, O., Török, P. & Tóthmérész, B. (2016a): Factors threatening grassland specialist plants – A multi-proxy study on the vegetation of isolated grasslands. – *Biol. Conserv.* **204**: 255–262. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.023>
- Deák, B., Tóthmérész, B., Valkó, O., Sudnik-Wójcikowska, B., Moysiyenko, I. I., Bragina, T. M., Apostolova, I., Dembicz, I., Bykov, N. I. & Török, P. (2016b): Cultural monuments and nature conservation: a review of the role of kurgans in the conservation and restoration of steppe vegetation. – *Biodivers. Conserv.* **25**: 2473–2490. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1081-2>
- Deák, B., Hüse, B. & Tóthmérész, B. (2016c): Grassland vegetation in urban habitats – Testing ecological theories. – *Tuexenia* **36**: 379–393. doi: <https://doi.org/10.14471/2016.36.017>
- Deák, B., Tölgyesi Cs., Kelemen, A., Bátorfi Z., Gallé R., Bragina T. B., Yerkin A. I. & Valkó O. (2018): The effects of micro-habitats and grazing intensity on the vegetation of burial mounds in the Kazakh steppes. – *Plant Ecol. Divers.* **10**: 509–520. doi: <https://doi.org/10.1080/17550874.2018.1430871>
- Horváth, F., Dobolyi, K., Morschhauser, T., Lőkös, L., Karas, L. & Szerdahelyi, T. (1995): *Flóra adatbázis 1.2. Taxon-lista és attributum állomány* – MTA ÖBKI, Vácrátót, 267 p.

- Jentsch, A. & Beyschlag, W. (2003): Vegetation ecology of dry acidic grasslands in the lowland area of central Europe. *Flora* **198**: 3–25. doi: <https://doi.org/10.1078/0367-2530-00071>
- Kovácsné Koncz, N., Béri, B., Deák, B., Kelemen, A., Radócz, Sz. & Valkó, O. (2015): Mély fekvésű gyepek élőhely kezelése különböző szarvasmarhafajták legeltetésével. – 27. *Georgikon Napok, Cikkadatbázis*. pp. 225–234.
- Lindborg, R., Plue, J., Andersson, K. & Cousins, S.A.O. (2014): Function of small habitat elements for enhancing plant diversity in different agricultural landscapes. – *Biol. Conserv.* **169**: 206–213. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.015>
- Mann, S. & Tischew, S. (2010): Role of megaherbivores in restoration of species-rich grasslands on former arable land in floodplains. – *Waldökol. Online* **10**: 7–15.
- Metera, E., Sakowski, T., Sloniewski, K. & Romanowicz, B. (2010): Grazing as a tool to maintain biodiversity of grassland – A review. – *Anim. Sci. Pap. Rep.* **28**: 315–334.
- Morgan, R. P. C. (2008): *Soil erosion and conservation*. – Longman, London, 298 pp.
- Novák, T., Négyesi, G., András, B. & Buró, B. (2014): Alluvial plain with wind-blown sand dunes in South Nyírség, Eastern Hungary. – In: Świtoniak, M. & Charzynski, P. (Eds.): *Soil sequences atlas*. Nicolaus Copernicus University Press, Torun, pp. 181–197.
- Olf, H. & Ritchie, M. E. (1998): Importance of herbivore type and scale. – *Trends Ecol. Evol.* **13**: 261–265. doi: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01364-0](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01364-0)
- Poschlod, P. & Wallis de Vries, M. F. (2002): The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands – Lessons from the distant and recent past. – *Biol. Conserv.* **104**: 361–376. doi: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00201-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00201-4)
- R Core Team (2016): *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Schenk, H. J. (2006): Root competition: beyond resource depletion. – *J. Ecol.* **94**: 725–739. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01124.x>
- Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L. & Milberg, P. (2016): Grazing vs. mowing: a meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. – *Agric. Ecosys. Environ.* **15**: 200–212. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.008>
- Tóth, E., Deák, B., Valkó, O., Kelemen, A., Migléc, T., Tóthmérész, B. & Török, P. (2016): Livestock type is more crucial than grazing intensity: traditional cattle and sheep grazing in short-grass steppes. – *Land Degrad. Dev.* doi: <https://doi.org/10.1002/ldr.2514>
- Tölgyesi, C., Bátor, Z., Erdős, L., Gallé, R. & Körmöczy, L. (2015): Plant diversity patterns of a Hungarian steppe-wetland mosaic in relation to grazing regime and land use history. – *Tuexenia* **35**: 399–416. doi: <https://doi.org/10.14471/2015.35.006>
- Török, P., Valkó, O., Deák, B., Kelemen, A. & Tóthmérész, B. (2014): Traditional cattle grazing in a mosaic alkali landscape: Effects on grassland biodiversity along a moisture gradient. – *PLoS ONE* **9**: e97095. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097095>
- Valkó, O., Török, P., Matus, G. & Tóthmérész, B. (2012): Is regular mowing the most appropriate and cost-effective management maintaining diversity and biomass of target forbs in mountain hay meadows? – *Flora* **207**: 303–309. doi: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2012.02.003>
- Valkó, O., Zmihorski, M., Biurrun, I., Loos, J., Labadessa, R. & Venn, S. (2016a): Ecology and conservation of steppes and semi-natural grasslands. – *Hacquetia* **15**: 5–14. doi: <https://doi.org/10.1515/hacq-2016-0021>
- Valkó, O., Deák, B., Magura, T., Török, P., Kelemen, A., Tóth, K., Horváth, R., Nagy, D.D., Debnár, Z., Zsigrai, G., Kapocsi, I. & Tóthmérész, B. (2016b): Supporting biodiversity by prescribed burning in grasslands – A multi-taxa approach. – *Sci. Total Environ.* **572**: 1377–1384. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.184>

- Valkó, O., Deák, B., Török, P., Kirmer, A., Tishew, S., Kelemen, A., Tóth, K., Miglécz, T., Radócz, S., Sonkoly, J., Tóth, E., Kiss, R., Kapocsi, I. & Tóthmérész, B. (2016c): High-diversity sowing in establishment windows: a promising new tool for enhancing grassland biodiversity. – *Tuexenia* **36**: 359–378. doi: <https://doi.org/10.14471/2016.36.020>
- Zar J.H. (1999): *Biostatistical Analysis*. – Prentice Hall, New Jersey, 663 p.

## Scale dependent effects of grazing – species richness of alkaline and sand grasslands

Laura Godó

*University of Debrecen, Department of Ecology,  
Egyetem tér 1, H-4032 Debrecen, Hungary  
e-mail: [godolaura0306@gmail.com](mailto:godolaura0306@gmail.com)*

Traditionally managed pastures have a crucial role in maintaining grassland biodiversity. We studied the effects of grazing on the species richness and composition of two alkaline and one sand grassland type, at ten spatial scales. At each grassland type we sampled the vegetation of five extensively grazed and five non-grazed sites with a series of nested plots. We found that grazing affected differently the alkali and sand grassland types and had a significant effect on their species richness even at small scales. Due to the increased small-scale heterogeneity and lower rate of competition, total species richness and the species richness of specialists was higher in grazed alkaline grasslands. In both alkaline grassland types, total species richness increased in a similar manner across plot sizes regardless of management. In sand grasslands grazing decreased the species richness of specialists while increased the species richness of weeds. According to our results traditional herding with a moderate grazing pressure can be a suitable tool for maintaining biodiversity of alkaline grasslands. While for the appropriate management of sand grasslands we propose lower grazing pressure or grazing in shorter periods.

**Keywords:** extensive grazing, generalist, grassland conservation, pasture management, specialist, weed

# Inváziós fajok előfordulása és kezelése Magyarország védett és Natura 2000 területein, európai összehasonlítással

Kézdy Pál<sup>1</sup>, Csiszár Ágnes<sup>2</sup>, Korda Márton<sup>2</sup> és Bartha Dénes<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság 1121 Budapest, Költő u. 21.

<sup>2</sup>Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növénytan és Természetvédelmi Intézet  
9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4.

e-mail: [kezdy@dinpi.hu](mailto:kezdy@dinpi.hu)

**Összefoglaló:** A hazánk védett területein előforduló inváziós fajokkal kapcsolatos problémák vizsgálatára kérdőíves felmérést végeztünk a természetvédelmi kezelők körében. A 144 hazai védett területről kapott válaszokat összehasonlítottuk Genovesi & Monaco (2014) vizsgálatával, akik 21 európai országból 138 védett terület kezelőinek válaszait dolgozták fel. A legsúlyosabb veszélyeztető tényezőket tekintve az európai vizsgálatnál első helyen az élőhelyvesztés és fragmentáció, míg a második az inváziós fajok szerepelnek. Ezzel szemben Magyarországon az inváziós fajok kerültek az első helyre. A 10 legveszélyesebb inváziós állatfaj között 5 halfajt és két vadászati céllal betelepített nagyvadfajt is találunk. A legtöbb területről a házi macskát (*Felis catus*) és a harlekinciacát (*Harmonia axyridis*) említették. A 10 legproblémásabbnak bizonyult növényfaj közül 8 észak-amerikai eredetű, 7 fásszárú. Közülük a legtöbb területről (66%) a fehér akácot (*Robinia pseudoacacia*) jelezték. A Magyarországon természetvédelmi szempontból problémát jelentő fajok közül csak néhány szerepel az Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékén. Megoldást jelentene, a regionális, illetve nemzeti jegyzékek differenciált összeállítása, vagyis, ha külön kezelnénk azokat a fajokat, melyeknél az elérni kívánt cél a teljes kiirtás, és azokat, amelyeknél a cél az, hogy a védett és Natura 2000 területekről kiszorítsuk őket.

**Kulcsszavak:** idegenhonos fajok, inváziós fajok, biológiai invázió, Natura 2000, védett területek, kérdőív, *Robinia pseudoacacia*

## Bevezetés

### *Hazai invázióbiológiai kutatások és fajlisták*

A rendszerváltozással együtt megváltozott tájhasználat kedvezett az inváziós növények előretörésének (Botta-Dukát 2017). Ennek a kihívásnak eredményeként egyre több, az inváziós növényfajokkal foglalkozó publikáció jelent meg, bővülő fajlistákat tartalmazva. Az első jelentős lépés az egyre bővülő tudásanyagot

összegyűjtő *Özönnövények* (Mihály & Botta-Dukát 2004) és *Özönnövények II.* (Botta-Dukát & Mihály 2006) című kötetek megjelenése volt. Az első kötetben Balogh *et al.* (2004) 71 inváziós, 76 meghonosodott, de nem inváziós, és 569 alkalmi megjelenésű adventív fajt sorol fel. Az *Inváziós növényfajok Magyarországon* című könyv (Csiszár 2012) 74 inváziós vagy potenciálisan inváziós fajt mutat be. Bartha *et al.* (2015) az őshonos fajoké mellett az idegenhonos növények aktuális hazai elterjedési térképeit is közli. Az említett összefoglaló munkákon kívül az invázióbiológia témakörében számos publikáció jelent meg, amelyek egyaránt érintik az inváziós fajok elterjedésére (Balogh *et al.* 2008, Kazinczi *et al.* 2008, Király *et al.* 2008, Török *et al.* 2003) és az előzőnölt élőhelyekre vonatkozó témaköröket (Balogh 2001, Botta-Dukát 2008, Csecserits *et al.* 2016). A felsorolt publikációk többnyire csak érintőlegesen említik a fajok visszaszorításának gyakorlati vonatkozásait. Ezt a hiányt pótolja az *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai* című kötet (Csiszár & Korda 2017).

Az inváziós állatfajok kutatására vonatkozóan alapos áttekintést nyújt a *Magyar Tudomány* tematikus száma (Papp 2017). A hazai vonatkozású publikációk az egyes rendszertani kategóriákat illetően nem kiegyenlítettek. Báldi & Soltész (2017) megállapítása szerint inváziós szempontból eddig a vízben élő állatfajokat kutatták a legjobban. A vízi özönfajokkal foglalkoznak többek között Balogh *et al.* (2008), Bódis (2007), Bódis *et al.* (2011a, 2011b, 2012, 2014), Borza (2009, 2011), Borza *et al.* (2011), Csányi (1999), Muskó és Bakó (2005), Muskó *et al.* (2007, 2008), Takács *et al.* (2017) és Weiperth *et al.* (2011, 2017) cikkei. Számos kutatás foglalkozott az izeltlábúakkal is (Csóka *et al.* 2012, Ripka 2010, Szeőke & Csóka 2012, Tuba *et al.* 2012, Merkl 2017).

A Vidékfejlesztési Minisztérium 2010-ben Inváziós Szakértői Tanácsot hozott létre. Munkájuk eredményeként születtek meg *A természetes állat- és növényvilágra veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok hazai tudományos alapú jegyzékei* (Természetvédelem 2017).

### *Nemzetközi listák*

Az inváziós növény- és állatfajokról, illetve veszélyességükről számos, eltérő szempontú és területi léptékű lista készült. Európa területére vonatkozóan a DAISIE projekt keretében invázióbiológiával foglalkozó kutatók állítottak össze egy listát az idegenhonos fajokról, ami 10 771 taxont tartalmaz, továbbá közzétették a 100 legnagyobb veszélyt jelentő faj listáját is (DAISIE, 2009). Az European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO) a növényfajokra vonatkozóan, veszélyességük szerint rangsorolva öt listát tett közzé: 1. Lists of pests recommended for regulation as quarantine pests (Olyan fajok listája, amelyeket karantén károsítóként javasolnak szabályozni), 2. List of invasive alien plants (In-



váziós idegen növényfajok listája), 3. Observation List of invasive alien plants (Megfigyelendő inváziós idegen növényfajok listája), 4. Alert List (Riasztási lista), 5. Other documented plant species (Egyéb dokumentált növényfajok) (EPPO 2017).

Ezekhez a listákhoz képest új megközelítést jelentett Genovesi & Monaco (2014) vizsgálata, akik azt mérték fel, hogy a védett területek kezelői mely inváziós fajokat tartják a legveszélyesebbeknek. Itt tehát elsősorban a természetvédelmi kezelési tevékenység során szerzett tapasztalatok kerültek előtérbe. Az általuk végzett kérdőíves felmérésre 21 európai országból 138 válasz érkezett. Mindezek a tengerpartoktól a magashegységekig terjedő élőhelyeket ölelnek fel, ugyanakkor Magyarországi védett terület nem került a vizsgálatba. Ezt a kérdőíves felmérést ismételtük meg a hazai védett területek természetvédelmi kezelőinek körében, aminek eredményeit az alábbiakban ismertetjük.

## Módszerek

A magyarországi védett területeken előforduló inváziós fajokkal kapcsolatos problémák megismerésére kérdőíves felmérést végeztünk. Annak érdekében, hogy az eredmények összehasonlíthatók legyenek a Genovesi & Monaco (2014) által közölt európai eredményekkel, az általuk használt kérdőívet lefordítottuk magyarra, változatlan tartalommal. Az internetes felméréshez hozzájuk hasonlóan a SurveyMonkey programot használtuk.

Az adatok gyűjtése 2016. október–december között történt. A kérdőíveket a magyarországi védett területek (nemzeti parkok, tájvédelmi körzetek, természetvédelmi területek, Natura 2000 területek) természetvédelmi kezeléséért felelős 10 nemzeti park igazgatóság dolgozóinak küldtük szét. A kérdőívet bármelyik fenti védettségi kategóriába tartozó területre vonatkozóan ki lehetett tölteni, de az fontos feltétel volt, hogy az egyes területek ne fedjenek át. Amennyiben ez nem teljesült, akkor csak az egyik kérdőívet vettük figyelembe. Ezekben az esetekben egyedi mérlegelés alapján döntöttünk. Több védett terület nem szerepelhetett egy kérdőíven, de arra lehetőség volt, hogy egy védett terület jól beazonosítható részterületére külön kérdőív szülessen. Ez történt például a Kiskunsági Nemzeti Park esetében, ami kilenc, egymással nem érintkező részterületből áll. Azokat a kérdőíveket, amelyeknél a terület nem volt egyértelműen azonosítható, kizártuk a vizsgálatból. Az előzetes szűrés után 73 adatközlő, összesen 144 értékelhető kérdőíve maradt a vizsgálatban. Mind a 10 nemzeti park igazgatóság területéről, sík- és dombvidéki, illetve középhegységi élőhelyekről is kaptunk válaszokat, így a felmérés jól reprezentálja a magyarországi védett területeket.

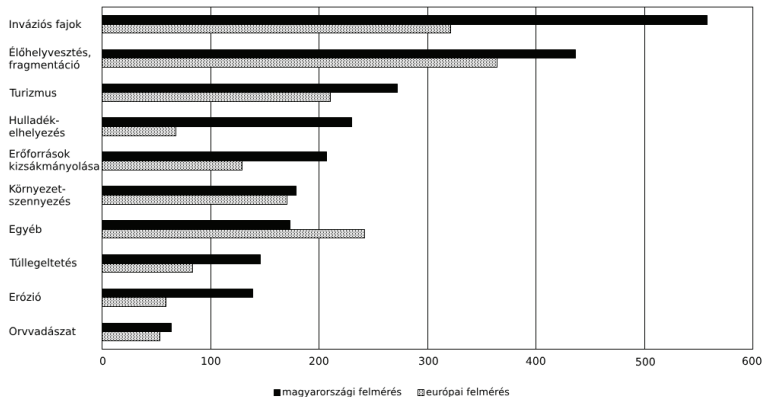
Azoknál a kérdéseknél, ahol a vizsgált tényezőt 1–5 értékkel lehetett osztályozni, kumulatív értéket számoltunk, vagyis az 1-es értéket 5-tel szoroztuk, a 2-est 4-gyel stb. és az így kapott szorzatokat vizsgált tényezőnként összegeztük. Az eredmények interpretációjánál a kumulatív értékkel megjelenített diagramok esetében az európai és magyarországi vizsgálat eredményét azonos skálán ábrázoltuk, mivel a két vizsgálatnál megközelítőleg azonos számú (138 és 144) válasz érkezett. Meg kell jegyezni, hogy a magyarországi adatszolgáltatók általában sokkal magasabb értékeket jelöltek meg, mint ami az európai vizsgálatnál látható.

## Eredmények

Az alábbiakban közöljük az egyes kérdésekre adott magyarországi válaszok összesítését (magyarországi felmérés) és emellett a Genovesi & Monaco (2014) által közölt európai eredményeket is (európai felmérés).

### *1. Véleménye szerint melyek a legsúlyosabb veszélyeztető tényezők a védett területen?*

Az 1. ábra a védett területeket érintő legsúlyosabb veszélyeztető tényezőket mutatja be. A kérdőíven lehetőség volt egyéb tényezőket is megnevezni. A magyarországi válaszok között ebben a kategóriában legnagyobb súllyal olyanok szerepeltek, amelyek besorolhatók az „erőforrások kizsákmányolása” kategóriába (helytelen erdőgazdálkodás, túlzaporodott vadállomány, intenzív mezőgazdálkodás). Ezeken kívül ugyancsak nagy súllyal szerepeltek olyan hatások, amik kedvezőtlen szukcessziós folyamatokként foglalhatók össze (pl.: nádasodás, a



**1. ábra:** A legsúlyosabb veszélyeztető tényezők Magyarország és Európa védett, illetve Natura 2000 területein (kumulatív értékek).

*Calamagrostis epigeios* térfoglalása, beerdősödés, cserjésedés). További jelentős hatások a gyepterületek kezelésének, különösen a legeltetésnek az elmaradása, valamint a vízügyi beavatkozások és a klímaváltozás következtében bekövetkező szárazodás.

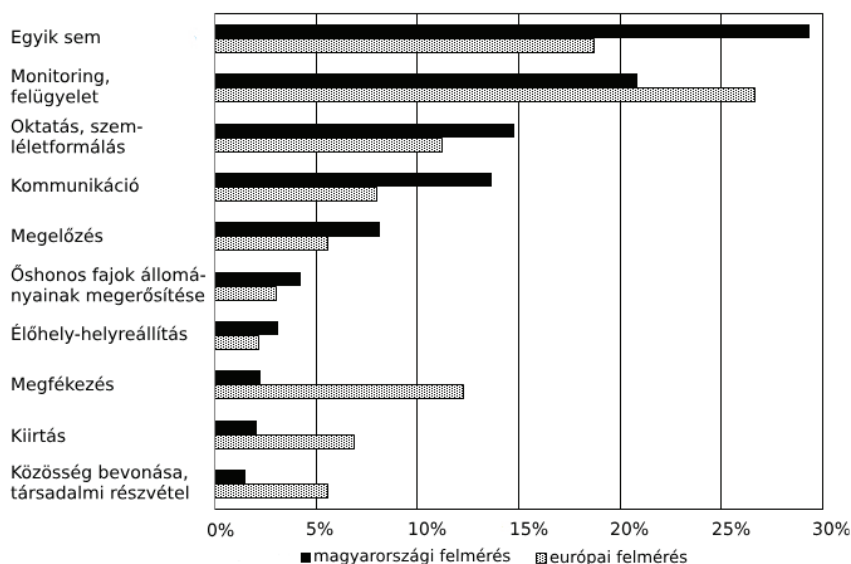
## 2. Készült-e jegyzék a területen előforduló idegenhonos fajokról?

Az 1. táblázat mutatja be, hogy az európai és magyarországi vizsgálat eredménye szerint a védett területek hány százalékában készült felmérés az inváziós növény- és állatfajokra vonatkozóan.

**1. táblázat:** Inváziós növény- és állatfajokra vonatkozó felmérések Európa és Magyarország védett, illetve Natura 2000 területein.

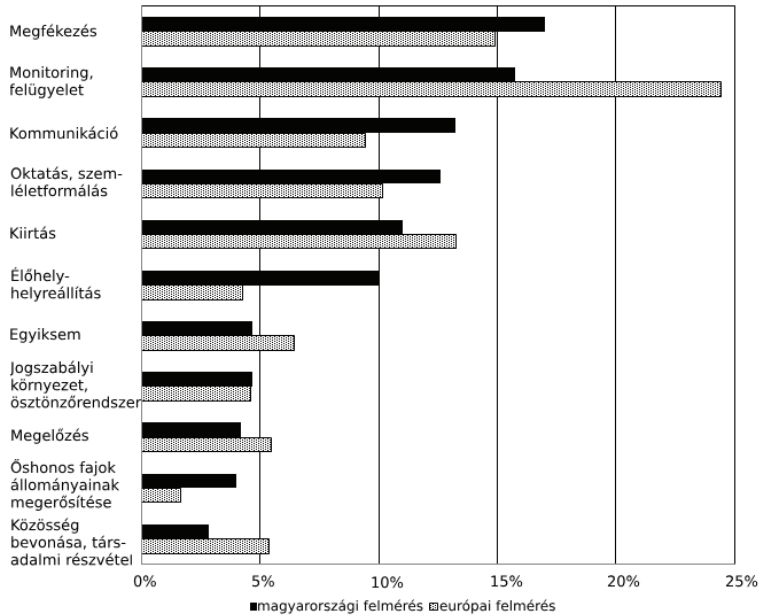
Készült-e felmérés?	Állatok		Növények	
	európai területek (%)	magyarországi területek (%)	európai területek (%)	magyarországi területek (%)
igen	37	5	52	37
részben	21	15	27	48
nem	42	80	21	15

## 3. Milyen természetvédelmi intézkedések történtek, amelyek érintik az inváziós állatfajokat a területen? (2. ábra)



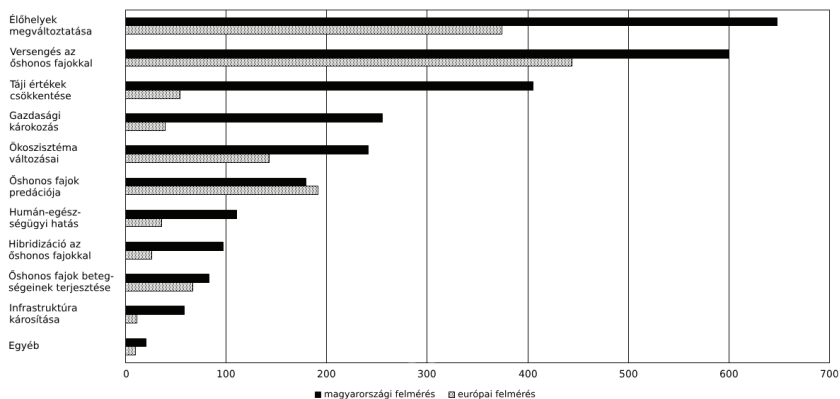
**2. ábra:** Inváziós állatfajokat érintő legfontosabb intézkedések Magyarország és Európa védett, illetve Natura 2000 területein.

4. Milyen természetvédelmi intézkedések történtek, amelyek érintik az inváziós növényfajokat a területen? (3. ábra)



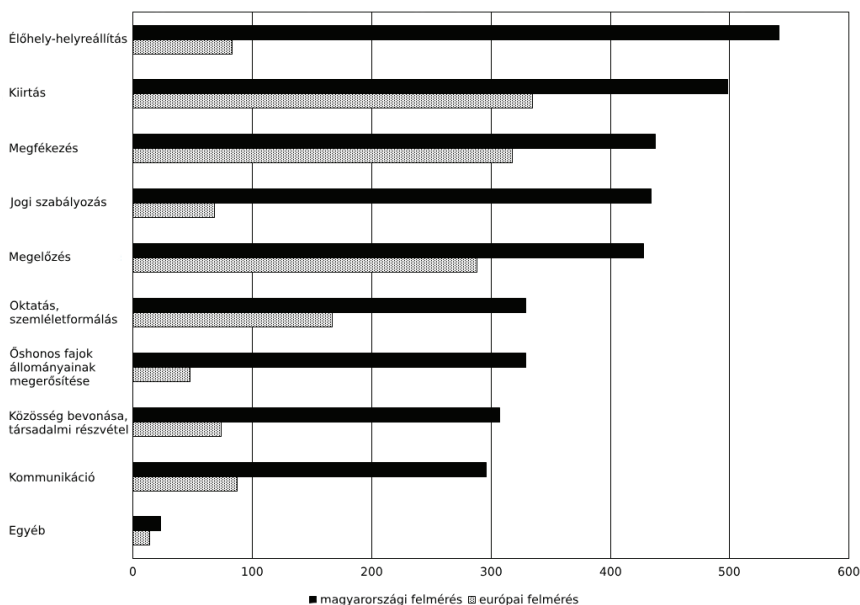
3. ábra: Inváziós növényfajokat érintő legfontosabb intézkedések Magyarország és Európa védett, illetve Natura 2000 területein.

5. Az inváziós fajok hatásai közül véleménye szerint melyek érintik legsúlyosabban a területen? (4. ábra)



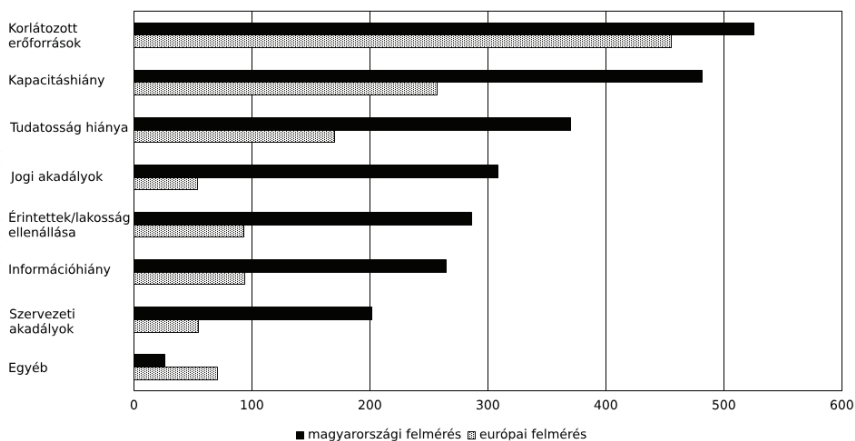
4. ábra: A biológiai invázió legsúlyosabb hatásai Magyarország és Európa védett, illetve Natura 2000 területein (kumulatív értékek).

6. Véleménye szerint milyen módszerekkel lehet a leghatékonyabban küzdeni az inváziós fajok terjedése ellen a területen? (5. ábra)



5. ábra: Leghatékonyabb módszerek az inváziós fajok terjedése ellen Magyarország és Európa védett, illetve Natura 2000 területein (kumulatív értékek).

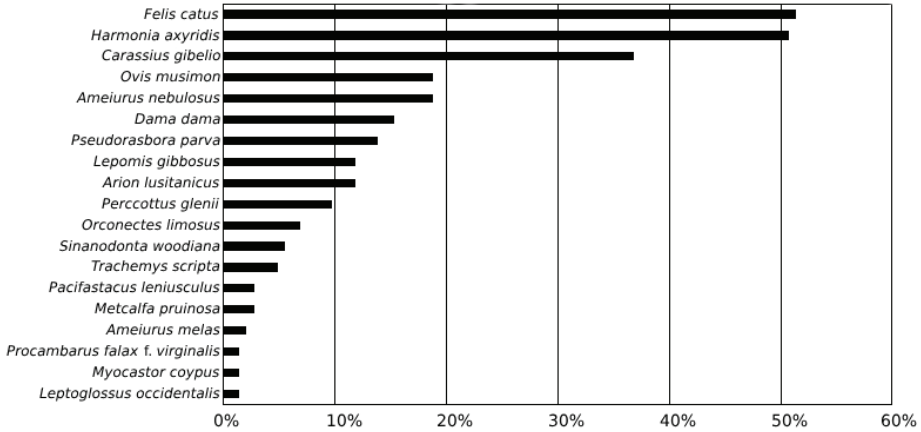
7. Véleménye szerint melyek azok a kulcstényezők, amelyek leginkább hátráltatják az inváziós fajok elleni küzdelmet a területen? (6. ábra)



6. ábra: Az inváziós fajok elleni küzdelmet leginkább hátráltató tényezők Magyarország és Európa védett, illetve Natura 2000 területein (kumulatív értékek).

8. A legfontosabb (legnagyobb kárt okozó) inváziós állatfajok a területen

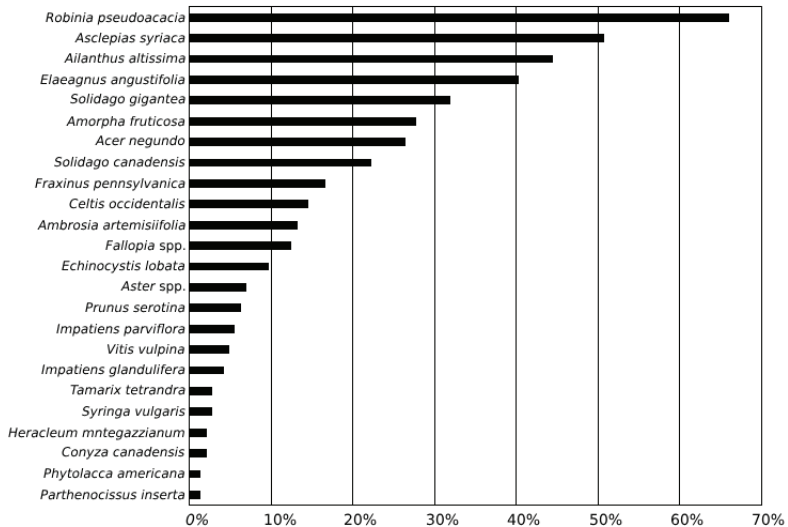
Mind az állatok, mind a növények esetében területenként 5–5 fajt lehetett megnevezni. A magyarországi területekről összesen 30 állatfaj került a legveszélyesebbek közé. A 7. ábra azokat tünteti fel, amelyek legalább két adatlapon szerepeltek.



7. ábra: A legveszélyesebb inváziós állatfajok Magyarország védett, illetve Natura 2000 területein.

9. A legfontosabb (legnagyobb kárt okozó) inváziós növényfajok a védett területen

A magyarországi területekről összesen 35 növényfaj került a legveszélyesebbek közé. A 8. ábra azokat tünteti fel, amelyek legalább két adatlapon szerepeltek.



8. ábra: A legveszélyesebb inváziós növényfajok Magyarország védett, illetve Natura 2000 területein.

## Értékelés

Az alábbiakban az egyes kérdésekre adott válaszokból levonható következtetéseket tárgyaljuk, összehasonlítva a magyarországi eredményeket a Genovesi & Monaco (2014) által közölt európai eredményekkel.

### *Veszélyeztető tényezők (1. ábra)*

Magyarországon a 144 terület közül 139-el (97%) kapcsolatban adták azt a választ, hogy a veszélyeztető tényezők között valamilyen súllyal szerepet játszanak az inváziós fajok. Az európai vizsgálatnál ez az arány 138-ból 97 terület (70%) volt. Ha a kumulatív értékeket vesszük figyelembe, az európai vizsgálatnál első helyre került az élőhelyvesztés és fragmentáció, második helyen pedig az inváziós fajok szerepelnek. A magyarországi vizsgálatnál ettől eltérően első helyre kerültek az inváziós fajok. Mindezek alapján nem csak azt állapíthatjuk meg, hogy a védett területeken a biológiai invázió az egyik legnagyobb problémává vált, hanem azt is, hogy Magyarországon az európai átlagnál is sokkal súlyosabb a helyzet.

### *Inváziós fajokra vonatkozó felmérések (1. táblázat)*

Az inváziós fajokra vonatkozó adatbázisok különösen az állatfajok esetében hiányosak. Magyarország esetében az európai átlagnál is rosszabb a helyzet, az inváziós fajokra csak részlegesen vonatkozó adatbázisokat is figyelembe véve csupán a területek 20%-a rendelkezik ilyen felméréssel. Az állatfajokra vonatkozóan tehát jelentős előrelépésre lenne szükség. A növényfajok esetében kedvezőbb a helyzet. Bár Magyarországon kifejezetten inváziós fajokra vonatkozó felmérés csupán a területek 37%-ára áll rendelkezésre – szemben az európai 52%-kal –, de valamilyen, az inváziósokra is vonatkozó felmérésre a területek 85%-án sorkerült.

### *Inváziós állatfajokat érintő intézkedések (2. ábra)*

Míg az európai vizsgálatban első helyre a monitoring és felügyelet került (a területek 27%-a), addig Magyarországon a legtöbb területen semmiféle intézkedés nem történt (29%). A monitoring és felügyelet itt a második helyen szerepel (21%). Ezt követi az oktatás és kommunikáció (13–13%). Aktív, az inváziós hatások mérséklésére vonatkozó intézkedések sem az európai, sem a magyarországi területekre nem jellemzők.

### *Inváziós növényfajokat érintő intézkedések (3. ábra)*

Az inváziós növények kezelése valamivel kedvezőbb képet mutat, csupán 5–6% azon területek aránya, ahol semmilyen intézkedés nem történt. Az európai felmé-

résnél itt is a monitoring és felügyelet adott kiugró értéket (24%) és ezt követi a megfékezés (15%). Ezzel szemben Magyarországon a területek közel hasonló részarányában történik monitoring (16%) és megfékezés (17%), ami azt mutatja, hogy a két tevékenységet – legtöbbször uniós projektek részeként – együtt végzik.

#### *Inváziós fajok hatásai (4. ábra)*

A biológiai invázió legsúlyosabb hatásait tekintve a két felmérés hasonló eredményt hozott, a legsúlyosabb hatásnak az élőhelyek megváltoztatását és az őshonos fajokkal történő versengést tartják a védett területek kezelői.

#### *Leghatékonyabb védekezési módszerek (5. ábra)*

A leghatékonyabbnak tartott módszerek megítélése eltér az európai és a magyarországi válaszadóknál. Míg az első esetben a legfontosabbak a kiirtás, a megfékezés és a megelőzés, addig a magyarországi természetvédelmi kezelők legfontosabbnak az élőhelyek helyreállítását tartják. Emellett Magyarországon a jogi szabályozást is nagyobb jelentőségűnek ítélik.

#### *Hátráltató tényezők (6. ábra)*

Az inváziós fajok elleni küzdelmet leginkább hátráltató tényezőket mindkét felmérés esetében hasonlóan ítélték meg a védett területek kezelői. Első helyre a források, kapacitások és a tudatosság hiánya került. Eltérést jelent, hogy Magyarországon jelentősebbnek ítélik meg a jogi akadályokat, ami összhangban van azzal, hogy a jogi szabályozás a leghatékonyabbnak ítélt módszerek között is nagyobb értéket kapott.

#### *Legnagyobb veszélyt jelentő inváziós állatfajok (7. ábra)*

Az első helyre került két faj közül a házimacska (*Felis catus*) esetében Csorba (2017) vitatja, hogy háziállatok beilleszthetőek-e az inváziós fajok definíciójába, vagyis hogy idegenhonosnak tekinthetőek-e. A természetvédelmi kezelők ugyanakkor a területek több mint felén (51%) úgy látták, hogy a legveszélyesebb fajok közé tartozik, aminek oka elsősorban a predációs tevékenysége.

A szintén 51%-ot elért, kelet-ázsiai eredetű harlekinkaticáról (*Harmonia axyridis*) Merkl (2017) megállapítja, hogy a bogarak közül az egyetlen olyan jövevényfaj, melynek felbuklásában a szándékosság szerepet játszott. Nyugat-Európába ugyanis szándékosan telepítették be a levéltetvek elleni védekezés céljából, onnan viszont saját erejéből terjeszkedett tovább kelet, dél és észak felé, így érte el hazánkat is 2008-ban. 2011-től tekinthetjük özönfajnak, mert ettől kezdve jelentkezik óriási egyedszámban. Észak-Amerikában és Nyugat-Európában erő-



**2. táblázat:** Magyarország védett, illetve Natura 2000 területein legnagyobb kárt okozó inváziós állatfajok listája összehasonlítva más európai listákkal A feltüntetett számok a felmérésben részt vett területek közül az adott faj inváziójával érintettek számát jelöli. Az első 10 helyre került faj vastaggal szedve. <sup>1</sup>DAISIE (2009); <sup>2</sup>Genovesi & Monaco (2014); <sup>3</sup>www.termeszetvedelem.hu/idegenhonos-invazios-fajok. A forrás szerinti különösen veszélyes inváziós gerinces fajokat „xx” jelöli.; <sup>4</sup>Az Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok 1143/2014/EU európai parlamenti és tanácsi rendelet szerinti jegyzékének elfogadásáról szóló 2016/1141. végrehajtási rendelet, és annak bővítéséről szóló 2017/1263 végrehajtási rendelete.

Faj	Magyarországi védettterületek (144)	DAISIE Top100 <sup>1</sup>	Guidelines <sup>2</sup> (138)	FM TMF <sup>3</sup>	Eu 49 <sup>4</sup>
<b><i>Felis catus</i></b>	<b>74</b>		<b>4</b>		
<b><i>Harmonia axyridis</i></b>	<b>73</b>	x	<b>6</b>	x	
<b><i>Carassius gibelio</i></b>	<b>53</b>		<b>5</b>	xx	
<b><i>Ovis musimon (aries)</i></b>	<b>27</b>		<b>3</b>	x	
<b><i>Ameiurus nebulosus</i></b>	<b>27</b>			x	
<b><i>Dama dama</i></b>	<b>22</b>		<b>3</b>	x	
<b><i>Pseudorasbora parva</i></b>	<b>20</b>	x	<b>2</b>	x	x
<b><i>Arion lusitanicus (vulgaris)</i></b>	<b>17</b>	x	<b>5</b>	x	
<b><i>Lepomis gibbosus</i></b>	<b>17</b>		<b>6</b>	x	
<b><i>Perccottus glenii</i></b>	<b>14</b>			xx	x
<i>Orconectes limosus</i>	10		<b>10</b>	x	x
<i>Sinanodonta woodiana</i>	8			x	
<i>Trachemys scripta</i>	7	x	<b>11</b>		x
<i>Metcalfa pruinosa</i>	4				
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	4		<b>9</b>	x	x
<i>Ameiurus melas</i>	3		<b>4</b>	x	
<i>Leptoglossus occidentalis</i>	2		<b>2</b>		
<i>Myocastor coypus</i>	2	x	<b>18</b>		x
<i>Procambarus falax f. virginalis</i>	2				x
<i>Anguilla anguilla</i>	1				
<i>Canis lupus familiaris</i>	1				
<i>Corbicula sp. (fluminea)</i>	1	x		x	
<i>Dreissena sp. (polymorpha, bugensis)</i>	1	x		x	
<i>Hypophthalmichthys molitrix X H. nobilis</i>	1			x	
<i>Neogobius melanostomus</i>	1	x			
<i>Nyctereutes procyonoides</i>	1	x	<b>9</b>	x	x
<i>Ondatra zibethicus</i>	1	x	<b>7</b>	x	x
<i>Ponticola kessleri</i>	1				
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	1			x	
<i>Procyon lotor</i>	1	x	<b>3</b>		x

sen visszaszorította az őshonos katicabogárfajokat, de újabb vizsgálatok szerint e hatása csökkenni látszik. Varga (2017) szerint hatása nem csupán abban áll, hogy az őshonos fajokat, mindenekelőtt a hétpettyes katicabogarat (*Coccinella septempunctata*) kiszorítja, hanem predációs tevékenysége az egész rovarközösség összetételét befolyásolja, illetve annak diverzitását csökkenti.

Báldi és Soltész (2017) megállapítása szerint az összes fajszámhoz képest a vízi csoportoknál jelentős, 30% feletti az inváziós fajok aránya. Felmérésünk eredménye ezzel összhangban van, ugyanis a kérdőíveken jelzett 30 inváziós állatfajból 19 vízben él. A 10 legveszélyesebbnek bizonyult faj közül 5 hal.

Sok területen jelent problémát két vadászati céllal betelepített nagyvad faj, a muflon (*Ovis musimon*) (19%) és a dám (*Dama dama*) (15%). Bár vannak, akik az archeozoológiai eredmények fényében utóbbi fajnál megkérdőjelezzik, hogy idegenhonosnak tekinthető-e (Csorba 2017), természetvédelmi károkozása nyilvánvaló.

Említésre méltó, hogy az első 10 faj fele néhány évtizeden belül érkezett Magyarországra.

A 2. táblázatban látható a magyarországi védett területek kezelőinek adataiból összeállított teljes lista, összehasonlítva több európai listával és az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékével. A 30 faj közül 11 szerepel a DAISIE (2009) 100-as listáján, ami a legveszélyesebb európai inváziós fajokat tartalmazza. 17 faj egyezik a Genovesi és Monaco (2014) felméréseinek eredményeként létrejött listával. A 30 fajból 10 megtalálható az Unió jegyzékén is, de a legtöbb magyarországi védett területen veszélyt jelentő faj közül csupán kettő, a kínai razbóra (*Pseudorasbora parva*) és az amurgéb (*Percottus glenii*) szerepel.

### *Legnagyobb veszélyt jelentő inváziós növényfajok (8. ábra)*

A fajok közül kiemelkedik a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), ami a védett területek 66%-án szerepel a legnagyobb problémát jelentő fajok között. A 10 legproblémásabb növényfaj közül 8 észak-amerikai eredetű és 7 fásszárú. Mind a 10 száz évnél régebben került az országba, jellemzően szándékos betelepítés eredményeként. Ebből arra következtethetünk, hogy sikerességüket inváziós képességük mellett a tudatos terjesztés is elősegítette, és mindemellett idejük is volt elterjedni. Érdekes, hogy miközben szakmai vita folyik arról, hogy az ürömlévelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia*) megjelenik-e a természetes élőhelyeken, a természetvédelmi kezelők 19 területről jelezték károkozását.

Az 3. táblázatban látható a magyarországi védett területek kezelőinek adataiból összeállított teljes növénylista, összehasonlítva több európai listával és az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékével. A ma-

gyarországi fajok közül a DAISIE 100-as listáján 8, az EPPO listáin 13, Genovesi és Monaco (2014) listáján 18 szerepel. A listákat egybevetve 15 olyan fajt kapunk, amelyek a legtöbb magyarországi védett területen veszélyt jelentenek, illetve amelyek esetében az európai listák alapján várható a további erőteljes terjedés.

A *Robinia pseudoacacia* a felmérés szerint a legtöbb problémát okozó faj a védett területeinken. Szerepel a DAISIE 100-as listáján és az európai felmérés első 10 legveszélyesebb növényfaja között is.

Az *Ailanthus altissima*, az *Ambrosia artemisiifolia*, a *Fallopia* spp. és a *Prunus serotina* mind a négy listán szerepel. Érdeemes megjegyezni, hogy a bálványfát mindegyiken kiemelt helyen találjuk.

Bár mind a négy listán szerepel az *Impatiens glandulifera* és a *Heracleum mantegazzianum* is, mégis érdemes külön említeni ezeket a fajokat, mivel országos léptékben még viszonylag kevés helyen jelentenek komolyabb gondot, de terjedésük jelenleg is zajlik.

Az *Asclepias syriaca*, az *Elaeagnus angustifolia*, az *Acer negundo*, a *Fraxinus pennsylvanica* és a *Celtis occidentalis* az európai listák szerint nem játszanak jelentős szerepet, de magyarországi kártételük jól ismert, igen jelentős (Bartha & Csiszár 2012a,b,c, Bagi & Bakacsy 2012, Udvardy & Nótári 2012)

Az *Amorpha fruticosa*, a *Solidago gigantea* és a *S. canadensis* a hazai és az európai felmérésben, továbbá az EPPO listáján is szerepelnek. A két *Solidago* faj a hazai és az európai felmérésben egyaránt az első tízbe került.

Az *Echinocystis lobata* a magyarországi és az európai felmérésben és a DAISIE 100-as listáján is szerepel.

A fent felsoroltak közül az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékén (1143/2014/EU rendelet által előírt jegyzék) csak az *Asclepias syriaca*, az *Impatiens glandulifera*, a *Heracleum mantegazzianum* szerepel. A magyarországi védett területekről jelzett 34 növényfaj közül rajtuk kívül az egyetlen területről jelzett *Hydrocotyle ranunculoides* került az uniós listára.

Felmérésünk aktualitását az idegenhonos inváziós fajokkal kapcsolatban megjelenő uniós és tagállami szabályozások, illetve az ezzel összefüggésben készülő inváziós listák adták. Az inváziós fajokkal szembeni fellépés szükségességét, illetve a velük kapcsolatos szabályokat a 2015. január 1-én hatályba lépett 1143/2014/EU rendelet rögzíti, ennek 4. cikke rendelkezik az Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékének összeállításáról. Azokra a fajokra vonatkozóan, amelyek e listára felkerülnek szigorú szabályozás lép életbe, tartásuk, szaporításuk, a velük való kereskedelem stb. gyakorlatilag tilos. Emiatt a jegyzék összeállítása a szakmai megfontolásokon túl gazdasági és politikai kérdés lett. Ezzel magyarázható, hogy a 2016. július 13-án elfogadott, majd 2017. augusztus

**3. táblázat:** Magyarország védett, illetve Natura 2000 területein legnagyobb kárt okozó inváziós növényfajok listája összehasonlítva más európai listákkal. A feltüntetett számok a felmérésben részt vett területek közül az adott faj inváziójával érintettek számát jelöli. Az első 10 helyre került faj vastaggal szedve. <sup>1</sup>DAISIE (2009) <sup>2</sup>[www.eppo.int](http://www.eppo.int), inv = inváziós. <sup>3</sup>Genovesi és Monaco (2014). <sup>4</sup>Balogh *et al.* (2004), alk = alkalmi, átal = átalakító, inv= inváziós, meg = meghonosodott. <sup>5</sup>[www.termeszetvedelem.hu/idegenhonos-invazios-fajok](http://www.termeszetvedelem.hu/idegenhonos-invazios-fajok). A forrás szerinti legveszélyesebb, különösen nagy természetvédelmi kárt okozó szárazföldi özönnövény fajokat „xx” jelöli. <sup>6</sup>Az Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok 1143/2014/EU európai parlamenti és tanácsi rendelet szerinti jegyzékének elfogadásáról szóló 2016/1141. végrehajtási rendelet, és annak bővítéséről szóló 2017/1263 végrehajtási rendelete.

Faj	Magyarországi védett területek (144)	DAISIE Top100 <sup>1</sup>	EPPO <sup>2</sup>	Guidelines <sup>3</sup> (138)	Neofitonok jegyzéke <sup>4</sup>	FM Tmp <sup>5</sup>	Eu 49 <sup>6</sup>
<b><i>Robinia pseudoacacia</i></b>	<b>95</b>	x		<b>26</b>	átal	xx	
<i>Asclepias syriaca</i>	<b>73</b>			3	átal	xx	x
<i>Ailanthus altissima</i>	<b>64</b>	x	inv	<b>16</b>	átal	xx	
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	<b>58</b>				átal	xx	
<i>Solidago gigantea</i>	<b>46</b>		inv	<b>8</b>	átal	xx	
<i>Amorpha fruticosa</i>	<b>40</b>		inv	6	átal	xx	
<i>Acer negundo</i>	<b>38</b>			6	átal	xx	
<i>Solidago canadensis</i>	<b>32</b>		inv	<b>9</b>	átal	x	
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	<b>24</b>				átal	xx	
<i>Celtis occidentalis</i>	<b>21</b>				átal	x	
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	19	x	inv	<b>10</b>	átal		
<i>Fallopia</i> spp.	18	x	inv	<b>48</b>	átal	xx	
<i>Echinocystis lobata</i>	14	x		4	átal	xx	
<i>Aster</i> spp.	10			2	átal	xx	
<i>Prunus serotina</i>	9	x	inv	5	inv	xx	
<i>Impatiens parviflora</i>	8		pot	5	inv	x	
<i>Vitis vulpina</i>	7				átal	x	
<i>Impatiens glandulifera</i>	6	x	inv	<b>29</b>	átal	xx	x
<i>Syringa vulgaris</i>	4				megh		
<i>Tamarix tetrandra</i>	4				alk		
<i>Conyza canadensis</i>	3				átal		
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	3	x	inv	<b>11</b>	átal	x	x
<i>Parthenocissus inserta</i>	2				átal	x	
<i>Phytolacca americana</i>	2			4	átal	x	
<i>Elymus elongatus</i>	1						
<i>Forsythia × intermedia</i>	1				alk		
<i>Helianthus tuberosus</i>	1		inv	2	átal	xx	

**3. táblázat (folytatás):** Magyarország védett, illetve Natura 2000 területein legnagyobb kárt okozó inváziós növényfajok listája összehasonlítva más európai listákkal. A rövidítések felsorolását lásd fentebb.

Faj	Magyarországi védett területek (144)	DAISIE Top100 <sup>1</sup>	EPPO <sup>2</sup>	Guidelines <sup>3</sup> (138)	Neofitonok jegyzéke <sup>4</sup>	FM TMF <sup>5</sup>	Eu 49 <sup>6</sup>
<i>Laburnum anagyroides</i>	1						
<i>Lycium barbarum</i>	1						
<i>Mahonia aquifolium</i>	1				alk		
<i>Pinus nigra</i>	1				megh		
<i>Sorghum halepense</i>	1				átal		
<i>Xanthium spinosum</i>	1				inv		
<i>Azolla filiculoides</i>	1			6	megh	x	
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	1						x

2-án bővített, összesen 48 fajt tartalmazó lista csalódást okozott a természetvédelmi szakemberek számára. Mint ahogy a jelen felmérés is mutatja, a természetvédelmi szempontból valós problémát jelentő fajok közül nagyon kevés szerepel rajta. Véleményünk szerint megoldást jelenthet a regionális, illetve nemzeti jegyzékek differenciált összeállítása, vagyis, ha többféle listát hozunk létre, melyekre eltérő szabályozás vonatkozik. Szükségesnek tartjuk külön kezelni azokat a fajokat, amelyeknél az elérni kívánt cél a teljes kiirtás és azokat, amelyeknél a cél az, hogy a védett és Natura 2000 területekről, illetve ezek puffer zónájából kizorítsuk őket. A szerzők erre vonatkozó gyakorlati javaslatát Korda *et al.* (2017) közli.

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk Andrea Monaconak, aki rendelkezésünkre bocsájtotta vizsgálatuk adatait, továbbá a magyarországi nemzeti park igazgatóságok dolgozóinak, akik adatközléssel segítették munkánkat. A kutatás a LIFE10NAT/HU/000020 LIFE számú pályázat támogatásával valósult meg. A Soproni Egyetem munkatársait a „Soproni Egyetem Struktúraváltási Terve” - 32388-2/2017 INTFIN sz. projekt keretében az Emberi Erőforrások Minisztériuma támogatta.

## Irodalomjegyzék

- Bagi, I. & Bakacsy, L. (2012): Közönséges selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.). – In: Csiszár, Á. (eds): *Inváziós növényfajok Magyarországon*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 182–187.
- Báldi, A. & Soltész, Z. (2017): Behurcolt és invazív állatfajok Magyarországon – összefoglalás és kitekintés. – *Magyar Tudomány* **178**: 433–437.

- Balogh, C., Muskó, I. B., Tóth, L. & Nagy, L. (2008): Quantitative trends of zebra mussels in Lake Balaton (Hungary) in 2003–2005 at different water levels. – *Hydrobiologia* **613**: 57–69. doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9472-3>
- Balogh, L., Dancza, I. & Király, G. (2004): A magyarországi neofitonok időserű jegyzéke és besorolásuk inváziós szempontból. – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (eds): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények*. TermészetBÜVÁR Kiadó, Budapest, pp. 61–92.
- Balogh, L., Dancza, I. & Király, G. (2008): Preliminary report on the grid-based mapping of invasive plants in Hungary. – *Neobiota* **7**: 105–114.
- Balogh, L. (2001): Invasive alien plants threatening the natural vegetation of Őrség Landscape Protection Area (Hungary). – In: Brundu, G., Brock, J., Camarda, I., Child, L. & Wade, M. (eds): *Plant invasions: species ecology and ecosystem management*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 185–197.
- Bartha, D. & Csiszár, Á. (2012a): Nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis* L.). – In: Csiszár, Á. (eds): *Inváziós növényfajok Magyarországon*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 109–113.
- Bartha, D. & Csiszár, Á. (2012b): Keskenylevelű ezüsthfa (*Elaeagnus angustifolia* L.). – In: Csiszár, Á. (eds): *Inváziós növényfajok Magyarországon*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 115–119.
- Bartha, D. & Csiszár, Á. (2012c): Amerikai körös (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.). – In: Csiszár, Á. (eds): *Inváziós növényfajok Magyarországon*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 195–199.
- Bartha, D., Király, G., Schmidt, D., Tiborcz, V., Barina, Z., Csiky, J., Jakab, G., Lesku, B., Schmotzer, A., Vidéki, R., Vojtkó, A. & Zólyomi, Sz. (eds) (2015): *Magyarország edényes növényfajainak elterjedési atlasza*. – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 330 p.
- Bódis, E., Borza, P., Potyó, I., Puky, M., Weipert, A. & Guti, G. (2012): Invasive mollusc, crustacean, fish and reptile species along the Hungarian section of the River Danube and some connected waters. – *Acta Zool. Acad. Sci. H.* **58**: 29–45.
- Bódis, E., Nosek, J., Oertel, N., Tóth, B. & Fehér, Z. (2011a): A comparative study of two *Corbicula* morphs (*Bivalvia*, *Corbiculidae*) inhabiting River Danube. – *Int. Rev. Hydrobiol.* **96**: 257–273. doi: <https://doi.org/10.1002/iroh.201111344>
- Bódis, E., Nosek, J., Oertel, N., Tóth, B., Hornung, E. & Sousa, R. (2011b): Spatial distribution of bivalves in relation to environmental conditions (Middle Danube catchment, Hungary). – *Community Ecol.* **12**: 210–219. doi: <https://doi.org/10.1556/ComEc.12.2011.2.9>
- Bódis, E., Tóth, B. & Sousa, R. (2014): Impact of *Dreissena* fouling on the physiological condition of native and invasive bivalves: interspecific and temporal variations. – *Biol. Invasions* **16**: 1373–1386. doi: <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0575-z>
- Bódis, E. (2007) The biomass dynamics of *Corbicula fluminea* invasive mussel. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **16**: 9–20.
- Borza, P. (2009): First record of the Ponto-Caspian amphipod *Echinogammarus trichiatus* (Martynov, 1932) (= *Chaetogammarus trichiatus*) (Crustacea: Amphipoda) for the Middle-Danube (Slovakia and Hungary). – *Aquat. Invasions* **4**: 693–696. doi: <https://doi.org/10.3391/ai.2009.4.4.17>
- Borza, P. (2011): Revision of invasion history, distributional patterns, and new records of Corophiidae (Crustacea: Amphipoda) in Hungary. – *Acta zool. hung.* **57**: 75–84.
- Borza, P., Czirik, A., Deák, C., Ficsór, M., Horvai, V., Horváth, Z., Juhász, P., Kovács, K., Szabó, T. & Vad, C. F. (2011): Invasive mysids (Crustacea: Malacostraca: Mysida) in Hungary: distributions and dispersal mechanisms. – *North-West J. of Zool.* **7**: 222–228.

- Botta-Dukát, Z. & Mihály, B. (eds) (2006): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények II. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 10.* – Line & More Kft., Budapest, 412 pp.
- Botta-Dukát, Z. (2008): Invasion of alien species to Hungarian (semi-) natural habitats. – *Acta. Bot. Hung.* **50**: 219–227. doi: <https://doi.org/10.1556/ABot.50.2008.Suppl.11>
- Botta-Dukát, Z. (2017): A magyarországi behurcolt és inváziós növényekre vonatkozó ismeretek összegyűjtésének tapasztalatai. – *Magyar Tudomány* **178**: 395–398.
- Csányi, B. (1999): Spreading invaders along the Hungarian highway: first record of *Corbicula fluminea* (O.F. Müller, 1774) and *Corbicula fluminalis* (O.F. Müller, 1774) in Hungary (Mollusca: Bivalvia). – *F. Hist. Musei Matraensis* **23**: 343–345.
- Csecserits, A., Botta-Dukát, Z., Kröel-Dulay, Gy., Lhotsky, B., Ónodi, G., Rédei, T. & Halassy, M. (2016): Tree plantations are hot-spots of plant invasion in a landscape with heterogenous land-use. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **226**: 88–89. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.024>
- Csiszár, Á. (eds) (2012): *Inváziós növényfajok Magyarországon.* – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 364 pp.
- Csiszár, Á. & Korda, M. (eds) (2015): *Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control. – Rosalia Handbooks 3.* – Duna-Ípoly Nemzeti Park Directorate, Budapest, 241 p.
- Csóka, Gy., Csókáné Hirka, A. & Szócs, L. (2012): Rovarglobalizáció a magyar erdőben. – *Erdészettudományi Közl.* **2**: 187–198.
- Csorba, G. (2017): Mit csinálnak az emlős özönfajok Magyarországon? – *Magyar Tudomány* **178**: 430–433.
- DAISIE (2009): *Handbook of Alien Species in Europe.* – Springer, Dordrecht, 399 pp.
- EPPO (2017): [https://www.eppo.int/INVASIVE\\_PLANTS/ias\\_lists.htm](https://www.eppo.int/INVASIVE_PLANTS/ias_lists.htm) [Hozzáférés: 2017. 12. 30.]
- Genovesi, P. & Monaco, A. (2014): *European guidelines on protected areas and invasive alien species.* – Council of Europe and Regional Parks Agency, Strasbourg, Rome, 58 p.
- Kazinczi, G., Béres, I., Novák, R., Bíró, K. & Pathy, Z. (2008): Common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*): a review with special regards to the results in Hungary. I. Taxonomy, origin and distribution, morphology, life cycle and reproduction strategy. – *Herbologia* **9**: 55–91.
- Király, G., Steták, D. & Bányász, D. (2008): Spread of invasive macrophytes in Hungary. – *Neobiota* **7**: 123–130.
- Korda, M., Kézdy, P. & Csiszár, Á. (2017): Idegenhonos, inváziós fajok hazánk védett területein. – *Erdészeti Lapok* **152**: 107–109.
- Merkl, O. (2017): Kártevő bogárjövemények Magyarországon: pillanatfelvétel 2016-ban. – *Magyar Tudomány* **178**: 402–405.
- Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (eds) (2004): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9.* – TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, 408 p.
- Muskó, I. B., Balogh, Cs., Tóth, Á. P., Varga, É. & Lakatos, Gy. (2007): Differential response of invasive malacostracan species to lake level fluctuations. – *Hydrobiologia* **590**: 65–74. doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0758-7>
- Muskó, I. B. & Bakó, B. (2005): The density and biomass of *Dreissena polymorpha* living on submerged macrophytes in Lake Balaton (Hungary). – *Arc. Hydrobiol.* **162**: 229–251. doi: <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2005/0162-0229>
- Muskó, I. B., Bence, M. & Balogh, Cs. (2008): Occurrence of a new Ponto-Caspian species, *Cordylophora caspia* (Pallas, 1771) (Hydrozoa: Clavidae) in Lake Balaton (Hungary). – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **54**: 169–179.
- Papp, L. (2017): Behurcolt és invazív állatok Magyarországon. Bevezető. – *Magyar Tudomány* **178**: 386–387.

- Ripka, G. (2010): Jövevény kártevő ízeltlábúak áttekintése Magyarországon. – *Növényvédelem* **46**: 45–58.
- Szeőke, K. & Csóka, Gy. (2012): Jövevény kártevő ízeltlábúak áttekintése Magyarországon – Lepkék (Lepidoptera). – *Növényvédelem* **48**: 105–115.
- Takács, P., Czeglédi, I., Ferincz, Á., Sály, P., Specziár, A., Vitál, Z., Weiperth, A. & Erős, T. (2017): Non-native fish species in Hungarian waters: historical overview, potential sources and recent trends in their distribution. – *Hydrobiologia* **795**: 1–22. doi: <https://doi.org/1007/s10750-017-3147-x>
- Természetvédelem (2017): [www.termeszetvedelem.hu/idegenhonos-invazios-fajok](http://www.termeszetvedelem.hu/idegenhonos-invazios-fajok) [Hozzáférés: 2017. 12. 30.]
- Török, K., Botta-Dukát, Z., Dancza, I., Németh, I., Kiss, J., Mihály, B. & Magyar, D. (2003): Invasion Gateways and Corridors in the Carpathian Basin: Biological Invasions in Hungary. – *Biol. Invasions* **5**: 349–356. doi: <https://doi.org/10.1023/B:BINV.0000005570.19429.73>
- Tuba, K., Horváth, B. & Lakatos, F. (2012): *Inváziós rovarok fás növényeken*. – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 120 p.
- Udvardy, L. & Nótári, K. (2012): Zöld juhar (*Acer negundo* L.). – In: Csiszár, Á. (eds): *Inváziós növényfajok Magyarországon*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 145–149.
- Varga, Z. (2017): A biológiai invázió általános kérdései – *Magyar Tudomány* **178**: 388–394.
- Weiperth, A., Csányi, B., György, Á., Szekeres, J., Friedrich, T. & Szalóky, Z. (2011): Observation of the sturgeon hybrid (*Acipenser naccarii* × *Acipenser baerii*) in the Hungarian section of River Danube. – *Pisces Hungarici* **8**: 111–112.
- Weiperth, A., Czeglédi, I., Ferincz, Á., Gál, B., Sály, P., Specziár, A., Staszny, Á., Takács, P., Vitál, Z. & Erős, T. (2017): Idegenhonos halfajok megjelenése és terjedése. – In: Holes, A. (eds): *Magyarország környezeti állapota*. Herman Ottó Intézet, Budapest, pp. 91–105.



# Occurrence and management of invasive alien species in Hungarian protected areas compared to Europe

Pál Kézdy<sup>1</sup>, Ágnes Csiszár<sup>2</sup>, Márton Korda<sup>2</sup> and Dénes Bartha<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Duna–Ipoly National Park Directorate H-1121 Budapest, Költő u. 21.*

<sup>2</sup>*University of Sopron, Faculty of Forestry, Department of Botany and Nature Conservation H-9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4.*

*e-mail: [kezdy@dinpi.hu](mailto:kezdy@dinpi.hu)*

We carried out a questionnaire among Hungarian PA managers in order to examine the problems caused by invasive alien species (IAS) in Hungarian protected areas (PA). Altogether results from 144 PAs were evaluated and compared with the survey of Genovesi and Monaco (2014), who elaborated answers concerning 138 PAs from 21 European countries (excluding Hungary). Evaluating the European results, the first most important threats are habitat loss and fragmentation, and second are IAS. In contrast, the Hungarian respondents put IAS in first place.

Considering animal species, only 20% of Hungarian PAs have studies aimed at IAS. Whereas monitoring and surveillance take first place in the European survey, there was no management activity in the majority of Hungarian PAs. Domestic cat and harlequin ladybird (*Harmonia axyridis*) were mentioned as the top invasive (most harmful) animal species in most PAs. There are five fish and two big game species introduced for hunting purpose among the top invasive species.

The state of invasive plant management is much more favourable; only 5-6% of PAs are not affected by any control activities. Among plant species, the most significant is black locust (*Robinia pseudoacacia*), which was marked as a harmful species in 66% of the PAs. Concerning the top ten, 8 species with North American origin and 7 woody species are mentioned by the respondents. Their invasion success could be explained not only by effective spreading strategies, but by intentional cultivation and long residence time.

As our survey shows, the species causing real nature conservation problems are hardly present on the List of IAS of Union Concern. In our opinion, real improvement could be reached by the compilation of a variety of national lists with different regulation and restriction systems. We feel it is necessary to distinguish between species targeted for full eradication and species targeted for control in PAs, Natura 2000 areas and their buffer zones only.

**Keywords:** biological invasion, invasive alien species, Natura 2000, protected areas, questionnaire, *Robinia pseudoacacia*

# A legeltetés hosszú távú hatásai a kiskunsági füves pusztákon

Kiss Tímea<sup>1</sup> és Penksza Károly<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Neumann János Egyetem, 6000 Kecskemét, Mészöly Gy. tér 1–3

<sup>2</sup>Szent István Egyetem 2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

e-mail: [kiss.timea@kvk.uni-neumann.hu](mailto:kiss.timea@kvk.uni-neumann.hu)

**Összefoglaló:** A vizsgálatok a Kiskunságban, a Bugac település melletti száraz gyepi legelőn és a Tatárszentgyörgy település melletti nedves legelőn történtek. A cönológiai felvételek három zónában készültek. Az első zónába az állattartó telephez közeli 0–50 m-re („A” zóna), a második zónába az állattartó teleptől 50–150 m-re („B” zóna), a harmadik zónába az állattartó teleptől több, mint 150 m-re („C” zóna) található kvadrátok tartoztak. Eredményeink alapján a többi felvételtől jól elkülönültek a karámhoz közeli „A” zóna kvadrátjai. A vizsgálati években itt volt a legalacsonyabb a fajszám és a diverzitás. A bugaci területen a „C” zóna diverzitás értéke nőtt a vizsgált időszakban, azonban még mindig elmaradt a „B” zónától. A nedves fekvésű tatárszentgyörgyi gyepben a természetvédelmi értékeket is megőrző gyeppősztetél kialakulása a karámtól távolabb lévő területen („C” kategória), a kisebb legeltetési nyomás mellett valósult meg.

**Kulcsszavak:** legeltetés, állattenyésztés, természetvédelem, cönológiai vizsgálat, legelő.

## Bevezetés

A Pannon biogeográfiai régiónak az Alföld területén jellegzetes vegetáció típusai alakultak ki. Ezek közül számos élőhely, társulás fennmaradásáért évszázadok óta az emberi tevékenység a felelős. A Duna-Tisza közén mozaikos megjelenésű nagy kiterjedésű gyepek találhatóak (Kárpáti & Takács 2008). Magyarországon az országos jelentőségű védett területek nagy részét a különböző gyeptípusok teszik ki, tehát a gyepeknek nem csak a gyepegzalkodási szerepük nagy, hanem a természetes vegetáció megőrzőjeként is fontosak. Megfelelő természetvédelmi célú kezelésük rendkívül fontos, mivel gazdasági hasznosításuk mellett diverzitásuk megőrzése is feladat (Penksza *et al.* 2009).

Az extenzív állattartás végigkísérte történelmünket, sőt már a honfoglalás előtti időktől jellemezte a magyarokat. Az ősi paraszti gazdálkodás szerves részét képviselte a legeltetési állattartás. A 19. században már megjelennek a gyeptelepítésekre és gyeppjavításokra vonatkozó rendeletek is (Herman 1909, Dörner 1928).

Az extenzív hasznosítási módok kulcsfontosságú szerepet játszanak az élőhelyek természetes értékeinek megőrzésében (Sutcliffe *et al.* 2015). A legeltetés (kaszálás) szükséges a fajok gazdag élőhelyeinek fenntartásához (Middleton 2013).

A cönológiai felvétek eredményeivel és azok értékelésével adunk adatokat a legeltetés intenzitásától függő vegetációbeli változásokhoz.

A mintavételi területek az Alföldön találhatók, annak is azon a területein ahol a legeltetési állattartásnak komoly hagyományai vannak. A kiválasztott gyepek további közös ismérve, hogy természeti oltalom alatt álló területeken helyezkednek el a Kiskunsági Nemzeti Park területén.

A vizsgálatok elsősorban arra irányultak, hogy történtek-e változások a vegetációban a vizsgált időszakban. Kérdés volt továbbá, hogy az adott kezelés megfelel-e a közepes diszturbancia hipotézisének, vagyis a zavarás mértéke mellett a vizsgált életközösségben a legnagyobb diverzitási szint alakult-e ki.

## Anyag és módszer

### *Mintavételi területek:*

A mintavételi területek a Pannon biogeográfiai régióban a Duna-Tisza köze középtáj területén (Marosi & Somogyi 1992), Bugac és Tatárszentgyörgy térségében, a településektől dél-nyugatra találhatók. A bugaci terület egy száraz fekvésű gyepi rész, a tatárszentgyörgyi pedig egy nedves fekvésű gyep terület. A bugaci legelön 1990 óta csak legeltetést folytatnak (a területen gazdálkodók szóbeli közlése alapján). 2000-ig szabad legeltetést alkalmaztak, majd 2000 után szakaszoltatást végeznek. A területen szarvasmarha és juh legel. A gyep terhelése egységesen 0,4 számos állat/ha. Megfigyeléseink alapján, az állatok a „B” és a „C” zónában legelnek, itt töltik a legelési idő jelentős részét. Azonban a kihajtás/behajtás során az „A” zóna kapja a legnagyobb terhelést.

A tatárszentgyörgyi mintaterület mélyebben fekvő, a *Deschampsienion caespitosae* asszociációcsoportba sorolható (Borhidi 2003) mocsárrét (*Agrostio-Deschampsienion caespitosae*) (Ujvárosi 1947) társulással. A területet csak szarvasmarhával legeltetik, szabad legeltetést alkalmazva. A gyep terhelése a bugaci területhez hasonlóan, egységesen 0,4 számos állat/ha.

### *Cönológiai felvételezések*

A bugaci felvételeket 1997, 2005 és 2017 júniusában készítettük. A tatárszentgyörgyi felvételeket 2007, 2008, 2009 és 2010 júniusában. A felvételezéshez Braun-Blanquet (1964) módszerét követtük, 2×2 m-es kvadrátokat alkalmazva, de a borítási értékeket minden fajhoz százalékban kifejezve adtuk meg.

Ugyanakkor minden szint borítási értékét külön vettük fel. A fajnevek Simon (2000) nomenklatúráját követik.

A legeltetési nyomás, a gyephasználat intenzitásának, a vegetáció változásának nyomon követésére, a karámtól távolodva három szakaszra, zónára (területi sáv) osztottuk a növényzetet: „A” zóna: 0–50 m, a legnagyobb mértékű zavarás és taposás figyelhető meg. „B” zóna: 50–150 m között szakaszon közepes zavarás érvényesül. „C” zóna: 150 m-nél távolabb a zavarás elhanyagolható mértékű.

A bugaci területen a rendelkezésre álló legelő terület a zónákra merőlegesen három szakaszra van felosztva. Az egyes szakaszokban az állatok 14 napot legelnek. A tatárszentgyörgyi területnél a gazdasághoz tartozó legelőt villanypásztorral kerítették körbe így az állatok ember (pásztor) felügyelete nélkül szabadon legelnek.

#### *Az adatok feldolgozása*

A cönológiai adatok feldolgozásakor a fajszámok megadása és a diverzitás kiszámítása alkalmával a teljes felvételezési táblázatot használtuk, Bugac és Tatárszentgyörgy esetében is az összes év adatait felhasználva. Azon fajokat, amelyek csak ritkán fordultak elő és borítási értékük is 1% alatt volt, elhagytuk a klasszifikációs elemzések alkalmával, ekkor csak a diagnosztikai (társulásokra jellemző) fajokat vizsgáltuk. A statisztikai elemzések során normális eloszlású modelleket állítottunk fel, melyekben függő változóként szerepelt a fajszám, magyarázó változóként pedig az SHDI érték és a transzszektek széli vagy belső helyzetét jelző transzszekt-pozíció érték. Random faktorként vettük be a modellbe a gazdálkodó, valamint a terület hatását.

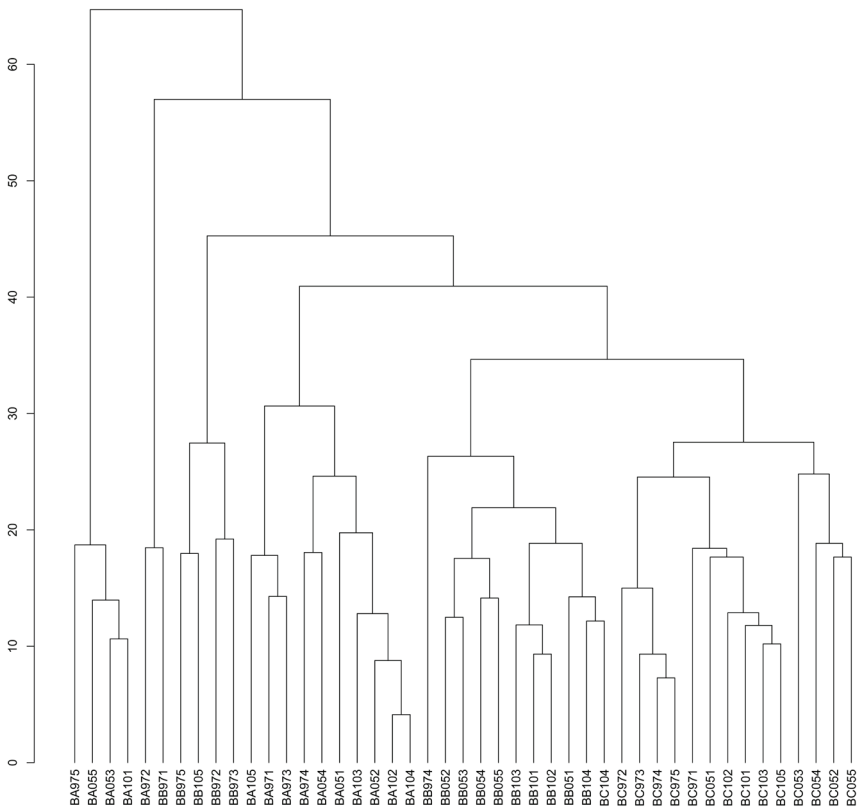
Kiszámoltuk az egyes területekre jellemző átlagos fajszámot és Shannon-diverzitás értékét (Pielou 1975). Post hoc tesztként a Tukey HSD eljárást alkalmaztuk, amely korrigált  $p$  értéket ad, így a Bonferroni korrekció elvégzése szükségtelessé válik.

Az egyes felvételek Shannon-diverzitásának kiszámolása után az egyes területek átlagát vettük, ezeket hasonlítottuk össze a növekvő zavarás mellett mindkét területen. Az átlagos diverzitásértékek kiszámolásán túl többletinformációt jelent az egyes típusok diverzitás profiljának megrajzolása. Ezt a Rényi-diverzitással tettük meg (Tóthmérész 1995). Ebben a vizsgálatban az egyes éveket összevonva csak a helyek és a területek közötti különbséget értékeltük.

## Eredmények

### *Fajösszetétel, vegetációelemzés, fajdiverzitás*

A fajok a bugaci és tatárszentgyörgyi területenkénti és zónánkénti, kezelési típusonkénti megoszlása szerint (Borhidi 1995-ös kategóriáit használva) az „A” zóna felvételeinek fajai közül három volt gyom, amelyek csak itt fordultak elő. Mindkét legelő „A” zónájában megjelenik a *Poa humilis*. Azon fajok közül, amelyek általánosan minden területen, és ezen belül is az „A”, a „B” vagy a „C” zónában is megtalálhatók, csak egy, Simon (2000) szerint a természetes vegetációra jellemző faj volt jelen: az *Achillea asplenifolia*. Ugyanakkor Borhidi (1995) ezt zavarástűrőnek tekinti. A zónáktól és a vizsgálati helyszínektől függetlenül előforduló fajok közül tíz volt gyom. A többi faj (47%), pedig zavarástűrő. Azon fajok között, melyek mindkét mintaterületen előfordulnak, jelentős arányban vannak jelen a természetes gyepek fajai. A közös fajok közül a természetes gyepek alkotóelemei a tatárszentgyörgyi mintaterületen mutatnak nagyobb borítási értékeket.

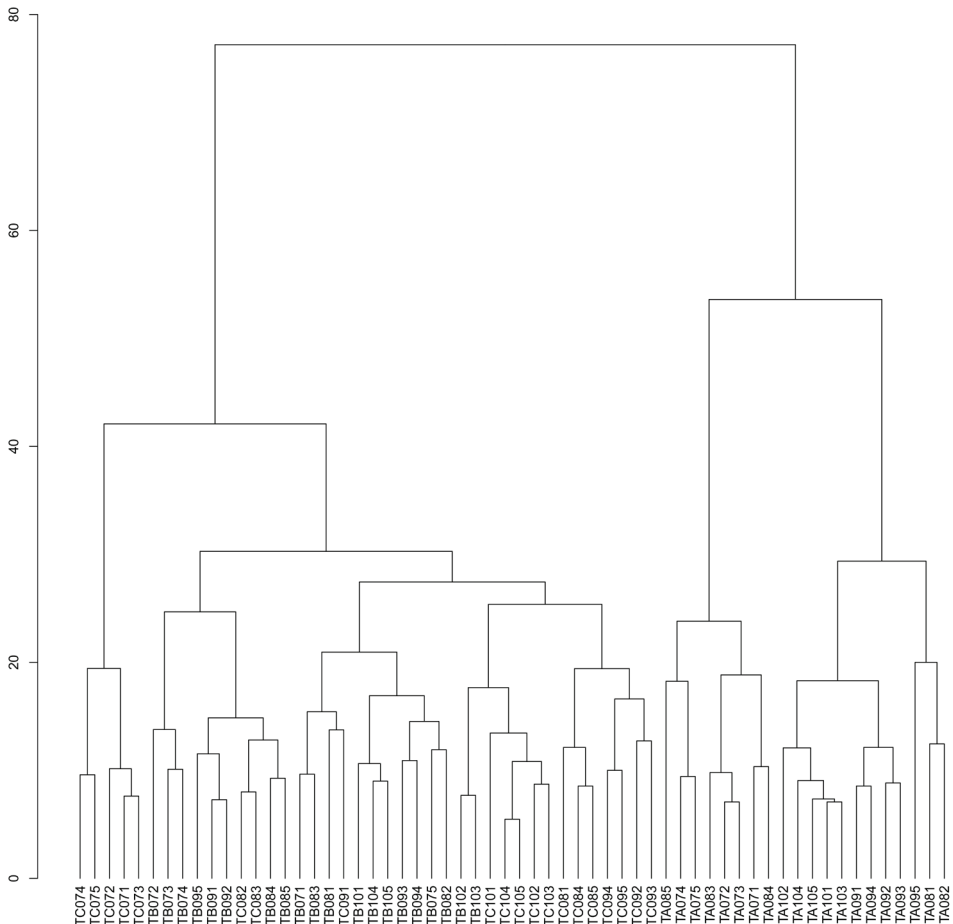


**1. ábra:** A bugaci területek cönológiai eredményeinek klasszifikációja

A bugaci terület esetében a klaszterelemzés során a karámhoz közeli („A”) cönológiai felvételek keverednek a „B” 1997-es felvételekkel, melyek egységes csoportként ékelődnek be. A „B” és a „C” zónák mintanégyszetei is keverednek egymással (1. ábra).

A tatárszentgyörgyi felvételeket elemezve a két utas klaszteranalízis határozottan elkülöníti a karámhoz közeli „A” zónák cönológiai felvételeit. A „B” területi sávok felvételei is egy tömbben jelennek meg. A „C” csoportba tartozó kvadrátok cönológiai felvételei kettéválva alkotnak egységeket (2. ábra).

A bugaci és tatárszentgyörgyi cönológiai felvételeket tartalmazó klasszifikáció eredményei alapján a karám közeli „A” csoport felvételeinek nagy része már 0,8 különbözőségi szinten elkülönül. A többi „A” zónához tartozó felvételek is



2. ábra: A tatárszentgyörgyi területek cönológiai eredményeinek klasszifikációja

nagy különbözőségi szinten válnak el. A dendogram szerint 0,42 körüli különbözőségi szinten két nagy csoport különíthető el. Ebből a kisebb halmaz elsősorban a bugaci „B” zónák felvételeit tartalmazza, a nagyobb csoport a bugaci és a tatárszentgyörgyi „B” „C” területi sávok kvadrátjait foglalja magába.

A bugaci és a tatárszentgyörgyi területek fajszámainak alakulása (1–2. táblázat): a legnagyobb teljes előforduló faj szám a bugaci „B” zónában volt, de a **1. táblázat:** A bugaci cönológiai felvételek teljes fajkészlete a vizsgált években, a „B” és „C” területek fajszámai éves bontásban

	1997	2005	2017	fajkészlet
Bugac A				33
Bugac B	38	36	28	52
Bugac C	37	41	39	48

**2. táblázat:** A tatárszentgyörgyi cönológiai felvételek teljes fajkészlete a vizsgált években, a „B” és „C” területek fajszámai éves bontásban

	2007	2008	2009	2010	fajkészlet
Tatárszentgyörgy A					23
Tatárszentgyörgy B	28	32	30	30	39
Tatárszentgyörgy C	28	27	32	38	38

gaci „C” zóna is nagyobb fajszámmal rendelkezett a tatárszentgyörgyi „C” területi sáv felvételeihez képest. Bugacon az éves bontás alapján, a teljes fajszám esetében folyamatos csökkenés látható, azonban csak a „C” zónát kiemelve fajszám növekedés mutatkozik.

A Shannon-diverzitás értékeit kiszámolva megállapítható, hogy a bugaci területen a diverzitás a karámhoz közeli „A” zónában jelentősen nem változott a vizsgált időszakban (3. táblázat). A diverzitási érték az istállótól távolodva nőtt a

**3. táblázat:** A bugaci terület zónáinak (A,B,C) diverzitási értékei

	1997	2005	2017
Bugac A zóna	2,15	2,41	2,30
Bugac B zóna	2,48	2,97	3,18
Bugac C zóna	2,89	2,92	3,25

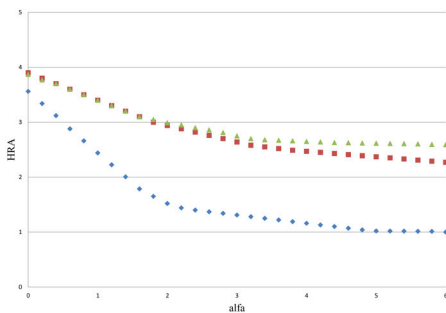
vizsgált időszakban, ez mind az 50–150 m-es „B” területi sáv kvadrátjaira, mind a legtávolabbi „C” zónában jellemző volt. A tatárszentgyörgyi területen a karámhoz közeli „A” zónában az első két évben (2007–2008) viszonylag magas a diverzitás. A 2009 és 2010-es években hirtelen lecsökken. A középső „B” területeken a vizsgált négy év alatt a diverzitás szinte állandó, a legtávolabbi „C” zónában kezdetben közepes, majd a következő három évben magas lesz (4. táblázat).

**4. táblázat:** A tatárszentgyörgyi terület zónáinak (A,B,C) diverzitási értékei

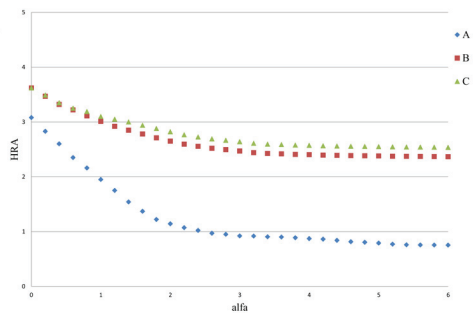
	2007	2008	2009	2010
Tatárszentgyörgy A zóna	2,03	2,10	1,32	1,03
Tatárszentgyörgy B zóna	2,79	2,90	2,80	2,95
Tatárszentgyörgy C zóna	2,42	2,92	2,75	3,01

### Rényi diverzitási profilok

A bugaci területen a három zavarási típus jól elkülönül a Rényi-diverzitási profil segítségével. A leginkább zavart „A” zóna görbéje rendelkezik végig a legalacsonyabb diverzitási értékekkel, a „B” és „C” területi sávok görbéje kezdetben együtt halad, diverzitásuk azonos, később a nagyobb alfa értékeknél szétválak (3. ábra). A tatárszentgyörgyi terület esetében a „C” zóna (a legkevésbé zavart terület) diverzitása lesz a legmagasabb (4. ábra).



**3. ábra:** A bugaci terület Rényi-diverzitás profilja (A, B és C zóna)



**4. ábra:** A tatárszentgyörgyi terület Rényi-diverzitás profilja (A, B és C zóna)

## Következtetések, javaslatok

A karámhoz közeli zóna („A”) elsősorban gyom fajokban gazdag, ami az erős túllegeltetés és a jelentős taposás következménye, hasonlóan Wilson & MacLoad (1991) megállapításával is. A pázsitfű fajok közül a *Poa humilis* is csak itt, a túllegeltetett és taposott területeken fordul elő. Ez a faj, – hasonlóan több pannon túllegeltetett térszínhez (Szentés *et al.* 2007, Penszka *et al.* 2009) – a túllegeltetés indikátorfajaként is figyelembe vehető, ugyanakkor ruderális területeken szintén jellemző. Indikátor voltát a jelen vizsgálati sor is megerősíti.

A cönológiai felvételekben az általánosan előforduló fajok – melyek kb. a diagnosztikai fajok negyedét jelentik – gyomok vagy zavarástűrők, amelyek egyértelműen zavart területek növényzetét mutatják (Simon 1988). Ezek előfordulása az „A” zónában jelentős. A távolabbi, „B” és „C” zónákban főleg a bugaci száraz fekvésű gyepekben, homoki legelőn és a tatárszentgyörgyi nedves fekvésű térszínen



a természetes vegetáció a jellemző. Ezekben a zónákban az általánosan előforduló fajokon kívül a gyomok és a zavart területek fajainak aránya kicsi. A legeltetés a területek fajösszetételét ugyan kis mértékben, de pozitív irányba alakította át. Változás a vegetációban a karámközeli területi sávokban figyelhető meg. Számos munkával párhuzamosan (Catorci *et al.* 2012, Tóth *et al.* 2003, Noy-Meir *et al.* 1989, Fernández-Alès *et al.* 1993, Hadar *et al.* 1999; Szentes *et al.* 2007; Házi *et al.* 2011) megerősítette a vizsgálat, hogy a legeltetés a legelő fajösszetételére és fajszámára kedvezően hat.

A bugaci területeken a diverzitási értékek az istállótól távolodva nőttek a vizsgált időszakban. Hasonló következtetésre jutunk a fajszámok alakulásának vizsgálatával. Nagymértékű zavarás esetén („A” zóna) a sztochasztikus folyamatok kerülnek előtérbe, kisebb a rendezettség és kevésbé megjósolható a fajszámok alakulása, illetve a mért adatok erősen szórnak (Házi *et al.* 2011, Tóthmérész 1995). Arra a kérdésre, hogy vannak-e olyan területrészek, ahol a kezelés eleget tesz a természetvédelmi igényeknek, a jelen vizsgálat ad választ. Az „A” zónák természetvédelmi értékelés során átalakított, gyomokban és zavarástűrőkben gazdag térszínt mutatnak, hasonlóan más pannonlegelők karámközeli területeihez (Penszsa *et al.* 2009). A szárazabb gyeppen (Bugac) az erőteljesebb legeltetés a karámhoz közeli „B” zónában természetvédelmi szempontból is értékesebb vegetáció kialakulásához vezetett. A „C” zóna diverzitás értéke nőtt a vizsgált időszakban. A nedves fekvésű tatárszentgyörgyi gyeppen a jelen minta alapján a természetvédelmi értékeket is megőrző gyeppszetétel kialakulása a karámtól távolabb lévő kategóriákban kisebb legeltetési nyomás mellett valósult meg.

Köszönetnyilvánítás – A kutatást a Gödöllői Természetkutató Egyesület és az OTKA K-125423 pályázat támogatta.

## Irodalomjegyzék

- Barcsák, Z. & Kertész, I. (1986): *Gazdaságos gyeptermelés és hasznosítás*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 260 p.
- Béri, B., Vajna, T.-né. & Czeglédi, L. (2004): Védett természeti területek legeltetése. – In: Nagy, G., & Lazányi, J. (szerk.): *Gyepek az agrár- és vidékfejlesztési politikában*. DE ATC AVK Vidékfejlesztési és tájhasznosítási Tanszék, Debrecen, pp. 50–58.
- Bodó I. (1997): A legeltetés jelentősége a géntartalékok fenntartásában. – In: Nagy, G. & Vinczeff, I. (szerk.): *Többirányú gyephasználat szaktanácsadási alapjai 1.: legeltetési állattartás*. – Debreceni Gyepgazdálkodási Napok 14., Debrecen, pp. 77–80.
- Borhidi, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. – *Acta. Bot. Hung.* **39**: 97–181.
- Borhidi, A. (2003): *Magyarország növénytársulásai*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 610 p.

- Braun-Blanquet, J. (1964) *Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde*. 3rd Edition – Springer-Verlag, Berlin, 631 pp. doi: <https://doi.org/10.1007/978-3-7091-8110-2>
- Catorci, A., Ottaviani, G., Ballelli, S., & Cesaretti, S. (2011): Functional differentiation of central apennine grasslands under mowing and grazing disturbance regimes. – *Pol. J. Ecol.* **59**: 115–128.
- Dorner, B. (1928): *A rétek és legelők művelése és termésfokozása*. – Anthaneum, Budapest, 360 p.
- Fernández-Alés, R., Laffarga, J.M., & Ortega, F. (1993): Strategies in Mediterranean grassland annuals in relation to stress and disturbance. – *J. Veg. Sci.* **4**: 313–322. doi: <https://doi.org/10.2307/3235589>
- Figezky G. (2004): *A legeltetéses állattartás szerepe és helyzete napjainkban*. – WWF-füzetek 24., WWF Magyarország, Budapest, 32 p.
- Hadar, L., Noy-Meir, I., & Perevolotsky, A. (1999): The effect of shrub clearing and grazing on the composition of a Mediterranean plant community: functional groups versus species. – *J. Veg. Sci.* **10**: 673–683. doi: <https://doi.org/10.2307/3237082>
- Házi, J., Bartha, S., Szentes, Sz., Wichmann, B., & Penszka, K. (2011): SeminatURAL grassland management by mowing of *Calamagrostis epigejos* in Hungary. – *Plant Biosyst.* **145**: 699–707. doi: <https://doi.org/10.1080/11263504.2011.601339>
- Herman O. (1909): *A magyarok nagy ösfoglalkozása. Előtanulmányok*. – Hornyánszky Nyomda, Budapest, 430 p.
- Marosi, S., & Somogyi, S. (1990): *Magyarország kistájainak katasztere I.* – MTA FKI, Budapest, 1024 p.
- Middleton, Beth A. (2013): Rediscovering traditional vegetation management in preserves: Trading experiences between cultures and continents. – *Biol. Conserv.* **158**: 271–279. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.10.003>
- Noy-Meir, I., Gutman, M., & Kaplan, Y. (1989): Responses of mediterranean grassland plants to grazing and protection. – *J. Ecol.* **77**: 290–310. doi: <https://doi.org/10.2307/2260930>
- Penszka, K., Szentes, Sz., Házi, J., Tasi, J., Bartha, S., & Malatinszky, Á. (2009): Grassland management and nature conservation in natural grasslands of the Balaton Uplands National Park, Hungary. – In: Nedelník, J., Macháč, R., & Cagaš, B. (szerk.) *Alternative Functions of Grassland: Proceedings of the 15th Symposium of the European Grassland Federation*. LPM TISK, Prague, pp. 512–515.
- Pielou, E.C. (1975): *Ecological diversity*. – John Wiley & Sons Inc, New York, 176 p.
- Simon, T. (1988): A hazai edényes flóra természetvédelmi értékének becslése. – *Abstr. Bot.* **12**: 1–23.
- Simon, T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója*. – Tankönyvkiadó, Budapest, 976 p.
- Sutcliffe, L. M. E. et al. (2015): Harnessing the biodiversity value of Central and Eastern European farmland. – *Divers. Distrib.* **21**: 722–773. doi: <https://doi.org/10.1111/ddi.12288>
- Szentes, Sz., Kenéz, Á., Saláta, D., Szabó, M., & Penszka, K. (2007): Comparative researches and evaluations on grassland management and nature conservation in natural grasslands of the Transdanubian mountain range. – *Cereal Res. Comm.* **35**: 1161–1164. doi: <https://doi.org/10.1556/CRC.35.2007.2.249>
- Tóthmérész, B. (1995): Comparison of different methods for diversity ordering. – *J. Veg. Sci.* **6**: 283–290. doi: <https://doi.org/10.2307/3236223>

# The long-term impact of grazing in the grassland of Kiskunság

Tímea Kiss<sup>1</sup> and Károly Penksza<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Neumann János University, H-6000 Kecskemét, Mészöly Gy. sq. 1–3.*

<sup>2</sup>*Szent István University H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.*

*e-mail: [kiss.timea@kvk.uni-neumann.hu](mailto:kiss.timea@kvk.uni-neumann.hu)*

Investigations were carried out in wet and dry pasture: Bugac and Tatarszentgyörgy. Coenological recordings were taken in three zones. The first zone (“A”) located 0–50 m near the stable, second zone (“B”) located 50–150 m from the stable, while the third zone (“C”) located farther than 150 m. We have carried out analyses of ecological and environmental factors and life form types. Based on our results for both dry and wet grasslands, quadrates of “A” zone were well isolated from the rest of the zones. Overgrazing, which involves considerable trampling, vanishes differences among vegetations, thereby promotes weed and disturbance tolerant rich vegetation. The lowest species number and diversity could be found here. Because of the change in management, conservation and diversity values of “C” zone increased, however, according to nature protection values it underperformed compared to “B” zone. According to the sample area, wet grasslands from the sandy areas of Kiskunság, preserve nature protection values and grass composition better moving away from stables, due to less grazing pressure. Drier backgrounds tolerate stronger grazing pressure.

**Keywords:** grassland management, nature conservation, coenological research, grazing, pasture

# Extenzív és intenzív húsmarha fajták legelésének a hatása szikes gyepek növényzetére

Kovácsné Koncz Nóra<sup>1</sup>, Posta János<sup>1</sup>, Tóth Katalin<sup>2</sup>,  
Radócz Szilvia<sup>3</sup> és Béri Béla<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Debreceni Egyetem, Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar, Állattenyésztéstan Tanszék, 4032 Debrecen, Böszörményi út 138.

<sup>2</sup>MTA-DE Biodiverzitás Kutatócsoport, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

<sup>3</sup>Debreceni Egyetem, Természetudományi és Technológiai Kar, Ökológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

e-mail: [koncz.nora@agr.unideb.hu](mailto:koncz.nora@agr.unideb.hu)

**Összefoglaló:** A szikes gyepek megfelelő állapotban való fenntartása, hozamuk és sokféleségük megőrzése nem csak a természetvédelem, hanem a gazdálkodás szempontjából is fontos. Vizsgálatunkban összevetettük a kisebb intenzitású és az emelt állatlétszámú legeltetés illetve a legelés kizárás növényzetre gyakorolt hatásait nedves szikes mocsárréten és szárazabb szikes réten, a Hortobágyi Nemzeti Park területén. A vizsgálatok során összesen 40 kvadrátot elemeztünk extenzív húsmarhával (magyar szürke szarvasmarha) és vegyes genotípusú intenzív húsmarhával legeltetett és nem legeltetett mintaterületeken. Kimutattuk, hogy a legeltetés jelentősen befolyásolta a fajgazdagságot. A legnagyobb fajszámot a 3. évben a két éven át emelt állatlétszámmal legeltetett területeken, a legkisebbet a kontrollnál kaptuk. Az aljfüvek, és a pillangósok borítása jelentősen emelkedett a legelés intenzitás növekedésével. A legelésnek eltérő hatása volt az egyes élőhely típusokon. A szárazabb szikes réten nagyobb fajszámot találtunk, mint a szikes mocsáron. Továbbá megállapítottuk, hogy az extenzív húsmarhával való legeltetés alkalmas mind a szárazabb, mind a nedvesebb szikes élőhelyek kezelésére. Az intenzív húsmarha jóval alacsonyabb fajszámot tart fenn a mocsáron, mint a magyar szürke, viszont a szikes réten szintén alkalmasnak találtuk a szikes élőhelyek kezelésére.

**Kulcsszavak:** mélyfekvésű legelők, alacsony intenzitás, közepes intenzitás, különböző húsmarhafajták, Hortobágy

## Bevezetés

A fenntartható mezőgazdasági termelés egyik lehetősége a szakszerű legeltetés, amely megoldás lehet a biodiverzitás csökkenés megakadályozására (Szabó *et al.* 2011, Török *et al.* 2016). Természetvédelmi szempontból különösen fontos, hogy milyen sajátosságai vannak az egyes állatfajok, sőt fajták legelésének, mivel ezek jelentős különbségeket mutathatnak mind a növényzetre, mind a talajra kifejtett

hatásukban (Béri *et al.* 2004, Tóth *et al.* 2016). A fajtaválasztásnál többek között figyelembe kell venni az állat legelési szokásait és testtömegét is, mert ezek a tényezők meghatározzák, hogy mekkora taposási kárral kell számolni (Net1).

A védett területek legeltetésében az őshonos fajtáknak fontos szerepe van (Gencsi, 2005). Főleg az alföldi szikes gyepeken terjedt el az őshonos magyar szürke szarvasmarha, amely a természetvédelmi szempontból értékes gyeptartóként vált (Kárpáti *et al.* 2004). A természetes körülmények között termelt élelmiszerek iránti igény egyre inkább növekszik, ami maga után vonja a magyar szürke marha gazdasági jelentőségének növekedését. Hízalásra, vágómarhaként mégis kevésbé alkalmas, mert növekedési erélye közepes, kevésbé mutat jó húsformákat. Nem versenyképes a világfajták termelési mutatóival, igazi jelentőségét ma az adja, hogy kiváló anyai tulajdonságokkal (így pl. kimagasló borjúnevelő képességgel) rendelkezik, géntartalékokat képvisel, húsból speciális termékek, hungarikumok készülnek, továbbá nemzeti parkok, természetvédelmi, vidékfejlesztési programok fontos állata (Net1).

Az intenzív fajták közül a charolais és limousine kiváló tulajdonságaik, gyarapodó képességük és húsminőségük miatt a világ legjobb húsmarhafajtái közé tartoznak. Nagy testtömegük miatt, nagyobb függénnyel lépnek fel, és igényesebbek is a takarmány minőségére. A természetvédelmi célú gyepterületen kisebb szerepet játszanak, annak ellenére, hogy számos olyan tulajdonsággal rendelkeznek (kiváló legelőképeség, takarmányhasznosítás), melyek kedveznek a fenntartható legeltetésnek. Mivel nagy testű fajtákról van szó, ezért jelentős a talajra, vegetációra kifejtett taposásuk, és főleg nedves területeken okozhat ez gondot. Elsősorban magasabb hozamú száraz vagy mezofil területek legeltetésére alkalmasak (Net2).

A kutatásunk szorosan kapcsolódik a „Legelőtavak élőhely kezelése a Hortobágyon” című LIFE+ projekt (LIFE11 NAT/HU/000924, [www.legelotavak.hu](http://www.legelotavak.hu)) keretében végzett munkához. Célunk, hogy elemezzük a kisebb testű extenzív, és a nagyobb testű intenzív húsmarhafajták legelőhasználatának hatását a legelő növényzetére. Így választ kaphatunk arra, hogy jövedelmezőbb, gazdaságosabb szempontjából kedvezőbb, intenzívebb fajtákkal is megvalósítható-e a természetvédelmi célú legeltetés. A következő kérdésre kerestük a választ: milyen hatása van a különböző szarvasmarha fajtákkal történő (magyar szürke szarvasmarha, vegyes genotípusú intenzív húsmarha) legeltetésnek a különböző gyep típusok növényzetére?

## Módszerek

A kutatást a Hortobágyi Nemzeti Park területén végeztük. A térségben az átlagos évi középhőmérséklet 9,5 °C, az évi átlagos csapadékmennyiség 550 mm (Lukács *et al.* 2015, Valkó *et al.* 2014). A magyar szürkével legeltetett 1200 ha-os mintaterületünk a Hortobágy északi részéhez, Máta-pusztához tartozó Pap-erén helyezkedik el. Ezt a területet egy 540 tehénből és szaporulatából (480 borjú) álló magyar szürke gulya legelte. A vegyes genotípusú intenzív húsmarhával (charolais keresztezett limousine F1-es állomány) legeltetett területünk Hortobágy déli részén, Faluvégfalma községhatáránál, Zámon található. Ezt az 1100 ha-os területet egy 550 tehénből és szaporulatából (500 borjú) álló gulya legelte. A kiválasztott területek legeltetési intenzitása a vizsgálatot megelőzően alacsony volt (0,25 számossal/ha). 2015-től a legelőket 0,46 számossal/ha intenzitással hasznosították. Vizsgálatunk során két különböző növénytársulást vizsgáltunk: mélyebben fekvő nedves szikes mocsarakat (*Bolboschoenetum maritimi*) és a szintén üde, de kissé magasabb fekvésű, ezért relatíve szárazabb szikes réteket (*Beckmannion eruciformis*) (Deák *et al.* 2014a, b). Vizsgálatainkat 2015, 2016 és 2017 májusában végeztük. Pap-erén és Zám pusztán növénytársulásonként egy-egy darab, 8×8 méteres legelt, és egy-egy, szintén 8×8 méteres kontroll területen cönológiai felvételeket készítettünk. Összesen 8 db 8×8 méteres mintaterületet vizsgáltunk. A kontroll területekkel kapcsolatban jelen cikkben csak a 2017-es felmérés eredményeit tárgyaljuk, mert feltételezzük, hogy a legelés alóli kizárás 3 év után már kialakulhatott. A gyeperő felújításához a 8×8 méteres mintaterületeken 5 db, 2×2 méteres állandó kvadrátot jelöltünk ki, az azokban megtalálható növényfajokat és borításukat feljegyeztük. A fajok nevezéktana Király (2009) munkáját követi. A növényfajokat számos szempont szerint csoportosítottuk. A gyomok feltételes és feltétlen kategóriákba való besorolását, valamint a pázsitfűvek csoportosítását alfűvekre és szálfűvekre Barcsák *et al.* (1978) munkáit vettük alapul. A feltétlen gyomok közé a szúrós (pl. *Cirsium vulgare*, *Carduus acanthoides*) és mérgező gyomokat (pl. *Ranunculus repens*, *Artemisia santonicum*), a feltételes gyomok közé pedig a leveles-kórós gyomokat (pl. *Capsella bursa-pastoris*, *Chenopodium album*) és a gyomszerű pázsitfűveket (pl. *Carex praecox*, *Bromus arvensis*) soroltuk.

A statisztikai elemzésnél többváltozós variancia-analízist alkalmaztunk, amit Tukey-Kramer *post-hoc* teszt követett. Összehasonlítottuk a vegetáció jellemzőit eltérő szarvasmarhafajta (extenzív vagy intenzív húsmarha, fix faktor), élőhely típus (szikes mocsár vagy szikes rét fix faktor), és kezelés (alacsony legelési nyomás, megemelt legelési nyomás vagy kontroll, fix faktor) mellett SPSS 22 programban.

## Eredmények

A vizsgálat során összesen 114 edényes növényfajt találtunk a legelt területeken, 2015-ben 67-et, 2016-ban 59-et, 2017-ben 64-et, míg 2017-ben a kontroll területeken 58-at. A szikes mocsáron összesen 78 fajt, a szikes réten 96 fajt rögzítettünk. Az extenzív húsmarhával legelt területeken 94 fajt, az intenzív húsmarhával legelt területeken 83 fajt találtunk.

### *A legelés hatása*

A legnagyobb fajszámot a 3. évben, tehát a két éven át emelt állatlétszámmal legeltetett területeken találtuk (15,7 faj/4m<sup>2</sup>), míg a legkisebbet a kontroll területeken (12,35 faj/4m<sup>2</sup>). A pillangósok borítása esetében ugyanezt a tendenciát tapasztaltuk (3. évben: 6,5 %, kontroll: 2,28 %). Az aljfüvek borítása a 2. és 3. évben volt a legnagyobb (34,02 %, 28,95 %), a legkisebb a kezelés első évében (15,69 %). A szálfüveknél, viszont épp az ellenkezőjét tapasztaltuk a legnagyobb értéket a kontroll területeken (53,16 %), a legkisebbeket a 2. és 3. évben jegyeztük fel (35,4 % és 35,89 %). A legalacsonyabb feltételes gyomborítást a kontroll területeken (9,7%) kaptuk, a legmagasabbat a legeltetés első évében (22,4%) (1. táblázat).

**1. táblázat:** A legeltetés hatása a gyepek növényzetére. A szignifikáns eltéréseket soronként, felső indexbe írt eltérő betűkkel jelöltük.

Vizsgált változó	Legelési nyomás			Kontroll (2017)	ANOVA (p)
	Legelt (2015)	Legelt (2016)	Legelt (2017)		
Fajszám (faj/4 m <sup>2</sup> )	14,30 <sup>a,b</sup> ±4,79	13,70 <sup>a,b</sup> ±3,98	15,70 <sup>b</sup> ±5,36	12,35 <sup>a</sup> ±2,06	0,004
Aljfű borítás (%)	15,69 <sup>a</sup> ±12,63	34,02 <sup>b</sup> ±20,84	28,95 <sup>b</sup> ±15,32	17,35 <sup>a</sup> ±13,22	<0,001
Szálfű borítás (%)	37,41 <sup>b</sup> ±14,96	35,41 <sup>b</sup> ±10,78	35,89 <sup>b</sup> ±19,69	53,16 <sup>a</sup> ±24,09	0,021
Pillangósok borítása (%)	2,35 <sup>a</sup> ±3,59	6,12 <sup>b</sup> ±7,11	6,50 <sup>b</sup> ±9,96	2,28 <sup>a</sup> ±2,72	0,027
Feltétlen gyom borítás (%)	2,12±2,84	1,73±2,25	1,48±1,64	1,64±1,89	0,779
Feltételes gyom borítás (%)	22,4 <sup>b</sup> ±17,21	12,89 <sup>a</sup> ±13,31	12,14 <sup>a</sup> ±10,05	9,70 <sup>a</sup> ±13,46	0,001

### *A gyeptípus hatása*

A szikes réten több faj volt (19,4 faj/4m<sup>2</sup>), mint a szikes mocsáron (11,58 faj/4m<sup>2</sup>). Az aljfüvek, a pillangósok és a feltételes gyomok borítása esetében szintén ezt a tendenciát tapasztaltuk (2. táblázat). A szálfüvek borításánál viszont a szikes mocsáron kaptuk a nagyobb értéket (51%), (szikes rét: 21%).

**2. táblázat:** A vizsgált változók közötti, élőhely típustól függő eltérések 2017-ben.

Vizsgált változó	Élőhely típus		ANOVA (p)
	szikes mocsár	szikes rét	
Fajszaám (faj/4 m <sup>2</sup> )	11,58 <sup>a</sup> ±4,84	19,41 <sup>b</sup> ±2,76	<0,001
Aljfű borítás (%)	21,60 <sup>a</sup> ±13,66	36,30 <sup>b</sup> ±13,43	0,017
Szálfű borítás (%)	51,01 <sup>a</sup> ±16,04	21,01 <sup>b</sup> ±7,36	<0,001
Pillangósok borítása (%)	1,82 <sup>a</sup> ±2,03	11,18 <sup>b</sup> ±12,51	<0,019
Feltétlen gyom borítás (%)	1,11±1,16	1,85±2,01	0,257
Feltételes gyom borítás (%)	5,85 <sup>a</sup> ±8,33	18,44 <sup>b</sup> ±7,43	0,003

### *A szarvasmarha fajtájának hatása*

A szálfűvek borítása az intenzív húsmarhával legelt területeken volt a nagyobb (42,15%), (extenzív húsmarha: 29,6%). A pillangósok és a feltétlen gyomok esetében a magyar szürke jóval magasabb borítás értékeket tartott fent (pillangósok: 10,57%, feltétlen gyomok: 2,27%), mint az intenzív húsmarha (pillangósok: 2,43%, feltétlen gyomok: 0,69%) (3. táblázat). A szarvasmarha fajtája önmagában nem hatott a fajszaámra, viszont a kezelés, a szarvasmarha fajtája és az élőhely típus interakciója igen (4. táblázat). A legnagyobb értéket a 3. évben, az intenzív húsmarhával legeltetett szikes réten jegyeztük fel (20,6 faj/4m<sup>2</sup>), a legkisebbet az intenzív húsmarhával legeltetett szikes mocsáron (1. év: 7 faj/4m<sup>2</sup>, 2. év: 8,2 faj/4m<sup>2</sup>, 3. év: 7,6 faj/4m<sup>2</sup>).

**3. táblázat:** A szarvasmarha fajtájának hatása a gyeplévényzetére a 2017-es felmérés eredményei alapján.

Vizsgált változó	Szarvasmarhafajta típusa		ANOVA (p)
	Extenzív hús marha	Intenzív hús marha	
Fajszaám (faj/4m <sup>2</sup> )	17,31±1,71	14,10±7,19	0,064
Aljfű borítás (%)	23,45±16,73	34,45±12,35	0,063
Szálfű borítás (%)	29,6a±11,33	42,15b±24,56	0,021
Pillangósok borítása (%)	10,57a±13,01	2,43b±1,77	0,038
Feltétlen gyom borítás (%)	2,27a±2,04	0,69b±0,34	<0,026
Feltételes gyom borítás (%)	13,01±8,28	11,27±11,96	0,631



**4. táblázat:** A legeltetés, az élőhely típus és a szarvasmarhafajta együttes hatása. ( $p < 0,001$ )

Legelési nyomás	Vizsgált változó	Szikes mocsár		Szikes rét	
		Extenzív húsmarha	Intenzív húsmarha	Extenzív húsmarha	Intenzív húsmarha
Legelt terület 1. év	Fajsza (faj/4 m <sup>2</sup> )	16,60±1,14	7,11±1,22	17,40±3,13	16,20±2,59
Legelt terület 2. év	Fajsza (faj/4 m <sup>2</sup> )	14,21±2,28	8,20±1,48	17,81±2,17	14,61±1,82
Legelt terület 3. év	Fajsza (faj/4 m <sup>2</sup> )	16,41±1,14	7,61±0,89	18,21±1,92	20,59±3,13
Kontroll terület	Fajsza (faj/4 m <sup>2</sup> )	10,39±1,14	12,20±1,64	14,00±2,45	12,80±1,30
Legelt terület 1. év	Pillangósok borítása(%)	0,21±0,42	0,31±0,31	7,45±3,68	1,30±1,54
Legelt terület 2. év	Pillangósok borítása(%)	3,20±1,40	0,69±0,84	4,61±3,36	16,01±7,26
Legelt terület 3. év	Pillangósok borítása(%)	2,20±2,56	1,52±1,57	18,90±14,08	3,40±1,51
Kontroll terület	Pillangósok borítása(%)	0,06±0,13	1,61±1,12	1,42±1,06	5,1±2,79
Legelt terület 1. év	Aljfű borítás (%)	6,21±6,72	15,69±17,23	14,29±4,25	26,51±11,72
Legelt terület 2. év	Aljfű borítás (%)	8,21±7,27	37,60±6,23	58,38±17,45	31,79±8,32
Legelt terület 3. év	Aljfű borítás (%)	15,40±14,28	27,82±10,94	31,44±15,71	41,10±10,46
Kontroll terület	Aljfű borítás (%)	7,81±5,26	4,81±5,97	25,80±9,04	31,01±7,25
Legelt terület 1. év	Szálfű borítás (%)	39,49±16,62	48,62±13,11	26,20±7,28	35,32±15,38
Legelt terület 2. év	Szálfű borítás (%)	34,01±15,57	44,41±6,27	29,49±7,89	33,80±7,59
Legelt terület 3. év	Szálfű borítás (%)	38,20±7,33	63,79±10,76	21,10±7,19	20,51±8,36
Kontroll terület	Szálfű borítás (%)	76,81±5,81	60,60±19,66	37,23±24,73	38,43±18,83

## Értékelés

Az eredményeink alapján megállapítottuk, hogy a legeltetés hatással volt a fajszámra, az aljfü, a szálfü, a pillangósok és a feltételes gyomok borítására. A legnagyobb fajszámot a 3. évben a két éven át emelt állatlétszámmal legeltetett területeken kaptuk. A kontrollban volt a legkisebb a fajszám, ami mutatja, hogy ha a gyepek kezelését felhagyjuk, az már rövid távon is megmutatkozhat fajszámbeli változásokban. Ennek egyik oka az avar felhalmozódás lehet (Valkó *et al.* 2012, Miglécz *et al.* 2013), ami kedvezőtlen folyamat számos faj csírázása szempontjából (Deák *et al.* 2011). A legelő állatok viszont mozaikosságot hoznak létre, mikroélőhelyeket a növények csírázáshoz, továbbá a magterjesztésben is szerepük van (Deák *et al.* 2017). Az aljfüvek és a pillangósok borítása jelentősen nőtt a legelői állatlétszám növekedésével az *Agrostis stolonifera*, a *Poa angustifolia*, és a pillangósok esetében a *Trifolium angulatum* megnövekedett borítása miatt. A szálfüvek esetében viszont épp az ellenkezőjét tapasztaltuk. A legeltetés felhagyásával nőtt meg jelentősen a borításuk. A feltételes gyomok (*Carex praecox*, *C. stenophylla*, *Galium verum*) a legeltetett területeken voltak jelen nagyobb mennyiségben a kontrollhoz képest. Ezek, amíg alacsony borítással (<20%) vannak jelen kedvezőek lehetnek a legelőkön, kis mennyiségben vagy fiatal korban nem tekinthetők gyomnak. A *Carex* fajokat fiatal korban nagy fehérje tartalmuk miatt jó szücségtakarmányként tartják számon (Barcsák *et al.* 1978).

Eredményeink azt mutatják, hogy a legeltetés hatása élőhely típusonként eltérő. A szikes réten nagyobb fajszámot találtunk, mint a szikes mocsáron, aminek az oka az lehet, hogy a szárazabb gyepek alacsonyabb produktivitásúak és közelebb esnek a biomassza-fajszám kapcsolatát leíró görbe csúcsához, ami egybevág Kelemen *et al.* (2013) eredményeivel. A szikes réteken mind a két húsmarha fajta növelte a fajszámot, míg a mocsáron csak az extenzív húsmarha. A szikes réten az aljfüvek, a mocsáron pedig a szálfüvek alkalmazkodtak jól a legeltetéshez. A pillangósok a szikes réten mutattak magasabb értéket a *Trifolium repens* magas borítása miatt. A feltételes gyomoknál jelentős eltérést tapasztaltunk a két élőhely típus között, a szikes rét jóval nagyobb feltételes gyom borítást tart fent.

A szarvasmarha fajtája hatott a szálfü, a pillangós virágúak és a feltétlen gyomok borítására. A fajszámra statisztikailag is igazolható hatást csak a kezelés, az élőhely típus és a fajta együttes hatásakor tudtunk kimutatni. Általánosságban elmondható, hogy a magyar szürke szarvasmarha mind a két élőhely típus esetében nagy fajszámot tart fent a kezelés mind három évében, míg az intenzív húsmarha legeltetés csak a szárazabb gyepeken növelte a fajszámot, ami a nedvesebb gyepeken jelentős csökkenést mutatott. Mivel nagy testű fajtáról van szó, ezért jelentős a talajra, vegetációra kifejtett taposásuk, és főleg nedves területeken okoz ez

gondot (Net2). A szálfüvek borítása nagyobb volt az intenzív húsmarhával legelt gyepen – az *Alopecurus pratensis* és az *Elymus repens* nagyobb borításértékei miatt. Ezeken a területeken a szálfüvek erőteljes bokrosodásával, nagyobb borítás értékével a pillangósok viszonylag háttérbe szorultak, ami napfény kedvelő tulajdonságukkal magyarázható (Szabó *et al.* 1974). Az extenzív húsmarhával legelt gyepen viszont jelentős volt a pillangósok borítása. A feltétlen gyomoknak szintén a magyar szürke szarvasmarhával legelt területeken volt nagyobb a borításuk, az állattenyésztési szempontból mérgező gyomként besorolt *Ranunculus repens* és *Oenanthe silaifolia* nagyobb aránya miatt. Ugyanakkor természetvédelmi érték kategóriák szempontjából a *Ranunculus repens* természetes zavarástűrő, az *Oenanthe silaifolia* pedig kísérőfaj, és jelen mennyiségben nem veszélyeztetik a gyepek takarmányozási értékét.

Eredményeink igazolták, hogy mind a nedvesebb mind a szárazabb szikes élőhelyek fenntartása szempontjából rendkívül fontos a szarvasmarha legeltetés. Három éves vizsgálatunk alapján elmondható hogy az extenzív húsmarha alkalmas a szikes élőhelyek kezelésére mind a két élőhely típus esetében, míg az intenzív húsmarha csak a szárazabb szikes réten növelte a fajszámot, és a mocsár esetében pedig jelentős csökkenést tapasztaltunk.

Köszönetnyilvánítás – Köszönet illeti Valkó Orsolyát, Deák Balázst és Kelemen Andrást a kutatásban nyújtott segítségükért. A kutatás elkészítését az EFOP-3.6.3-VEKOP-16-2017-00008 számú projekt támogatta. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg. Tóth Katalint és Radócz Szilviát az NKFI KH 146476 támogatta. Továbbá köszönjük a két bírálónak a kéziratához fűzött hasznos tanácsait.

## Irodalomjegyzék

- Balázs, F. (1960): *A gyepek botanikai és gazdasági értékelése*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 28 p.
- Barcsák, Z. & Baskay, T. B. & Prieger, K. (1978): A gyepek gyomnövényei. – In: Lőrincz, J. (szerk.): *Gyeptermesztés és hasznosítás*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 115–132.
- Béri, B. & Vajna, T.-né & Czeglédi, L. (2004): A védett természeti területek legeltetése. – In: Nagy, G. & Lazányi, J. (szerk.): *Gyepgazdálkodás. Gyepek az agrár – és vidékfejlesztési politikában*. – DE ATC, Debrecen, pp. 50–59.
- Deák, B. & Tölgyesi, Cs. & Kelemen, A. & Bátori, Z. & Gallé, R. & Bragina, T.M. & Abil, Y.A. & Valkó, O. (2017): Vegetation of steppic cultural heritage sites in Kazakhstan – Effects of microhabitats and grazing intensity. – *Plant Ecol. Divers.* **10**: 509–520. doi: <https://doi.org/10.1080/17550874.2018.1430871>
- Deák, B. & Valkó, O. & Török, P. & Tóthmérész, B. (2014a): Solonetz meadow vegetation (*Beckmannia eruciformis*) in East-Hungary – An alliance driven by moisture and salinity. – *Tuexenia* **34**: 187–203. doi: <https://doi.org/10.14471/2014.34.004>

- Deák, B. & Valkó, O. & Alexander, C. & Mücke, W. & Kania, A. & Tamás, J. & Heilmeier, H. (2014b): Fine-scale vertical position as an indicator of vegetation in alkali grasslands – case study based on remotely sensed data. – *Flora* **209**: 693–697. doi: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2014.09.005>
- Deák, B. & Valkó, O. & Kelemen, A. & Török, P. & Miglécz, T. & Ölvedi, T. & Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2011): Litter and graminoid biomass accumulation suppresses weedy forbs in grassland restoration. – *Pl. Biosyst.* **145**: 730–737. doi: <https://doi.org/10.1080/11263504.2011.601336>
- Gencsi, Z. (2005): *Biogazdálkodás extenzív gyepeken. Gyepgazdálkodás.* – Debrecen, pp. 97–101.
- Kárpáti, B. & Sarudi, Cs. & Csorbai, A. & Marton, I. (2004): A magyar szürke szarvasmarha tartásának ökonómiai és környezetgazdálkodási elemzése. – *A. Agraria Kaposváriensis*. **8**: 33–49.
- Kelemen, A. & Török, P. & Valkó, O. & Miglécz, T. & Tóthmérész, B. (2013): Mechanisms shaping plant biomass and species richness: plant strategies and litter effect in alkali and loess grasslands. – *J. Veg. Sci.* **24**: 1195–1203. doi: <https://doi.org/10.1111/jvs.12027>
- Király, G. (2009): *Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok.* – Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő, 616 p.
- Lukács, B. A., Török, P., Kelemen, A., Várbiro, G., Radócz, Sz., Miglécz, T., Tóthmérész, B. & Valkó, O. (2015): Rainfall fluctuations and vegetation patterns in alkali grasslands. Self-organizing maps in vegetation analysis. – *Tuexenia* **35**: 381–397. doi: <https://doi.org/10.14471/2015.35.011>
- Miglécz, T., Tóthmérész, B., Valkó, O., Kelemen, A. & Török, P. (2013): Effects of litter on seedling establishment: an indoor experiment with short-lived Brassicaceae species. – *Plant Ecol.* **214**: 189–193. doi: <https://doi.org/10.1007/s11258-012-0158-6>
- Szabó, G., Zimmermann, Z., Bartha, S., Szentes, Sz., Sutyinszki, Zs. & Penksza, K. (2011): Botanikai, természetvédelmi és gyepgazdálkodási vizsgálatok Balaton – felvidéki szarvasmarha – legelőkön. – *Tájökológiai Lapok* **9**: 437–446.
- Szabó, J. (szerk.) (1974): *Legelő és rétgazdálkodás.* – Agrártudományi Egyetem Öntözéses-meliorációs Főiskolai Karának jegyzete. Szarvas, 161 p.
- Tóth, E., Deák, B., Tóth, E., Deák, B., Valkó, O., Kelemen, A., Miglécz, T., Tóthmérész, B. & Török, P. (2016): Livestock type is more crucial than grazing intensity: Traditional cattle and sheep grazing in short-grass steppes. – *Land Degrad. Dev.* **29**: 1–9. doi: <https://doi.org/10.1002/ldr.2514>
- Török, P., Valkó, O., Deák, B., Kelemen, A., Tóth, E. & Tóthmérész B. (2016): Managing for composition or species diversity? – Pastoral and year-round grazing systems in alkali grasslands. – *Agric. Ecosys. Environ.* **234**: 23–30 doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.010>
- Valkó, O., Török, P., Matus, G. & Tóthmérész, B. (2012): Is regular mowing the most appropriate and cost-effective management maintaining diversity and biomass of target forbs in mountain hay meadows? – *Flora* **207**: 303–309. doi: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2012.02.003>
- Valkó, O., Tóthmérész, B., Kelemen, A., Simon, E., Miglécz, T., Lukács, B. & Török, P. (2014): Environmental factors driving vegetation and seed bank diversity in alkali grasslands. – *Agric. Ecosys. Environ.* **182**: 80–87. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.06.012>

Net1: <http://www.pannongyep.hu>

Net2: [http://www.grazinganimalsproject.org.uk/breed\\_profiles\\_handbook.html](http://www.grazinganimalsproject.org.uk/breed_profiles_handbook.html)

# The effect of grazing of extensive and intensive cattle breeds on the vegetation of alkaline grasslands

Nóra Kovácsné Koncz<sup>1</sup>, János Posta<sup>1</sup>, Katalin Tóth<sup>2</sup>,  
Szilvia Radócz<sup>3</sup> and Béla Béri<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*University of Debrecen, Faculty of Agricultural and Food Sciences and Environmental Management, Institute of Animal Science, H-4032 Debrecen, Böszörményi út 138, Hungary*

<sup>2</sup>*MTA-DE Biodiversity and Ecosystem Services Research Group, H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary*

<sup>3</sup>*University of Debrecen, Faculty of Sciences and Technology, Department of Ecology, H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary*

*e-mail: [koncz.nora@agr.unideb.hu](mailto:koncz.nora@agr.unideb.hu)*

Maintaining alkaline grasslands in good condition, preserving their yield and diversity is important not only for nature conservation, but also for farming. In our study, we compared the impact of increased number of animals (year 2017) and the low number of animals (year 2015, initial state) and the grazing exclusion on the vegetation of wet alkaline marshes and drier alkaline meadows in the Hortobágy National Park. During the tests, a total of 40 permanent plots were sampled in grasslands grazed by extensive cattle (Hungarian Grey) and mixed genotype intensive cattle, as well as in control (ungrazed) grasslands. We have shown that grazing has a significant effect on species richness. The largest number of species was found in the grazed areas in the 3rd year, the smallest in the control. The undergrasses and legumes cover significantly increased on the intensively grazed grasslands. Grazing had a different effect on each grassland type. On the drier grasslands greater number of species were found, compared to the wet grasslands. Furthermore, it was found that grazing with extensive beef cattle is suitable for the management of dry and wet alkaline habitats. The intensive cattle supports lower species richness in the wet grasslands than the Hungarian grey, but it is suitable for managing dry alkaline grasslands.

Keywords: low-lying pasture, low intensity, medium intensity, different beef cattle, Hortobágy

# A vegetáció és a talajvízszint évtizedes stabilitása egy dél-kiskunsági semlyéken

Margóczy Katalin<sup>1</sup>, Körmöczy László<sup>1</sup> és Krnács György<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Szegedi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék, 6726 Szeged, Közép fasor 52.

<sup>2</sup>Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, 6000 Kecskemét, Liszt Ferenc u.

e-mail: [margoczy@bio.u-szeged.hu](mailto:margoczy@bio.u-szeged.hu)

**Összefoglaló:** Az 1970-es évektől kezdődően a talajvízszint több méteres trendszerű csökkenését tapasztalták a Kiskunság több pontján. 2004-ben és 2007-ben két-két talajvízszint észlelő kutat létesítettünk a Csipak-semlyéken. A kutakat a domináns élőhelytípusok foltjainak közelében helyeztük el: egy kékperjés, egy homoki sztyepprét, egy szikes rét és egy szikfok-vakszik folt területén. A talajvízszintet a kutakban havonta észleljük. A vizsgált élőhelyfoltokban 5×5 m-es állandó kvadrátokban cönológiai felvételeket készítettünk négy évben (2005, 2009, 2014 és 2016-ban). A vizsgált időszak alatt egyik észlelőkútban sem lehetett trendszerű változást kimutatni, az éves ingadozás azonban jelentős volt. A cönológiai felvételeket kanonikus korrespondencia elemzéssel (CCA) értékeltük ki. Megállapítottuk, hogy az élőhelyek minden évben határozottan elkülönülnek, az időbeli változások csekélyek, és nem trendszerűek. A cönológiai felvételek Borhidi-féle vízállapot-index (WB) spektrumában és a Borhidi-féle természetességi értékszámok (SBT) alapján is csak kevés helyen mutatható ki szignifikáns, időbeli változás. Megállapíthatjuk, hogy a Csipak-semlyék vegetációja meglehetősen stabil. A talajvízszint vizsgálatunk során mért szintje mellett az alkalmazott kezelések alkalmasak az értékek megőrzésére.

**Kulcsszavak:** Dél-Kiskunság, talajvízszint, kékperjés, homoki sztyepprét, szikes rét, szikfok-vakszik, állandó kvadrát

## Bevezetés

A természetvédelmi szakemberek a Homokhátság néhány évtizede elkezdődött tragikus értékromlásáról beszélnek, amelynek még nem értünk a végére (Sipos 2015). A természetes vizes élőhelyek nagy része napjainkra súlyosan degradálódott, részben a kiszáradás, részben pedig a párhuzamosan zajló társadalmi-gazdasági átalakulások hatására az 1980-as évek közepe és 2000 közötti aszályos évek során közel 20 000 ha természetközeli élőhely került felszántásra (Biró *et al.* 2013). Megfigyelhető, hogy az élőhelypusztítások leginkább a felszín alatti vizek által befolyásolt élőhelyeket, különösen a lápréteket és a mocsárréteket érintették.

Ezek az élőhelyek a jövőben különösen nagy veszélynek vannak kitéve (Biró *et al.* 2015). Az 1970-es évektől kezdődően a talajvízszint több méteres trendszerű csökkenését tapasztalták a Kiskunság több pontján (Szalai 2011). A talajvízszint észlelő hálózat kútjainak adatait elemezve megállapítható, hogy a talajvízszint változását természetes és antropogén hatótényezők egyaránt okozhatják, és egymáshoz térben közeli kutak adatsora is jelentősen különbözhet egymástól (Szalai 2011).

Többen kimutatták, hogy a talajvízszint tartós csökkenése a magasabb- és a közepes vízigényű növényfajok eltűnését vagy mennyiségének csökkenését, és ezáltal a vegetáció állapotváltozását okozza a talajvízszint által befolyásolt élőhelyeken (Ridolfi *et al.*, 2004; Sommer & Froend, 2014). A vegetáció változását vagy stabilitását azonban komplex, közösségi szintű folyamatok szabják meg (Naumburg *et al.* 2005).

A Dél-Kiskunságban az ezredfordulón több, igen jó állapotú, értékes vegetációjú semlyékről volt tudomásunk (Margóczy *et al.* 1998), amelyek egy része 2013-tól a Körös-éri Tájvédelmi Körzet részterületeként kapott védettséget (<http://knp.nemzetipark.gov.hu/koros-eri-tajvedelmi-korzet>). A természeti értékeket veszélyeztető egyik legfontosabb háttértényező, a lokális talajvízszint közvetlen észlelése érdekében 2004-ben és 2007-ben talajvízszint észlelő kutakat létesítettünk, és állandó kvadrátos vegetáció-monitorozást indítottunk. Ez a közlemény a Csipak-semlyéken végzett vizsgálatainkról szól. Cikkünkben arra a kérdésre keressük a választ, hogy kimutatható-e trendszerű változás a talajvízszint változásában a vizsgálati időszak alatt, és követi-e ezt a különböző nedvességigényű növényfajok mennyiségének változása? Célunk volt az is, hogy a természetességi értékszámok esetleges időbeli változását is megvizsgáljuk.

## Módszerek

### *A vizsgált terület*

A Csipak-semlyék Mórahalomtól délre elhelyezkedő 91 ha kiterjedésű mélyfekvésű gyepterület, a Körös-éri Tájvédelmi Körzet része. Felszín alatti vizet több oldalról is kap. A terület részletes leírását és élőhelytérképét Aradi (2007) készítette el, hidrológiai háttérfeltételeit Margóczy *et al.* (2007) vizsgálta. A semlyéket a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatósága haszonbérletbe adja, kaszálással és legeltetéssel kezelik (Aradi *et al.* 2007, Krnács 2007).

### *Adatgyűjtés*

A Csipak-semlyéken négy talajvízszint észlelő kutat (piezométert) telepítettünk a domináns élőhelytípusok foltjainak közelében. A kutak átmérője 6 cm, a PVC csövek alulról 1–3 m között szűrőzöttek. A 2004-ben telepített, két 10 m mély kútban a talajvízszintet 10 percenként regisztráló mérőeszköz van, egy kékperjés (D2) és egy szikes rét (F2) foltban helyezkednek el. 2007-ben további két hasonló, de csak 6 m mély kutat telepítettünk egy homoki sztyeprét (H5b) és egy szikfok-vakszikes (F4-5) foltban, ezekben havonta egyszer a helyszínen kézi észlelést végzünk.

A vizsgált élőhelyfoltokban, a piezométerek közelében random elhelyezett 5-5 db 5×5 m-es állandó kvadrátban klasszikus módszerrel cönológiai felvételeket készítettünk. Az előforduló edényes növényfajok százalékos borítását becsültük vagyis azt, hogy az egyes növényfajok hajtásai a kvadrát területének hány százalékát fedik le (Szép *et al.*, 2011). A vegetáció felvételezését négy vizsgálati évben 2005, 2009, 2014 és 2016 júniusában végeztük el.

### *Statisztikai elemzés*

A felvételeket kanonikus korrespondencia elemzéssel (CCA) dolgoztuk fel, melyben magyarázó változók a tengerszint feletti magasság (térszín) és a relatív talajvízszint volt. Az ordinációt R környezetben végeztük (R Development Core Team 2008). Az indikátorértékek spektrumait a SynData (Horváth 2006) program segítségével számítottuk ki a FLÓRA adatbázisban (Horváth *et al.* 1995) közreadott értékek felhasználásával. A vízigényre vonatkozó spektrumban a Borhidi-féle vízállapot-indexet (WB), a természetesség megállapítására a szociális magatartás típusokat (SBT-VAL) alkalmaztuk. Az egyes mintahelyekre kiszámítottuk az indikátorértékek átlagait, melyben a frekvenciával való súlyozást alkalmaztuk. A mintaegységek indikátorérték eloszlás szerinti összehasonlítását Mann–Whitney–Wilcoxon teszttel végeztük R környezetben.

## Eredmények

### *A talajvízszint változása*

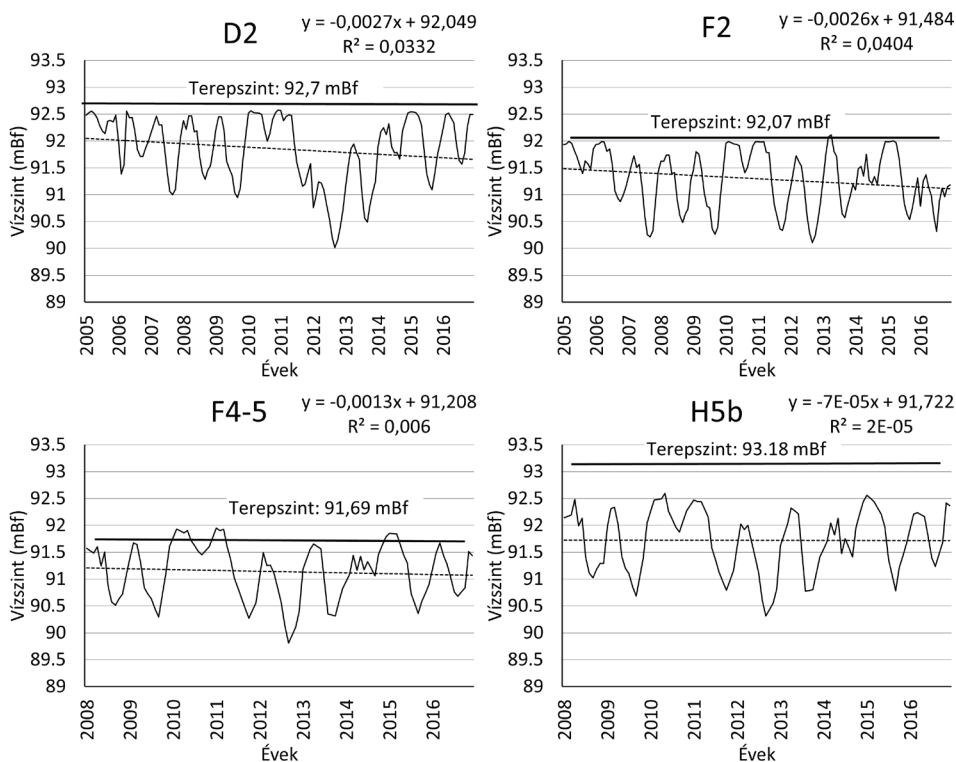
A vizsgált időszak alatt egyik észlelőkútban sem lehetett szignifikáns, trendszerű talajvízszint változást kimutatni (1. ábra). A D2 és F2 kutakban a trendvonal enyhe, nem szignifikáns lejtést mutat. Ennek oka az, hogy ezek a kutak már 2005-ben is működtek, és az az év kiemelkedően csapadékos volt, míg a többi kút csak 2008-tól szolgáltatott adatokat. Az éves ingadozás azonban jelentős volt, az észlelt legmagasabb és legalacsonyabb talajvízszint közötti különbség mindegyik



kútban meghaladta a 2 métert. A talajvízszint élőhelytípusonként különbözik, a talajvíztükör azonban mérsékelten követi a mikrodomborzatot (1. táblázat).

**1. táblázat:** A talajvízszint észlelő kutakban a vizsgálati időszak alatt mért legmagasabb, legmélyebb és átlagos talajvízszint.

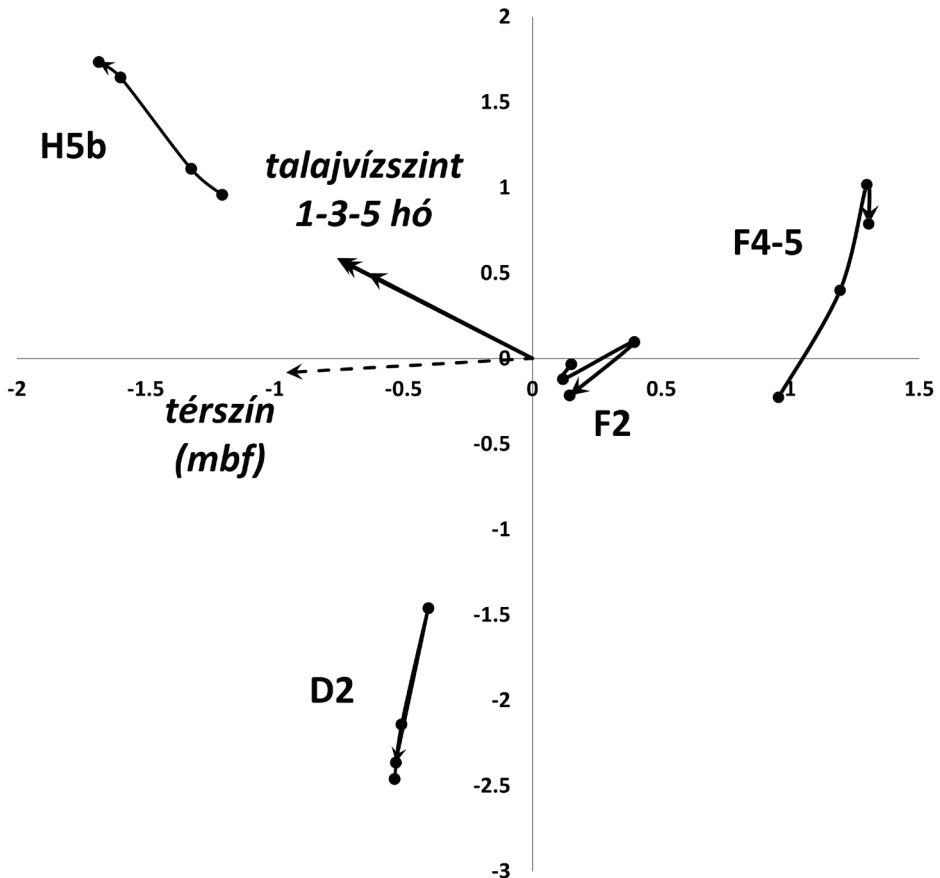
		Élőhelytípus			
		D2	F2	F4-5	H5b
Terepszint (mBf)		92,7	92,07	91,69	93,18
A talajvízszint távolsága a terepszinttől (m)	maximum	-0,12	0,04	0,26	-0,59
	minimum	-2,68	-1,96	-1,88	-2,87
	átlag	-0,85	-0,77	-0,55	-1,46



**1. ábra:** A talajvízszint havonta észlelt adatai a négy vizsgált élőhelytípusban (D2: kékperjés, F2: szikes rét, F4-5: szikfok-vakszik, H5b: homoki sztyeppré) elhelyezett észlelőkutakban. A folytonos vonalak a mintavételi hely tengerszint feletti magasságát jelölik (terepszint), a szaggatott vonal a trendvonalakat ábrázolja, amelyekhez feltüntettük a regressziós egyenleteket is.

### A vegetációtípusok elkülönülése

A 2005, 2009, 2014 és 2016 években az állandó kvadrátokban készített cönológiai felvételek kanonikus korrespondencia elemzésénél (2. ábra) az élőhelytípusok, minden időpontban határozottan elkülönülnek, az időbeli elmozdulások (amelyeket az ábrán nyilak szemléltetnek) kisebbek. A térszín mint magyarázó változó a legerősebb, a szárazabb és/vagy kevésbé szikes élőhelyek felé mutat. Hasonló irányú a lokális talajvízszint hatása is. A nedvességi grádiens az első ordinációs tengelyhez köthető, melynek mentén a térszín pontszáma  $-0.956$ , míg a talajvízszintek pontszáma  $-0.64$  és  $-0.76$  közötti. Nincs jelentős különbség a mintavételt



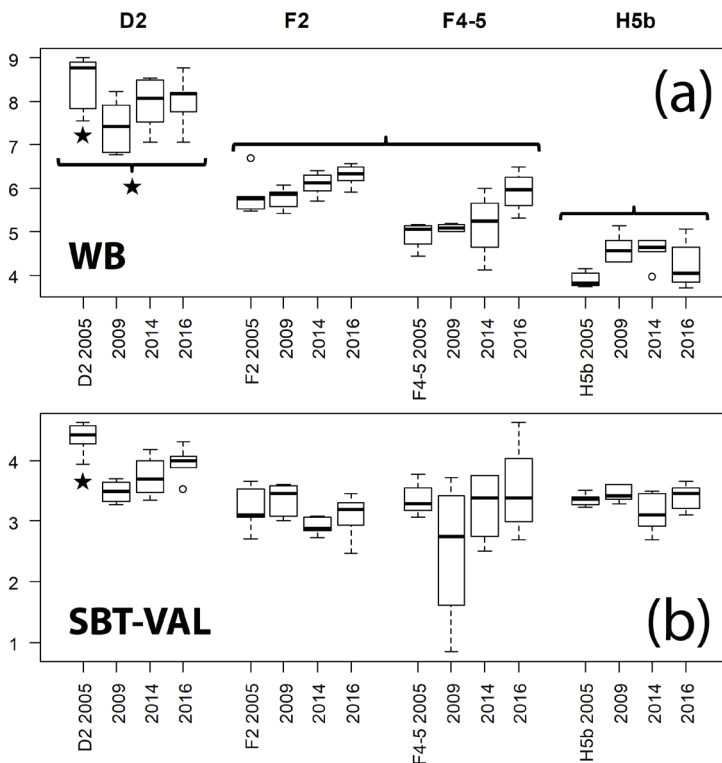
**2. ábra:** A négy élőhelytípusban kijelölt állandó kvadrátokban készített cönológiai felvételek évenkénti átlagának kanonikus korrespondencia elemzése (CCA). D2: képerjés, F2: szikes rét, F4-5: szikfok-vakszik, H5b: homoki sztyepprét. A magyarázó változók a tengerszint feletti magasság (társzín) és a mintavételt megelőző 1, 3, és 5 hónapra vonatkozó lokális átlagos relatív talajvízszint. Az évenkénti elmozdulásokat a nyilak szemléltetik.

megelőző 1, 3, vagy 5 hónap átlagos talajvízszintjének hatása között, vektoraik egyirányúak és közel azonos hosszúak (0.81, 0.93 illetve 0.95 relatív egység).

### *A vegetáció változása az indikátorértékek alapján*

A WB-indikátorérték frekvencia eloszlásai (3.a ábra) alapján végzett Mann-Whitney-Wilcoxon teszt eredményeként az évek között csak a D2 élőhely esetében van szignifikáns különbség: az első (2005-ös) felvétel természetessége meghaladta a következő éveket. Az élőhelyek közötti különbségek eltérő szignifikanciájúak (lásd 2. táblázat). Az F2 és F4-5 nem tér el szignifikánsan egymástól, D2 a többi élőhelytől különbözik.

Hasonló mintázatú eredményeket kaptunk az SBT-indikátorérték (természetességi értékszámok) frekvencia eloszlásai alapján, de ott az élőhelyek között nem volt szignifikáns különbség. Az évek között a D2 élőhely 2005-ös felvétele tér el szignifikánsan (3.b ábra.)



**1. ábra:** A Borhidi-féle vízállapot-index (a) és természetességi értékszámok (b) spektrumai élőhely-típusonkénti és évenkénti eloszlásának összehasonlítása. A Mann–Whitney–Wilcoxon teszt a csoportok között csak a WB-értékek esetében volt szignifikáns. Csoporton belüli szignifikáns eltérés mindkét indikátor érték esetében csak a D2 2005-ös eloszlására adódott.

**2. táblázat:** Az élőhelyek növényzetének különbségei a vízállapot-index (WB) spektruma alapján, Mann–Whitney–Wilcoxon teszttel (vö. 3a ábra). \*:  $P < 5\%$ ; \*\*:  $P < 1\%$ ; \*\*\*:  $P < 0.1\%$

	D2	F2	F4-5	H5b
D2	—	*	*	***
F2		—		**
F4-5			—	
H5b				—

## Értékelés

A dél-kiskunsági semlyékek vegetációja méteres-deciméteres térszínkülönbségek szerint jelentősen változik, ezért feltételezhetjük, hogy a talajvízszintnek meghatározó szerepe van a vegetáció mintázatának kialakításában, hiszen a csapadék mennyisége hektáros léptékben nem különbözik. A talajvízszint által befolyásolt élőhelyeken a növényfajok elhelyezkedését a szakirodalmi adatok alapján elsősorban az szabja meg, hogy mennyi ideig képesek tolerálni a gyökérzónájukban a talaj víztelítettségét (Aldous & Bach 2014). A Csipak-semlyéken a víztelítettség mellett a talajvíz sótartalma is meghatározó tényező. Hasonló lokális talajvízszint a semlyék talajvíz-beáramlási oldalán lápréti növényzet, míg az alsó részén, ahonnan már nem tud tovább áramolni a talajvíz, a párolgás következtében kialakuló sófelhalmozódás miatt szikes élőhelytípusok kialakulását teszi lehetővé (Deák 2006, Margóczy *et al.* 2007). Méréseink szerint a D2 és az F2 élőhelyek átlagos, relatív talajvízszintje jelentősen nem különbözik (1. táblázat), de a D2 élőhely a semlyék peremén, a talajvíz beáramlási zónájában, az F2 élőhely pedig alacsonyabb térszínen, a szikes zónában helyezkedik el. Ezért az F2 élőhely növényzete a kanonikus korrespondencia elemzés és a WB indikátorértékek alapján is a még erősebb sóhatás alatt álló F4-5-höz áll közelebb.

A semlyék vegetációja hárompólusú, a három szélső pólust a homoki sztyepp-rét (H5b), a szikfok-vakszik (F4-5) és a kékperjés (D2) képviseli, míg a szikes rét (F2) középtájon helyezkedik el, de azért az F4-5 élőhelyhez van legközelebb (2. ábra). A térszín magyarázó ereje nagyobb, mint a terepi felvételezést megelőző 1, 3 és 5 hónap átlagos talajvízszintje. Ennek oka az, hogy a vegetációtípusok kialakulásában és fennmaradásában a térszín által befolyásolt hosszú távú vízhatásnak fontosabb szerepe van, mint a lokális talajvízszint rövidtávú hatásának. A kettő enyhe eltérése azt is jelentheti, hogy a vizsgálatunknál hosszabb időléptékben lehetett változás a semlyék vegetációjában. A Mórahalom belterületén, hosszabb időtávon működő, 2422 sz. hivatalos talajvízszint észlelő kút valóban mutat 1980 és 1995 között a korábbi átlaghoz képest egy 0,5–1 m-rel alacsonyabb talajvíz-

szintű időszakot, 1995 után pedig jelentős fluktuáció észlelhető (Margóczy *et al.* 2007).

Vizsgálataink szerint a dél-kiskunsági Csipak-semlyéken az utóbbi évtizedben a talajvízszint nem csökkent szignifikánsan, és az állandó kvadrátok vegetációjában sem mutattunk ki számottevő változást sem az ordinációs elemzés, sem az indikátorértékek alapján, kivéve a D2 *élőhely* 2005-ös felvételét, mely  $P=5\%$ -on különbözik a többitől. A különbséget az okozza, hogy a 2005-ös, kiemelkedően jó vízellátású évben ezen a területen jelentős volt az mocsári csetkáká (*Eleocharis palustris* (L.) Roem. et Schult.) és az egypelyvás csetkáká (*E. uniglumis* (Link) Schult.) fajok mennyisége és a szibériai nőszirm (*Iris sibirica* L.) is magasabb borításértéket ért el ebben az évben, mint a következőkben. Hasonló tapasztalataink vannak a területtől 1 illetve 5 km távolságban elhelyezkedő Tanasz-semlyéken és a Csodaréten is (nem közölt adatok). Tölgyesi *et al.* (2016) azonban Bugacon, nagyjából ugyanezen időszak alatt a szárazságtűrő fajok arányának jelentős növekedését és a vegetáció nyíltabbá válását észlelték. Az eltérő tapasztalat oka az lehet, hogy Bugac a Homokhátság magasabb részén helyezkedik el, ahol a klímaváltozás indikátorának is tekinthető több évtizedes léptékű talajvízszint csökkenés sokkal határozottabb, mint az alacsonyabban fekvő vizsgálati területünkön (Rakonczai 2011).

A dél-kiskunsági semlyékek vegetációját a hidrológiai háttértényezők mellett a gyephasználat és a természetvédelmi kezelés is erősen befolyásolja. A terület természetvédelmi kezelője, a Kiskunsági nemzeti Park Igazgatóság a területet haszonbérleti szerződés alapján adja bérbe. A terület természetvédelmi öre a bérlővel folyamatosan konzultálva szervezi meg a kaszálást és a legeltetést a természetvédelmi szempontoknak és a gazdálkodási lehetőségeknek megfelelően. A D2 és a H5b élőhelyen a vizsgált időszakban főleg évi egyszeri, július-augusztusi, tehát viszonylag késői kaszálás, az F2 és az F4-5 élőhelyen pedig 2012-től marhalegeltetés folyt. A legeltetés okozott fiziognómiai változást a területen, elsősorban a kubikgödörök körüli nádfoltok eltűnése feltűnő, azonban a Borhidi-féle természetességi értékszámok alapján nem mutatható ki trendszerű időbeli változás a vizsgált területen. Az egyetlen észlelhető, bár nem szignifikáns negatív eltérés az F4-5 élőhely 2009-es adatában van, amit a közönséges tarackbúza (*Elytrigia repens* (L.) Desv. ex Nevski) magas borításértéke okoz. Feltételezzük, hogy a 2012-ben beindult legeltetés csökkentette ennek a fajnak az arányát.

Tapasztalataink összegzéséeként megállapíthatjuk, hogy a Csipak-semlyék vegetációja meglehetősen stabil, mind a négy vizsgált élőhelytípus magas természetvédelmi értékkel rendelkezik. A talajvízszint csökkenése egyelőre nem veszélyezteti, és az alkalmazott természetvédelmi kezelések a helyi gazdálkodókkal együttműködve alkalmasak az értékek megőrzésére.

## Irodalomjegyzék

- Aldous, A. R. & Bach, L. B. (2014): Hydro-ecology of groundwater-dependent ecosystems: applying basic science to groundwater management. – *Hydrolog. Sci. J.* **59**: 530–544. doi: <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.889296>
- Aradi, E. (2007): Csipak-semlyék – In: Margóczy, K. (szerk.): Ökológiai vizsgálatok. Kutatási jelentés a HU-RO-SCG-1/146 azonosító számú INTERREG program keretében végzett munkáról. SZTE Ökológiai Tanszék, Szeged.
- Aradi, E., Margóczy, K. & Krnács, Gy. (2007): Gyepmaradványok védelme és kezelése: a délkiskunsági semlyékek példája. – *Termvéd. Közlem.* **13**: 199–208.
- Bíró, M., Czúcz, B., Horváth, F., Révész, A., Csatári, B. & Molnár, Zs. (2013): Drivers of grassland loss in Hungary during the post-socialist transformation (1987–1999). – *Landscape Ecol.* **28**: 789. doi: <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9818-0>
- Bíró, M., Iványosi-Szabó, A. & Molnár, Zs. (2015): A Duna-Tisza köze tájtörténete – In: Iványosi-Szabó, A. (szerk.): *A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság negyven éve*. KNPI Kecskemét. pp. 41–58.
- Böloni, J. Molnár, Zs. & Kun, A. (szerk.) (2011): *Magyarország Élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója, ANÉR 2011.* – MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 441 p.
- Deák, J. Á. (2006): Morfológia–talaj–növényzet kapcsolatának mintázat-vizsgálata a Dorozsma–Majszai-homokháton. – In: Szabó M. (szerk.) *Táj, környezet és társadalom.* SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék - SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged. pp. 123–131.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. (2001): PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. – *Paleontologia Electronica* **4**: 4–9.
- Horváth, A. (2006): SynData: szünbotanikai (florisztikai és cönológiai) adatbázis-kezelő és -elemző program. – *Kitaibelia* **11**: 55.
- Horváth, F., Dobolyi, Z. K., Morschhauser, T., Lökös, L., Karas, L. & Szerdahelyi, T. (1995): *FLÓRA Adatbázis 1.2. Taxon-lista és attribútum-állomány.* – Flóra Munkacsoport MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete és MTM Növénytár, Vácrátót, Budapest, 252 p.
- Krnács, Gy. (2007): A gyephasználat jellemzése és értékelése. – In: Margóczy, K. (szerk.): Ökológiai vizsgálatok. Kutatási jelentés a HU-RO-SCG-1/146 azonosító számú INTERREG program keretében végzett munkáról. SZTE Ökológiai Tanszék, Szeged.
- Margóczy, K., Urbán, M. & Madarász, B. (1998): Csodarétek a Dél-Kiskunságban – *Kitaibelia* **3**: 275–278.
- Margóczy, K., Szanyi, J., Aradi, E. & Busa-Fekete, B. (2007): Hydrological background of the dune slack vegetation in the Kiskunság. – *Ann. Warsaw Univ. of Life Sci.* **38**: 105–114. doi: <https://doi.org/10.2478/v10060-008-0027-0>
- Naumburg, E., Mata-Gonzales, R., Hunter, R. G., Mclendon, T. & Martin, D. W. (2005): Phreatophytic vegetation and groundwater fluctuations: a review of current research and application of ecosystem response modeling with an emphasis on Great Basin vegetation. *Environ. Manage.* **35**: 726–740. doi: <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0194-7>
- R Development Core Team (2008). R: *A language and environment for statistical computing.* – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Rakonczai, J. (2011): Az Alföld tájváltozásai és a klímaváltozás – In: Rakonczai J. (szerk.): *Környezeti változások és az Alföld.* Nagyalföld Alapítvány 7. Békéscsaba. pp. 137–148.
- Ridolfi, L., D’Odorico, P. & Laio, F. (2006): Effect of vegetation– water table feedbacks on the stability and resilience of plant ecosystems. – *Water Resour. Res.* **42**: W01201. doi: <https://doi.org/10.1029/2005WR004444>

- Sipos, F. (2015): Természetvédelmi problémák a Homokhátságon – In: Iványosi-Szabó, A. (szerk.): *A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság negyven éve*. KNPI Kecskemét. pp. 41–58.
- Sommer, B. & Froend, R. (2014): Phreatophytic vegetation responses to groundwater depth in a drying mediterranean-type landscape. *J. Veg. Sci.* **25**: 1045–1055. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.11.029>
- Szalai, J. (2011): Talajvízszint-változások az Alföldön. – In: Rakonczai, J. (szerk.): *Környezeti változások és az Alföld*. Nagyalföld Alapítvány 7. Békéscsaba. pp. 97–110.
- Szép, T., Margóczy, K. & Tóth, B. (2011): *Biodiverzitás monitorozás*. – Digitális tananyag. Készült a TÁMOP – 4.1.2-08/1/ pályázat keretében. Nyíregyháza. [http://www.nyf.hu/kornyezet/sites/www.nyf.hu/kornyezet/files/tamop/Biodiverzitas\\_monitorozas.pdf](http://www.nyf.hu/kornyezet/sites/www.nyf.hu/kornyezet/files/tamop/Biodiverzitas_monitorozas.pdf)
- Tölgyesi, Cs., Zalatnai, M., Erdős, L., Bátori, Z., Hupp, N. & Körmöczy, L. (2016): Unexpected ecotone dynamics of a sand dune vegetation complex following water table decline. – *J. Plant Ecol.* **9**: 40–50. doi: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtv032>

## Decade long stability of vegetation and groundwater level on a wet meadow in Southern-Kiskunság

Katalin Margóczy<sup>1</sup>, László Körmöczy<sup>1</sup> and György Krnács<sup>2</sup>

<sup>1</sup>University of Szeged, Department of Ecology, H-6726 Szeged, Közép fasor 52. Hungary

<sup>2</sup>Kiskunság National Park Directorate, H-6000 Kecskemét, Liszt Ferenc u., Hungary

e-mail: [margoczy@bio.u-szeged.hu](mailto:margoczy@bio.u-szeged.hu)

Several meters drop of groundwater level has been detected from 1970 in the Kiskunság area. We placed four piezometers in a wet meadow (Csipak-semlyék) in southern Kiskunság in 2004, and in 2007. The piezometers were planted into the patches of four dominant habitat types: a *Molinia* meadow, a salt meadow, a *Puccinellia* - annual salt sward and a closed sand steppe. The groundwater level was detected monthly in the four piezometers. 5 m × 5 m permanent quadrates were established in each habitat patches, and the percent cover of plant species were detected in 2005, 2009, 2014 and 2016 making 5-5 coenological relevés in each patch. The change of the groundwater level was not significant during the study period, trends were not detected even in one of the wells, but the annual fluctuation was considerable. The coenological relevés were processed by Canonical Correspondence Analysis. The habitat types were separated clearly in each year, but the temporal changes were not significant. There were no significant temporal changes in the relative moisture figure (WB) spectra, nor in the naturalness value (SBT-VAL) spectra, only in the D2 habitat, in the first year. We concluded that the vegetation of the Csipak-semlyék is considerably stable, it is not threatened yet by the drop of groundwater level, and the applied conservation management practices seem to be appropriate for saving natural values.

**Keywords:** Southern-Kiskunság, groundwater level, *Molinia* meadows, closed sand steppes, salt meadows, *Puccinellia* and pioneer swards, permanent quadrate.

# Idegenhonos ékszerteknős és mocsári teknős populációk jellegzetességei az Újszegedi Holt-Maroson

Molnár Nóra, Fekete Zsolt és Bokis Alexandra

*Szegedi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék  
Szeged, Középfasor 52.*

*e-mail: [molnarn@bio.u-szeged.hu](mailto:molnarn@bio.u-szeged.hu)*

**Összefoglaló:** Szeged belterületén, az Újszegedi Holt-Maroson végeztünk teknős populációs felméréseket 2017. júniustól szeptemberig. A holtágot végigjárva feljegyeztük a napozó teknősök fajtát és pozícióját. Ezt követően napozó csapdákat helyeztünk ki a holtág 6 pontjára. Célunk volt az idegenhonos teknősök begyűjtése illetve a mocsári teknős populáció felmérése. Minden befogott teknőst lemértünk, leírtuk az esetleges sérüléseiket és a torz páncélformákat. A napozó egyedek felmérésekor 59 mocsári teknőst és 65 idegenhonos teknőst számláltunk. A két és fél hónapos csapdázás során 75 mocsári teknőst és 69 idegenhonos teknőst fogtunk. Az idegenhonos fajok döntő többsége közönséges ékszerteknős. Az ékszerteknősök és mocsári teknősök méreteloszlása eltérő mintázatú. A nőstény ékszerteknősöknél a nagyobb mérettartomány képviselői voltak többségben, míg a mocsári teknősnél a közepes méretűek domináltak. A sérült egyedek aránya a mocsári teknősöknél magasabb volt (20%, az ékszerteknősöknél 11,9%), közülük is a nőstények sérülnek gyakrabban (31,7%). Ha összevetjük a napozó egyedek felmérését a csapdázás eredményével, azt kapjuk, hogy jelentős különbségek adódnak a térbeli eloszlásban.

**Kulcsszavak:** mocsári teknős, ékszerteknős, inváziós faj, méret-eloszlás

## Bevezetés

Az elmúlt évtizedekben a globalizáció hatására nőtt a légi és tengeri áruforgalom, így az egzotikus állatok kereskedelme jelentős méreteket ölt napjainkban, amely elősegíti a nem őshonos fajok megjelenését idegen biotópokban (Arena *et al.* 2012, Lowe *et al.* 2000, Vitousek 1997). A fauna idegen fajok megjelenése egy új környezetben komoly hatással lehet az őshonos populációkra. Táplálkozás, szaporodás illetve fertőző betegségek szempontjából ez jelentős változást idézhet elő az adott életközösségben (Huxel 1999, Mooney & Cleland 2001, Shea & Chesson 2002). Potenciális veszélyt jelentenek azok a különböző édesvízi teknősfajok az őshonos állományokra, melyeket világszerte importálnak egzotikus házi kedvencként. Az egyik legjelentősebb fajuk a közönséges ékszerteknős (*Trachemys*



*scripta*) Észak-Amerikából származik, kereskedelem révén került Európába. Fellelőtlen állattartók gyakran szabadon engedik a megunt ékszerteknősöket természetes vizekben. Magyarországon potenciálisan jelent veszélyt invazív fajként az őshonos növény- és állatvilágra. Élőhely használata nagyon hasonlít a mocsári teknőseire (*Emys orbicularis*), ezért együttes előfordulásuk gyakori. Ilyen esetekben az ékszerteknősök kiszoríthatják élőhelyükről az őshonos mocsári teknősöket (Cadi & Joly, 2003, 2004). Bizonyos dél- és közép-európai országokban szaporodóképes populációkat hozhat létre (Perez-Santigosa et. al. 2008, Sancho & Lacomba, 2016). Emiatt 2014-ben felkerült az Európai Unió számára veszélyt jelentő inváziós idegenhonos fajok jegyzékére (1143/2014/EU sz. rendelet).

## Anyagok és módszerek

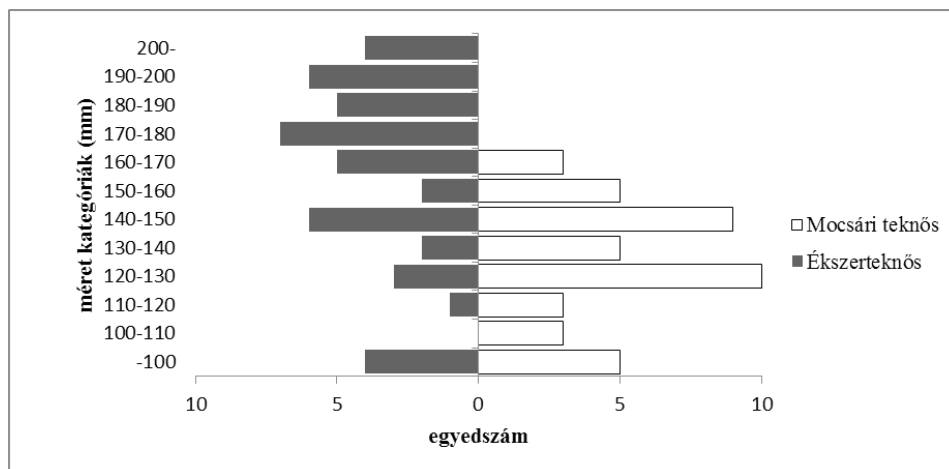
Szeged belterületén, egy helyi jelentőségű védett területen, az Újszegedi Holt-Maroson végeztünk teknős populációs felméréseket. A holtág Szeged város újszegedi városrész frekventált részén terül el mintegy 6 hektár területen. Hossza kb. 4 kilométer átlagos szélessége 10–15 méter, a vízmélység 1–2 méter között változik. Mindkét partján séta- és kerékpárút húzódik. A 2000-es évek elején rehabilitált holtágat a helyi horgászegyesület hasznosítja, évente 15–20 mázsa halat telepítenek. Élőhelyként nagyszámú mocsári teknősnek nyújt otthont. Az utóbbi években megjelentek a Holt-Marosban a díszállatként tartott, és itt szabadon engedett ékszerteknősök is.

2017. június 12-én végigjártuk a Holt-Maros partját, és feljegyeztük a megfigyelt napozó teknősök számát és pozícióját. Ezt követően napozó-csapdákat helyeztünk ki a holtág 6 pontjára, amelyeket 2–3 naponta ellenőriztük. A napozó-csapda olyan élvezefogó csapda, ami egy vízfelszínen lebegő PVC keretből, a kerethez csatlakozó felszín alatt helyezkedő drótháló kosárból, valamint a kereten átívelő deszka pallóból áll. A teknősök a pallót használják napozásra, de megzavarás esetén vízbe vetik magukat. Ha a PVC kereten belül esnek a vízbe, akkor onnan már nem tudnak kiszabadulni (Valdeón *et al.* 2010). A csapdák szeptember 1-ig működtek. Minden befogott teknőst lemértünk (páncélhossz, szélesség, testtömeg), feljegyeztük a nemüket, esetleges sérüléseiket és a torz páncélformákat. A mocsári teknősöket páncélreszelés módszerével jelöltük: a baloldali szegélypajzsokat reszeltük, mindegyik szegélypajzs a kettes számrendszer egy-egy értékének felel meg, így egyedi sorszámokat kaptak a teknősök. Ezek után a mocsári teknősöket visszaengedtük, az ékszerteknősöket eltávolítottuk az élőhelyről.

## Eredmények és megvitatásuk

A napozó teknősök felmérésekor 59 mocsári teknőst és 65 idegenhonos teknőst számláltunk. Napozásra leginkább a vízítők levelét használták, valamint vízbe nyúló vagy vízben úszó fatuskókon is napoztak. A vízparton való sütékérezést csak a mocsári teknős egyedeinél figyeltük meg. A két és fél hónapos csapdázás ideje alatt 75 mocsári teknőst (a fogások száma 96 volt) és 69 idegenhonos teknőst fogtunk. Tehát az egymáshoz viszonyított arányuk mindkét megfigyelési módszerrel hasonló.

Az idegenhonos teknősök döntő többsége közönséges ékszerteknős volt, amelynek mindhárom alfaját sikerült befogni (vörösfulű, sárgafülű és Troost-ékszerteknősöket: *Trachemys scripta elegans*, *T. scripta scripta*, *T. scripta troostii*). Emellett fogtunk 1 kínai csíkkosteknőst (*Mauremys sinensis*) és 1 tarajosteknős fajt (*Graptemys sp.*). Ha a befogott teknősök egyedszáma mellett megnézzük a biomasszájukat, vagyis a csapdázott egyedek össz tömegét is, akkor azt tapasztaljuk, hogy az idegenhonos fajok biomasszája sokkal jelentősebb (idegenhonos teknősök össz tömege: 52187 g, a mocsári teknősök össz tömege: 30013 g). Ez a testnagyságbeli különbségekből is adódik, de az eltérő méreteloszlás valamint az ivararány különbözősége is okozhatja a jelenséget. Mindez arra utal, hogy bár az egyedszámban nincs jelentős különbség, a testi fölényből adódó előnyök az idegenhonos fajoknak kedveznek. Meghatároztuk az ivararányt a mocsári teknősök és a közönséges ékszerteknősök esetében is. Mindkét fajnál a nőstények domináltak, de az ékszerteknősök esetében kétszer annyi nőstényt fogtunk, mint hímeket (nőstény/hím: 2,0 – ékszerteknősök és 1,46 – mocsári teknősök). A 22 hím ékszerteknős egyed közül 18 a vörösfulű alfajhoz tartozott (ez a vörösfulűek közel 44%-át jelenti), ami azért érdekes, mert az általános vélekedés szerint a fogságban tartott vörösfulű ékszerteknősök túlnyomó többsége nőstény a tenyésztési körülmények miatt (Mali *et al.* 2015). A sérült egyedek aránya a csapdázott egyedeknél sokkal magasabb volt a mocsári teknősök esetében (20%), az ékszerteknősöknél ez az arány 11,9% volt. Ha a sérülések súlyosságát is figyelembe vesszük, akkor is a mocsári teknősök érintettebbek, náluk végtaghiányt, csonka farkat és a páncéltörést, repedést is észleltünk, míg a sérült ékszerteknősök többségénél csak kisebb páncélsérüléseket (karcolásokat, fognyomokat) tapasztaltunk. Ha nemeként vizsgáljuk a sérüléseket, azt láthatjuk, hogy az ékszerteknősöknél hasonló arányban sérültek a hímek és nőstények, a mocsári teknősnél viszont a nőstények sokkal nagyobb arányban (31,7%) sérültek, mint a hímek (7,14%). Valószínűleg a tojásrakással együtt járó intenzívebb mozgással magyarázható a nőstények sérülékenysége. A két faj egyedei méretben eltérnek. Ezt nemeként megvizsgáltuk, az ékszerteknősök egyedei mind a hímeknél, mind a nőstényeknél nagyobbak (két-



1. ábra: A befogott nőstény teknősök méret kategóriák szerinti gyakorisága a két fajnál a plastron (haspáncél) hossza alapján.

mintás t-próba eredménye mindkét összehasonlításnál:  $p < 0,001$ ). A befogott egyedek méreteloszlását csak a nőstény egyedeknél elemeztük. A mocsári teknősöknél a közepes mérettartományba tartozott a legtöbb egyed, míg az ékszerteknősöknél a nagyobb mérettartomány egyedei voltak többen (1. ábra), de emellett voltak kis-méretű egyedek is. Ha összevetjük a napozó egyedek felmérését a csapdázás eredményeivel, azt kapjuk, hogy jelentős különbségek adódnak a térbeli eloszlásban. Az 5-ös, 6-os csapda körzetében (Fő fasor és Derkovits utca közötti szakasz) kevés ékszerteknőst láttunk napozni, viszont a befogott egyedek 70%-a innen került elő. Itt nem volt igazán alkalmas napozóhely, a mocsári teknősök is főként a partra húzódtak ki napozni. A 3-as és a 4-es csapda vonzáskörzetében (Bérgyűjtő utca és Fő fasor közötti szakasz) viszonylag sok ékszerteknőst láttunk napozni, leginkább a vízitők levelét preferálták, de nem sikerült őket megfognunk, mindössze 10 egyed került a csapdába két és fél hónap alatt. Ebből is látszik, hogy a napozó-csapda ott működik igazán jól, ahol kevés az alkalmas napozóhely a teknősök számára. A holtág különböző szakaszai eltérő élőhelyi sajátosságokkal jellemezhetők, a teknősök számára fontos napozóhelyek tekintetében mindenképpen.

A közönséges ékszerteknős inváziós fajnak számít Európában, egyre több helyen és egyre nagyobb számban jelenik meg főként lakott területekhez közeli vizes élőhelyeken Magyarországon is. Az Újszegedi Holt-Maroson a megfigyelt teknősök fele idegenhonos teknős volt, ami azt jelenti, hogy a megunt házi kedvencek nagy számban kerülnek ide, és az élőhely kedvező számukra hosszútávon is. Az ékszerteknősök testnagyságbeli fölénye előnyt jelenthet konkurens helyzetben, de a sérülések kisebb aránya is visszavezethető erre. Az ékszerteknős po-

pulációban tapasztalt nagyobb termetű egyedek többségi jelenléte az eredetükkel magyarázható, de a fiatal vörösfülű ékszerteknősök befogása érdekes kérdéseket vet föl. Miután 2006 óta rendelet tiltja az alfaj behozatalát az Európai Közösségbe, kereskedelme és szaporítása is tiltott, így ezek a példányok vagy illegális szaporításból vagy vadon történt szaporodásból származhatnak. Ez utóbbira utal (de nem bizonyítja) a hím egyedek jelenléte, az udvarló és a tojásrakó viselkedés megfigyelése a vizsgált területen. A holtág különböző szakaszai eltérő napozási lehetőségeket nyújtanak a teknősök számára, ez lehet a magyarázata a térbeli eloszlás különbözőségeinek, amelyet a napozó egyedek és a csapdázott egyedek eloszlása tekintetében tapasztaltunk. Ez a megfigyelésünk nem feltétlenül egyezik Cadi & Joly (2003) vizsgálatának eredményével, mely szerint a két faj azonos preferenciát mutat a megfelelő napozóhelyek iránt, ami szerintük felveti a konkurencia lehetőségét is. Habár az eddigi hazai természetvédelmi célú kutatásokban ritkán jelentkezett problémaként a közönséges ékszerteknős jelenléte (Farkas *et al.* 2013, Kovács *et al.* 2004), érdemes figyelmet szentelni ennek a növekvő jelentőségű jelenségnek.

## Irodalomjegyzék

- 1143/2014/EU rendelet (2014): Az Európai Parlament és a Tanács 1143/2014/EU rendelete (2014. október 22.) az idegenhonos inváziós fajok betelepítésének vagy behurcolásának és terjedésének megelőzéséről és kezeléséről.
- Arena, P. C., Steedman, C. & Warwick, C. (2012): *Amphibian and reptile pet markets in the EU: An investigation and assessment*. – Animal Protection Agency, 52 p.
- Cadi, A. & Joly, P. (2003): Competition for basking places between the endangered European pond turtle (*Emys orbicularis*) and the introduced red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*). – *Can. J. Zool.* **81**: 1392–1398. doi: <https://doi.org/10.1139/z03-108>
- Cadi, A. & Joly, P. (2004): Impact of the introduction of the red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). – *Biodivers. Conserv.* **13**: 2511–2518. doi: <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000048451.07820.9c>
- Farkas, B., Halpern, B., Agócs, P., Dankovics, R., Földi, A., Gulácsi, E., Györffy, Gy., Kalmár, Zs., Kiss, I., Kovács, T., Lovász, Zs. E., Molnár, L., Molnár, T. G., Péchy, T., Somlai, T. & Torvaj, L. (2013): Conservation activities for European pond turtles (*Emys orbicularis*) in Hungary. – *Herpetol. Notes* **6**: 107–110.
- Huxel, G. R. (1999): Rapid displacement of native species by invasive species: effects of hybridization. – *Biol. Conserv.* **89**: 143–152. doi: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00153-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00153-0)
- Kovács, T., Anthony, B., Farkas, B. & Bera, M. (2004): Preliminary results of a long-term conservation project on *Emys orbicularis* in an urban lake in Budapest, Hungary. – *Turtle and Tortoise Newsletter* **7**: 14–17.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & de Poorter, M. (2000): *100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the global invasive species database*. – Hollands Printing Ltd, New Zealand, 12 p.

- Mali, I., Wang, H.-H., Grant, W. E., Feldman, M. & Forstner, M. R. J. (2015): Modeling commercial freshwater turtle production on US Farms for pet and meat markets. – *PLoS ONE* **10**: e0139053. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0139053.s001>
- Mooney, H. A. & Cleland, E. (2001): The evolutionary impact of invasive species. – *Proc. Natl. Acad. Sci.* **98**: 446–451. doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.091093398>
- Perez-Santigosa, N., Díaz-Paniauga, C. & Hidalgo-Vila, J. (2008): The reproductive ecology of exotic *Trachemys scripta elegans* in an invaded area of southern Europe. – *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* **18**: 1302–1310. doi: <https://doi.org/10.1002/aqc.974>
- Sancho, V. & Lacomba, J. I. (2016): Expansion of *Trachemys scripta* in the Valencian Community (Eastern Spain). – *Proc. Int. Symp. Fresh Turtles Conserv.* **1**: 41–49.
- Shea, K. & Chesson, P. (2002): Community ecology theory as a framework for biological invasions. – *Trends Ecol. Evol.* **17**: 170–176. doi: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02495-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02495-3)
- Valdeón, A., Crespo-Díaz, A., Egaña-Callejo, A. & Gosá, A. (2010): Update of the pond slider *Trachemys scripta* (Schoepff, 1792) records in Navarre (Northern Spain), and presentation of the Aranzadi Turtle Trap for its population control. – *Aquat. Invasions* **5**: 297–302. doi: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2010.5.3.07>
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. & Melillo, J. M. (1997): Human domination of earth's ecosystems. – *Science* **277**: 494–499. doi: <http://doi.org/10.1126/science.277.5325.494>

# Population features of invasive turtle species and European pond turtle in Holt-Maros

Nóra Molnár, Zsolt Fekete and Alexandra Bokis

*University of Szeged, Department of Ecology  
H-6726 Szeged, Középfasor 52., Hungary  
e-mail: [molnarn@bio.u-szeged.hu](mailto:molnarn@bio.u-szeged.hu)*

Surveys of pond turtle population were performed between June and September 2017 in the locally protected backwater of Maros River, Szeged, Hungary. During the visual observation along the backwater, species and positions of basking specimens were recorded. In addition, basking traps were placed at 6 points of the backwater. Carapax and plastron size and body weight were measured, and injuries and anomalies were recorded for each individual captured. All captured pond turtles were individually marked and released. During visual observation of basking individuals, 59 pond turtles and 65 invasive turtles were recorded. With basking traps, 75 pond turtles and 69 invasive turtles were captured during the 2,5 month collecting period. Three invasive species were found in the study area: majority of invasives was common slider (*Trachemys scripta* – including all the three subspecies), and 1-1 specimen of map turtle (*Graptemys* sp.) and chinese stripe-necked turtle (*Mauremys sinensis*) were captured, respectively. Regarding the sex ratio of common sliders and pond turtles, females dominated in both species (female/male: 2,0 and 1,46, respectively). Size difference between the two species is known but also size-distributions were different. Larger size classes of females dominated in common slider population but among pond turtle females usually the medium-sized individuals dominated. Number of injured individuals was higher among pond turtles (20%) then among common sliders (11,9%). Injuries were more common among females: 31,7% of captured female pond turtles were injured. Comparison of data from visual observation of basking individuals and from trapping resulted in different spatial distribution. This is probably due to different basking opportunities at different sections of the backwater.

**Keywords:** *Emys orbicularis*, common slider, invasive species, size-distribution

# A Biharugrai halastórendszer ökoszisztéma szolgáltatásai a helyiek szemszögéből–többszemponotú szocio-kulturális értékelés

Palásti Péter és Kerepeczki Éva

*Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ, Halászati Kutatóintézet*

*5540 Szarvas, Anna-liget 8.*

*e-mail: [palasti.peter@haki.naik.hu](mailto:palasti.peter@haki.naik.hu)*

**Összefoglaló:** A nagy folyószabályozások mellékhatásaként természetes vizes élőhelyeink kiterjedése, illetve az általuk nyújtott ökoszisztéma szolgáltatások mennyisége és minősége radikálisan lecsökkent. Szerepüket a Biharugrai-halastavakhoz hasonló természetközeli élőhelyek részben pótolhatják, ami miatt hosszútávú hasznosításuk fontos kérdés. Célunk, hogy támogassuk halastavaink fenntartható használatát, azok szolgáltatásainak összegyűjtésével és szocio-kulturális értékelésével valamint, hogy új módszereket alakítsunk ki a szolgáltatások rangsorba állítására. Vizsgálataink során 10 helyi kulcsinformátorral végeztünk strukturált interjúkat a Biharugrai tavak szolgáltatásainak összegyűjtésére majd az így kapott lista alapján szocio-kulturális felmérést készítettünk 3 közeli településen azok fontossági sorrendjének megállapítására egy hazai viszonylatban új, általunk kialakított módszer felhasználásával. Eredményeink között 14 feltárt szolgáltatás szerepel, melyek közül a helyiek a haltermelést, a rekreációt és a faji sokszínűséget sorolták az első három helyre. További, elsősorban a demográfiai tényezők hatásával, a vizsgálandó települések kiválasztásával és az általunk használt módszer előnyeivel kapcsolatos eredményeinkkel korábbi, hazai vizsgálatok megállapításait és eljárásait egészítettük ki.

**Kulcsszavak:** ökoszisztéma szolgáltatások, szocio-kulturális értékelés, Biharugrai-halastavak

## Bevezetés

Magyarországon a 19. század környékén erőteljes igény lépett fel az ország főbb folyóinak szabályozására a gyakori árvizek elleni hatékonyabb védekezés, az új termő- és lakóterületek felszabadítása, illetve a hajózási útvonalak korszerűsítése érdekében (Horoszné 2010, Ungvári 2012). Ebben a szellemiségben kezdődött meg 1846-ban a kor legjelentősebb tájtalakító projektje, a Vásárhelyi Pál-terv (Deák 1996), amely során a Tisza hazai szakaszán végzett kanyarulat átvágásokkal a folyó hosszát végül 1419 km-ről 962 km-re csökkentették (Bezdán 2011, Vágás 1996).

A nagymértékű átalakítások azonban számos nem várt következménnyel jártak, melyek közül kiemelkedik a természetes vizes élőhelyek (pl. mocsarak, lápok) kiterjedésének radikális csökkenése, valamint fennmaradó területeik minőségének leromlása (Somogyi 2000, Ungvári 2012). Utóbbi oka a folyók töltések közeli szorítása, amivel megváltoztatták azok vízutánpótló képességét (tehát az időszakos elöntéseket) és ezáltal azokat a szabályozó funkciókat, melyek a folyók melletti vizes élőhelyeket „stabilan” és változatosan tartották (Csatári *et al.* 2001, Rakonczi 2001, Völgyesi 2005, 2009). Ez a stabilitás és a változatoság az ún. „természeti tőke” két legalapvetőbb forrása (de Groot 2006). Ha lecsökken egy adott terület természeti tőkéje, akkor az megváltoztathatja az általa nyújtott ökoszisztéma szolgáltatások körét és minőségét, sőt egy bizonyos szint után maga az élőhely is tartósan átalakul egy új egyensúlyi állapot felvételével (Kovács *et al.* 2011, Ungvári 2012). Az ilyen degradálódott élőhelyek rehabilitációja költséges és hosszú folyamat (Margóczi 1998), eközben pedig végig megmarad az igény az általuk nyújtott szolgáltatások iránt. Szerencsére nemcsak a természetes élőhelyek tudnak szolgáltatásokat nyújtani: a Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) megfogalmazása szerint az ember által kialakított élőhelyek is képesek rá, sőt Wu és munkatársainak álláspontja szerint (Wu *et al.* 2008) a természetes és a mesterséges területek ökoszisztéma szolgáltatásai nagyon is hasonlítanak egymásra. Ebből kiindulva úgy gondoljuk, hogy extenzív és fél-intenzív módon kezelt, természetközeli élővilággal rendelkező halastavaink segítségével bizonyos mértékben helyettesíthetjük, pótolhatjuk sérült természetes vizes élőhelyeink javait (például a vonuló madárállományok számára nyújtott fészkelőhelyeket), legalábbis a helyreállítások idejére.

Kutatásunk célja, hogy hozzájáruljunk hazánk természetközeli halastavainak fenntarthatóbb használatához és fejlesztéséhez az általuk nyújtott ökoszisztéma szolgáltatások összegyűjtésével és azok több, különböző szempontból történő elemzésével (Martín-López *et al.* 2014), mellyel információforrást nyújthatunk a döntéshozás számára a jövőbeli fenntartási tervek készítéséhez (Kelemen *et al.* 2010).

## Irodalmi áttekintés

### *A Biharugrai-halastavak*

A Biharugrai-halastavak együttesen Magyarország második legnagyobb, körtölteses, természetközeli halastórendszerét alkotják (Bíró 2009, Oláh *et al.* 2009), amely a magyar-román határ közelében helyezkedik el, Békés megye északkeleti



sarkában. Két fő egysége a 28 mederből álló Ugrai-egység (748 ha), illetve a Begécsi-egység, a maga 24 medrével (1172 ha).

Kiépítését 1910-ben kezdték meg, majd szakaszosan újabb és újabb tavakkal egészítették ki, míg végül 1967-re elérte mai méreteit: az első halastavakat (Bodor, Cigány, Csík, Ludas, Szilas) 1913-ra alakították ki, majd a munkálatokat tovább folytatták 1939 és 1944 (Zöldhalmi, Emlék), valamint 1951 és 1959 között (Gazdák). A Begécsi-egység kialakítását szintén az utóbbi időszakban kezdték meg (Nagy-Sziki, Új-tó), amelyet 1962 és 1967 között tovább bővítettek az ún. „Számozott (1–9.)” tavakkal. A vízutánpótlást elsődlegesen a Sebes-Körösből, átemelő szivattyúk segítségével oldják meg, ahonnan a vizet egy 4 km hosszú tápláló betoncsatornán, illetve az azt követő ásott csatornarendszeren keresztül juttatják el a tavakhoz. A lecsapoláskor elvezetett vizet a Holt-Sebes-Körösbe, valamint a Toprongyos-Korhány-csatornába engedik (Tőgye 2006, Tóth 2017).

Ez a halastórendszer jelentős természetvédelmi értékkel bír: a tavak és azok környéke a Kis-Sárrét kistáj részét képezik, ahol a folyószabályozások előtt még elsősorban szikes rétekkel, hátakkal illetve nem szikes mocsarakkal lehetett találkozni, melyeket főleg legeltetésre alkalmaztak (Stefanovits *et al.* 1999). Utóbbi maradványai (pl. Ugrai-rét) több helyen még ma is megtalálhatóak (Juhász *et al.* 2000, Penksza *et al.* 2010). A terület vegetációját megközelítőleg 300 magasabb rendű, köztük 40 védett és 3 fokozottan védett növényfaj alkotja (Duray 2009), faunája pedig kiemelkedően gazdag, elsősorban az itt megfigyelhető, közép-európai szinten is meghatározó, áttelelő és vonuló madárállománynak köszönhetően (Tóth *et al.* 2017, Tőgye 2006).

A kistáj értékeit szerencsére viszonylag korán felfedezték, ennek köszönhetően a halastavakat, valamint a hozzájuk tartozó mocsaras területeket és szikes pusztákat már 1949-ben helyi védelem alá helyezték. Ezután, 1956-ban, a halastavak a Magyar Madártani Egyesülethez kerültek és egy részbeni védettséget kaptak. 1989-ben Fontos Madárélőhelyé (IBA HU30) nyilvánították. Országos védelmet először 1990-ben kapott, amikor a 6/1990. (III. 31.) KVM rendelettel megalakult a 7991 hektár kiterjedésű Biharugra Tájvédelmi Körzet, majd 1997-ben a 3/1997. (I. 8.) KTM rendelettel a Körös-Maros Nemzeti Park része lett (Oláh *et al.* 2009). Ugyanebben az évben felkerült a Ramsari területek listájára is. Területén – amelyből 1424 hektár fokozottan védett (Tóth *et al.* 2017) – már 1993. augusztus 15. óta tiltott a vízivadak vadászata (IUCN 1995).

### *Ökoszisztéma szolgáltatások és azok értékelése*

Az ökoszisztéma szolgáltatások mindazok a kézzel fogható és nem fogható javak/ szolgáltatások, melyekkel a különböző ökológiai rendszerek hozzájárulnak az

emberi társadalom fennmaradásához és jóllétének (well-being) megteremtéséhez (Kelemen 2013).

Napjainkban ezek a szolgáltatások igen nagy szerepet töltenek be a nemzetközi természetvédelmi politikában (Kovács *et al.* 2011), melynek köszönhetően ma már nagy mennyiségben állnak rendelkezésre olyan hazai, de elsősorban külföldi tanulmányok, melyek különböző módszerek segítségével próbálják meg összegyűjteni, majd valamilyen szempont szerint értékelni természetes (Daily 1997, Martín-López *et al.* 2014, Palomo *et al.* 2011) illetve mesterséges élőhelyek (Mathé & Rey-Valette 2015, Reilly *et al.* 2018, Wu *et al.* 2008), szolgáltatásait. Ezek közül manapság egyre nagyobb hangsúly helyeződik azon tanulmányokra, melyek a helyi érdekeltek és különböző rétegek bevonása mellett, ún. szocio-kulturális értékelés kivitelezésével próbálják feltárni egy-egy adott terület szolgáltatásainak rangsorát a rájuk irányuló igények és megítélések alapján (Andersson *et al.* 2015, Chan *et al.* 2012, Kelemen *et al.* 2015, Martín-López *et al.* 2014, Palomo *et al.* 2011). Számos negatív példán keresztül (pl. West 2006) kellett megtanulnunk, hogy az élőhelyek és a természeti értékek fenntartható kezelése illetve az azt szükségessé tevő okok és szándékok teljes körű megértése nem valósítható meg teljes körűen a helyi közösségek véleményeinek bevonása nélkül (Balmford 2002, Pretty 2003). Utóbbiak vizsgálatához több különböző szocio-kulturális módszer (pl. narratív és deliberatív módszerek, jövőkép tervezés stb.) áll rendelkezésre melyek mindegyike más és más erősséggel és gyengeséggel bír. Közülük az egyik legelterjedtebb eljárás az általunk is alkalmazott ún. „preferencia alapú” módszer, ami a szolgáltatások szociális sorrendjét az emberek hozzájuk rendelt tudása, megítélése és értékei alapján adja meg (Santos-Martin *et al.* 2017). Valamennyi módszer kivitelezéséhez társadalom-tudományi technikákra, pl. interjúkra és kérdőívekre van szükség, melyek megfelelő végrehajtásához ma már számos összefoglaló és útmutató áll rendelkezésre (Babbie 2002, Newing *et al.* 2011).

Mindezek ellenére sajnos nagyon kevés olyan kutatással lehet találkozni, melyek a vizes élőhelyeken belül a gazdálkodásba vont természetközeli halastavak ökoszisztéma szolgáltatásaival foglalkoznának (pl. Blayac 2014, Mathé & Rey-Valette 2015). Az egyetlen jelentősebb hazai kivételt Tóth és munkatársainak, 2017-ben elvégzett kutatása jelenti (Tóth *et al.* 2017), amelyben hozzánk hasonlóan a Biharugrai halastórendszer szolgáltatásainak összegyűjtését és szocio-kulturális értékelését tűzték ki célul. Munkájuk során dokumentumelemzés segítségével gyűjtötték össze a Biharugrai-halastavak szolgáltatásait, majd 5 közeli település (Biharugra, Zsadány, Geszt, Mezőgyán, Körösnagyharsány) lakosságának körében végeztek fotótablóval kiegészített kérdőívezést, melyhez a szükséges mintaelemszámot az egyes települések lakosságának méretével ará-

nyosan határozták meg az ún. „kvóta alapú mintavétel” (Lehota 2001, Newing *et al.* 2011) segítségével. A kérdőívekben többek között arra kérték az alanyokat, hogy értékeljék a feltárt szolgáltatásokat egy 1–5-ig terjedő skálán, amely alapján kialakították a szolgáltatások sorrendjét. Eredményeik alapján a helyi lakosság számára a természetes élőhelyek (1.), a környezeti nevelés (2.), a haltermelés (3.), a rekreáció (4.) és az esztétika/tájképi jelentőség (5.) minősült az öt legfontosabb szolgáltatásnak.

Kutatásunk során arra törekedtünk, hogy tovább fejlesszük a természetközeli halastavak vizsgálatára felhasználható módszerek körét, illetve újabb információkkal és javaslatokkal egészítsük ki a kevés korábbi vizsgálat (Tóth *et al.* 2017) eredményeit annak érdekében, hogy a lehető legpontosabb képet nyújthassuk a Biharugrai-halastavak ökoszisztéma szolgáltatásairól és azok megítéléséről.

## Módszerek

### *Szolgáltatásgyűjtés*

A Biharugrai-halastavak által nyújtott ökoszisztéma szolgáltatások összegyűjtésére feltáró jellegű, strukturált interjúkat készítettünk tíz, ún. „kulcsinformátor” bevonásával (Kelemen 2013, Newing *et al.* 2011), akik jelen esetben olyan személyek voltak, akik foglalkozásukból adódóan jól ismerték a tavakat és annak értékeit (pl. természetvédelmi örkerület-vezetők, halgazdaságok koordinátorai, halászok stb.). Jelentős részüket előzetesen választottuk ki, arra törekedve, hogy segítségükkel minél több érdekelt csoport szempontjából alkothassunk képet a tavakról és azok szolgáltatásainak formáiról. A többi interjúalanyt a már meglévők javaslatai alapján kerestük fel az ún. „hólabda módszer” segítségével (Babbie 2002, Newing *et al.* 2011).

A közel 1 órás interjúkat minden esetben egy rövid tájékoztatóval kezdtük, melyben tömören felvázoltuk a kutatás lényegét és az ökoszisztéma szolgáltatásokkal kapcsolatos általános tudnivalókat (fogalom, fő kategóriák). A bevezetést követően bemutattunk az interjúalanyok számára egy előzetes, általános listát, amely tartalmazta hazánk természetközeli halastavainak potenciális ökoszisztéma szolgáltatásait (Kerepeczki *et al.* 2011), majd arra kértük a kulcsinformátorokat, hogy válogassák ki a felsoroltak közül azokat, melyekkel a Biharugrai-halastavak is rendelkeznek (Palomo *et al.* 2011). A szolgáltatások végleges listájára csupán azokat a javakat írtuk fel, melyeket a tíz kulcsinformátorból legalább egy alátámasztott. Mivel kutatásunk egyik legalapvetőbb feladata természetes vizes élőhelyeink helyettesítési lehetőségeinek vizsgálata, ezért a kulcsinformátorok által feltárt javakat a „The Economics of Ecosystem and Biodiversity (TEEB)”

keretrendszere alapján csoportosítottuk (ellátó-, kulturális-, élőhelyi- és szabályzó szolgáltatások), ugyanis az külön kategóriát szentel az élőhelyi szolgáltatások számára (Kovács *et al.* 2011, TEEB 2010).

Az interjúk további részében arról kérdeztük az alanyokat, hogy tapasztaltak-e valamilyen összefüggést, pozitív vagy negatív irányú kapcsolatot, ún. „szinergiákat” és „trade-off” jelenségeket (TEEB 2010, Turkelboom 2016, Ungvári *et al.* 2012) az általuk feltárt egyes szolgáltatások között. Utóbbival azokat az elsődleges szolgáltatásokat próbáltuk kimutatni, melyek változása jelentős hatást gyakorolna a többi szolgáltatásra nézve, és ezért megőrzésük kiemelt fontosságot élvez. Az önkéntes interjúalanyok személyiségi jogainak tiszteletben tartása és az információ szabadabb áramlása érdekében minden résztvevőnek névtelenséget biztosítottunk és valamennyiükkel négy szemközt beszélünk. Az interjúk szövegéről minden esetben jegyzeteket készítettünk, illetve az alanyok előzetes engedélye mellett hangrögzítő segítségével fel is vettük azokat az egyes interjúkról szóló összefoglalók és a fontosabb információk szó szerint való idézése érdekében.

#### *A szolgáltatások szocio-kulturális értékelése*

A preferencia alapú szocio-kulturális értékelés célja az ökoszisztéma szolgáltatások iránti társadalmi igény feltárása azáltal, hogy az érintett közösségek (jelen esetben a Biharugrai-halastavak környékén élő személyek) kinyilvánított ismeretei és igényei alapján sorrendbe állítja a kérdéses szolgáltatásokat és ahhoz figyelembe veszi az emberek választásait befolyásoló különböző társadalmi tényezőket is (Kelemen & Pataki 2014, Martin-López *et al.* 2014, Santos-Martin *et al.* 2017).

Az értékelés elvégzéséhez a kulcsinformátorokkal végzett strukturált interjúkból származó eredményeink alapján létrehoztunk egy preferencia-kérdőívet (Chan *et al.* 2012), amely kivitelezéséhez egy általunk kialakított újfajta módszert alkalmaztunk, amit pár hónappal korábban, 50 alany bevonásával teszteltünk az Akasztói Horgászpark közelében.

A kérdőívezés során egy rövid, kutatásunkkal és az ökoszisztéma szolgáltatásokkal kapcsolatos általános ismertetőt követően arra kértük a résztvevőket, hogy segítség nélkül próbáljanak megemlíteni olyan javakat és szolgáltatásokat, melyeket szerintük a Biharugrai tavak nyújtani képesek. Ezt követően feltártuk előttük a kulcsinformátorok által összeválogatott szolgáltatások listáját, majd arra kértük őket, hogy emeljék ki közülük azon egyéb szolgáltatásokat is, melyeket szerintük az adott tavak szintén nyújtani képesek a korábban felsoroltak mellett, de megemlékezésükre megelégedtek. Az előbbi kérdésre adott válaszok eredményeként valamennyi szolgáltatáshoz rendelhattunk egy ún. „emléksi értéket (e%)”, ami azt mutatja meg nekünk, hogy az egyes szolgáltatásokat a megkérdezettek hány százaléka volt képes magától megemlíteni. Ezzel az értékkel elsődlegesen

a résztvevők előzetes, az általunk felsorolt és kifejtett szolgáltatásokkal (tehát a kérdésfeltevés által) nem befolyásolt tudásának feltárását céloztuk meg (Babbie 2002, Newing *et al.* 2011). Az ezt követő kérdésre adott válaszok alapján mindezt kiegészíthettük egy-egy ún. „kiemelési értékkel ( $k\%$ )” is, amely a szolgáltatások listáról való kiemelésének gyakoriságát reprezentálja.

A kérdőívekben nem kérdeztünk rá az egyes szolgáltatások említésének vagy kiemelésének okára, ugyanis a tesztelések során azt tapasztaltuk, hogy ez a legtöbb alany számára megterhelő feladat volt, aminek gyakran hangot is adtak. Helyette inkább a megkérdezettek és a tavak közti korabeli és jelenlegi személyes kapcsolatokról érdeklődtünk. Célunk ezzel az volt, hogy feltárjuk milyen módon, milyen főbb tevékenységek során jutottak és jutnak alanyaink a rendelkezésükre álló információkhoz.

A szolgáltatásokat, azok  $e\%$  és  $k\%$  értékeinek együttes figyelembe vétele alapján négy népszerűségi csoportba (A, B, C, D) soroltuk, melyeken belül a fontossági sorrendet alapvetően az említési gyakoriság alapján határoztuk meg (utóbbiban a kiemelések gyakorisága leginkább azonos  $e\%$  értékek esetében játszott szerepet): az „A” csoportba a legfontosabb és a köztudatban leginkább elterjedt szolgáltatások tartoznak, melyek népszerűsítésére nincs vagy alig van szükség (jellemzőjük:  $e\% > k\%$ ,  $50\%$ ). A „B” csoportba már a közismert, ám bizonyos mértékű népszerűsítést igénylő szolgáltatások kerültek (jellemzőjük:  $e\% > k\%$ ;  $50\% > e\% > 10\%$ ). Az előzőekkel ellentétben a „C” kategória már a köztudatból elhalványult szolgáltatásokat hordozza, melyek moderált mértékű népszerűsítést igényelnek (jellemzőjük:  $k\% > e\%$ ;  $k\% > 10\%$ ). Mindezeket túl a „D” kategória tartalmazza azokat a köztudatból kiesett szolgáltatásokat, amely népszerűsítését csupán jelentős energia ráfordítás mellett lehetne végrehajtani (jellemzőjük:  $e\%, k\% < 10\%$ ).

A kérdőívek kitöltéséhez az ún. „kvóta alapú mintavétel (quota sampling)” módszerének (Babbie 2002, Newing *et al.* 2011) egy különleges formáját alkalmaztuk: az általunk kijelölt, eltérő tulajdonságokkal bíró három környező településen (Biharugra, Zsadány, Komádi) 40-40 (összesen 120) személyt kértünk fel a kérdőív kitöltésére, majd megfigyeltük, hogy közülük hányan voltak azok, akik témánkat megismerve elvállalták és végrehajtották a feladatot. Kutatásunk során bárkit megkértünk a kérdőív kitöltésére, aki alapkritériumainknak (18. életévét betöltött helyi lakos) megfelelt. Az általunk használt mintavételi technika felhasználásával a Biharugrai-tavak szolgáltatásainak fontossági sorrendje mellett szeretnénk volna feltárni azt a településtípust is, ahol a legkönnyebben lehet megfelelő számú kérdőívet készíteni. A módszerválasztásunk legfőbb okát Tóth és mtsai. 2017-ben kiadott tanulmánya (Tóth *et al.* 2017) adta, ugyanis kutatásukban Tóth és mtsai. a Biharugrai-halastavak szolgáltatásainak szocio-kulturális értékelését

követően nem tudtak szignifikáns különbséget tenni az általuk vizsgált 5 település (Biharugra, Zsadány, Körösnagyharsány, Geszt és Mezőgyán) lakosságának egyes szolgáltatásokra irányuló igényei között. Ez a megállapítás kérdésessé teszi valamennyi település együttes, viszonylag sok időt és ráfordítást igénylő vizsgálatának indokoltságát.

Minden kérdőívet interaktív módon, a lekérdező személyes jelenlétében töltünk ki, hogy ezzel biztosítsuk a segítségnyújtás lehetőségét az alanyok számára (Newing *et al.* 2011). A lekérdezést minden esetben ugyanaz a személy végezte.

Azon személyektől, akik valamilyen oknál fogva visszautasították a kérdőív kitöltését, minden esetben megkérdeztük, hogy szerintük nagy általánosságban milyen javakat nyújthatnak a Biharugrai-halastavak. Eredményeiket szeretnénk volna összehasonlítani a kitöltött kérdőívekből származó rangsorral annak kiderítésére, hogy az tényleg a lakosság főbb véleményét tükrözi-e vagy sem.

#### *A kiválasztott települések leírása*

A kiválasztott települések közül Biharugra egy 896 fővel (KSH 2017) rendelkező község, csupán pár száz méterre ÉNY-ra a halastórendszer Ugrai egységtől. A település történelme szorosan összefonódik a tavak történetével: az Ugrai részen végzett haltermelés és egyéb feladatok (pl. nádaratás) sokáig a helybeliek egyik legmeghatározóbb megélhetési forrását biztosították. A jelenleg működő halgazdaságok (Biharugrai Halgazdaság Kft., Agropoint Kft.) állandó dolgozóinak jelentős része még ma is biharugrai lakos (kulcsinformátor<sup>7</sup> szóbeli közlés).

Zsadány község lakossága 1729 főt (KSH 2017) számlál. Maga a település a Begécsi egységtől néhány km-re, NY-ra helyezkedik el, így története elsősorban ehhez az egységhez kapcsolódik. Ez a kapcsolat azonban már korántsem olyan erőteljes, mint Biharugra és az Ugrai-tóegység között. Ezt támasztja alá az a tény is, hogy a Zsadányiak aránya a halgazdaságokban dolgozók között jelenleg elenyésző (kulcsinformátor<sup>7</sup> szóbeli közlés).

A három település közül Komádi helyezkedik el legtávolabb (kb. 10 km) a Biharugrai halastórendszertől. Az 5228 főt (KSH 2017) számláló várost emiatt csupán kevés korabeli és jelenkori kapcsolat fűzi a tavakhoz (hiszen innen a legnehezebb eljutni hozzájuk).

#### *Demográfiai tényezők vizsgálata*

A kérdőívek készítése során a résztvevők különböző demográfiai tényezőire is rákérdeztünk annak kiderítése érdekében, hogy az egyes tényezőkön belül vizsgált csoportok (pl. nők és férfiak) közül melyek azok, amelyek a legnagyobb befolyást gyakorolták a kérdőívekből származó eredményeinkre (Kelemen *et al.* 2015).

A vizsgált demográfiai tényezők (és azok csoportjai): nem (nő/férfi), életkor (<20 / 20–39 / 40–59 / 60–79 / 80<), foglalkozás (közmunkás, szakmunkás, vállalkozó, nyugdíjas) a tavakhoz való látogatás gyakorisága (kevesebb, mint évi 1-szer / évente min. 1-szer / havonta / hetente / naponta). Elemzésünk során elsősorban azt vizsgáltuk, hogy méretükben mely csoportok emelkedtek ki szignifikánsan a többi közül és gyakoroltak ezzel dominanciát az adott demográfiai tényezőkön belül. Ez alól egyedül a nem volt kivétel, ahol is törekedtünk a nők és a férfiak hasonló arányú bevonására, annak a null-hipotézisnek a tesztelésére, miszerint: a két csoport hasonló gyakorisággal említi meg és emel ki szolgáltatásokat. A kapott eredményeket egy korábbi, szintén hazai kutatás nemekre vonatkozó megállapításaival (Kelemen *et al.* 2015) szerettük volna összehasonlítani. Amennyiben a nemen kívül valamelyik másik demográfiai tényezőkön belül is egyszerre több csoport emelkedett ki hasonló arányban, akkor azok a szolgáltatások említésére és kiemelésére gyakorolt hatását szintén összehasonlítottuk. A csoportok összehasonlítását, azok különböző méretei és a normáltól gyakran eltérő eloszlásai miatt minden esetben Kruskal-Wallis teszt segítségével hajtottuk végre 95%-os megbízhatósági szint mellett. Előzetesen, a normalitás teszteléséhez Shapiro-Wilk tesztet, a varianciák azonosságának megállapításához pedig Levene-tesztet alkalmaztunk. A statisztikai vizsgálatokat Past program segítségével végeztük.

## Eredmények

### *Szolgáltatásgyűjtés*

A tíz kulcsinformátorral végzett strukturált interjú során az alábbi 14 szolgáltatás került kiemelésre a Biharugrai halastavak vonatkozásában (zárójelben az egyes szolgáltatások kategóriája): haltermelés (ellátó), nádtermelés (ellátó), kikapcsolódási lehetőségek (kulturális), esztétikai élmény (kulturális), inspirációs forrás (kulturális), oktatás (kulturális), kutatásra való lehetőség (kulturális), természetközeli élőhelyek (élőhelyi), faji sokszínűség (élőhelyi), tisztább levegő (szabályzó), lokális klímaszabályozás (szabályzó), vízminőség szabályozás (szabályzó), vízraktározás (szabályzó) és talajvízútánpótlás (szabályzó).

A feltárt szolgáltatások között fennálló összefüggésekkel kapcsolatban az interjúalanyok jelentős része a haltermelés folyamatát emelte ki, mint központi, minden más szolgáltatásra hatást gyakorló tényezőt („...*a halgazdálkodásnak, az ahhoz szükséges víznek köszönhetően marad meg itt minden, ez mindenre hatással van...*”(kulcsinformátor6)). Nagy jelentőséget tulajdonítottak a gazdálkodás fokának is: az intenzívebb módon kezelt (elsősorban a Biharugrai Halgazdaság Kft. alá tartozó) tavak esetében a haltermelést egyrészt a tisztább levegővel és a

lokális klíma szabályozásával hozták egyenes arányú kapcsolatba: „...*nincs az, hogy a különböző kotú-szervezetek felszaporodjanak, elgázosodjanak. Azok a növényi rothadó anyagok betermelődnék, elrohadnak... A legjobb levegő a termelő tavakon van, mert nincsenek rothadó növények és a szél is kavarja a levegőt*” (kulcsinformátor5). Másrészt kiemelték, hogy ezek a típusú tavak viszonylag nagy mennyiségű víz minőségének szabályozását, javítását képesek végrehajtani: „...*jön befelé egy meddő víz, ami aztán megtisztul*” (kulcsinformátor5).

A kevésbé intenzív módon kezelt illetve a kezelés alól kivont tavak a megkérdezettek szerint nagy szerepet játszanak a faji diverzitás, a nádtermelés és a legtöbb kulturális szolgáltatás (esztétika, rekreáció, inspirációs forrás, oktatás) biztosítása terén a természetközeli élőhelyek fenntartásán keresztül: „*Mindenki szeretné megelőzni, hogy az élővilág negatív irányba változzon, mert az mind lelkeségében, mind az ökoszisztéma normális működésében, mind pedig a látvány és a turisztika szempontjából sem mindegy...itt minden napra jut valami csoda*” (kulcsinformátor2).

Mindezek mellett többen kiemelték, hogy bár maguk a tavak kevésbé vesznek részt a talajvíz utánpótlásában agyagos talajuk miatt, de az őket ellátó táplálócatornák tapasztalható módon hozzájárulnak a környezetükben lévő mezőgazdasági területek fenntartásához a belőlük elszivárgó víz segítségével: „...*a víz a csatornáknál elfolyik, szabadon...ezek a vízcsorgások mind segítséget jelentenek a mezőgazdaság számára*” (kulcsinformátor5).

#### *A szolgáltatások fontossági sorrendje és csoportosítása*

A Biharugrai-halastavak környékén élő 120 személyből összesen 43-an vállalkoztak a kérdőív kitöltésére, akik közül 27 fő (62,8%) Biharugráról, 9 fő (20,9%) Zsadányból, 7 fő (16,3%) pedig Komádiból származott.

A kérdőívek adatai alapján a helybeliek számára a haltermelés és a rekreációs lehetőségek bizonyultak a két legfontosabb szolgáltatásnak. Utóbbiakat a válaszadók döntő többsége magától, tehát még a lista bemutatása előtt, megemlítette, ami miatt mindkettőt az „A” csoportba soroltuk. A „B” csoportot egyedül a faji sokszínűség alkotja. Minden más szolgáltatás a népszerűsítésre szoruló „C” csoportot gazdagítja, melyek közül a legmagasabb említési értékkel az esztétikai élmény rendelkezett. Olyan szolgáltatást, amely a helyiek számára teljesen ismeretlen lett volna („D” csoport) nem találtunk. A feltárt szolgáltatások listáját, azok fontossági sorrendjével és értékeivel együtt az 1. táblázatban mutatjuk be részletesen.

Azok a személyek, akik ugyan nem töltöttek ki kérdőívet, viszont hajlandóak voltak válaszolni arra a kérdésünkre, hogy szerintük a Biharugrai-halastavak milyen főbb szolgáltatásokat nyújthatnak (77 fő), összesen 36 alkalommal beszéltek



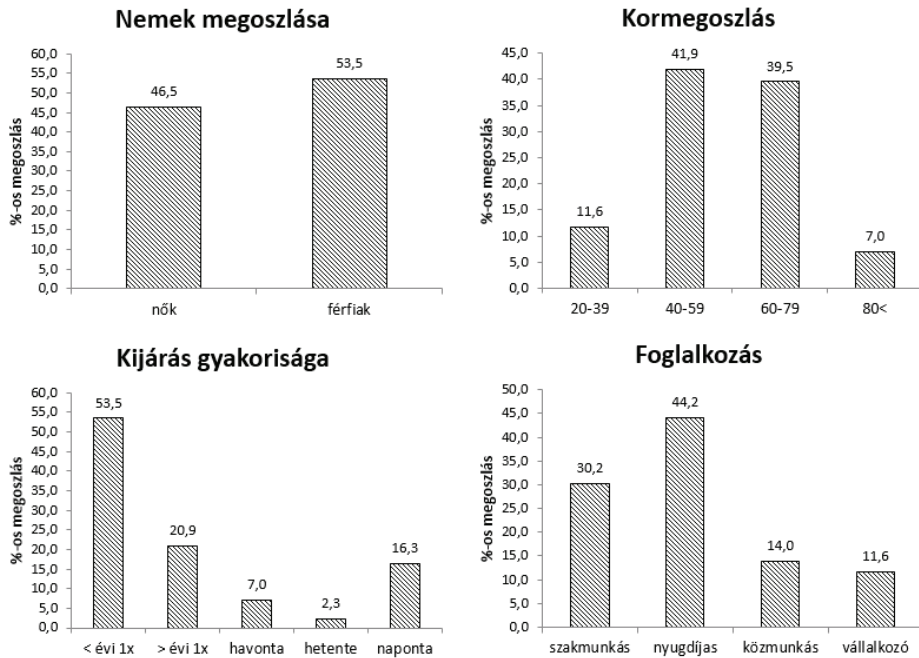
**1. táblázat:** A Biharugrai-halastavak szolgáltatásai és azok fontossági sorrendje (e%: említések százalékos aránya, k%: kiemlések százalékos aránya)

Sorrend	Szolgáltatás	e%	k%	Csoport
1.	Haltermelés	69.0	23.8	A
2.	Kikapcsolódási lehetőség	57.1	21.4	A
3.	Magas fajsúly	45.2	42.9	B
4.	Szép környezet, vonzó táj	40.5	54.8	C
5.	Természetes élőhelyek	14.3	69.0	C
6.	Oktatás	11.9	69.0	C
7.	A városhoz képest tisztább levegő	9.5	88.1	C
8.	Inspirációs forrás	4.8	50.0	C
9.	Vízbe került szennyeződések csökkentése	2.4	78.6	C
10.	Nádtermelés	2.4	69.0	C
11.	A városhoz képest egyenletesebb hő- és csapadékeloszlás	2.4	64.3	C
12.	Kutatásra való lehetőség	2.4	50.0	C
13.	Talajvizutánpótlás	0.0	61.9	C
14.	Vízviszartartás és raktározás	0.0	50.0	C

nekünk a haltermelésről, mint nyújtott szolgáltatásról, 32-szer a kikapcsolódási lehetőségekről (A), 7-szer a faji sokféleségről (B), 5-ször az esztétikai élményről (C) illetve 1-1-szer hivatkoztak még a tiszta levegőre (C), a kutatásra való lehetőségre (C), a vízminőség szabályozásra (C) és az oktatásra (C) is. Ez az említési sorrend hasonló mintázatot mutat a kérdőívek kiértékeléséből származó rangsorral, amely bizonyos mértékben alátámasztja kapott eredményeinket. Ennek szemléltetésére valamennyi előbb felsorolt szolgáltatás mellett feltüntettük, hogy azok mely népszerűségi csoportba kerültek besorolásra a kérdőívek kiértékelése alapján.

### *Demográfiai tényezők*

Nem: vizsgálataink során a nemek hasonló arányban képviseltették magukat 20 nő (46,5%) és 23 férfi (53,5%) részvételével (1. ábra). A két csoport között nem találtunk szignifikáns eltérést 95%-os megbízhatósági szint mellett sem az ismert (Shapiro-Wilk-teszt:  $p_N=0,3706$ ,  $p_F=0,0454$ ; Levene-teszt:  $p=0,1095$ ; Kruskal-Wallis teszt:  $p=0,8914$ ), sem a kiemelt szolgáltatások (Shapiro-Wilk-teszt:  $p_N=0,0099$ ,  $p_F=0,0007$ ; Levene-teszt:  $p=0,9534$ ; Kruskal-Wallis teszt:  $p=0,2599$ ) számában, amiből arra következtettünk, hogy a nemnek valószínűleg nincs számottevő hatása az emberek szolgáltatás ismeretére.



1. ábra: A szocio-kulturális értékelésben részt vevő személyek demográfiai adatai.

Foglalkozás: túlsúlyban voltak a nyugdíjban részesülő személyek (19 fő, 44,2%) illetve a szakmukából élők (13 fő, 30,2%), ám mellettük, kis számban ugyan, de képviseltették magukat közmunkások (6 fő, 14%) és vállalkozók (5 fő, 11,6%) is (1. ábra). Mivel a szakmunkások és a nyugdíjasok részvételének aránya egyaránt magas és egymáshoz viszonylag hasonló volt, ezért a két csoport szolgáltatásokkal kapcsolatos ismereteit összehasonlítottuk egymással. Eredményeink szerint a két csoport között 95%-os megbízhatósági szint mellett ugyan nem mutatkozott szignifikáns különbség a szolgáltatások ismeretében (Shapiro-Wilk-teszt:  $p_{\text{szak}}=0,1361$ ,  $p_{\text{nyug}}=0,0974$ ; Levene-teszt:  $p=0,1463$ ; Kruskal-Wallis teszt:  $p=0,0609$ ), viszont azok kiemelésében már igen (Shapiro-Wilk-teszt:  $p_{\text{szak}}=0,2398$ ,  $p_{\text{nyug}}=0,1480$ ; Levene-test:  $p=0,0320$ ; Kruskal-Wallis teszt:  $p=0,0058$ ), ugyanis a szakmunkások átlagosan több szolgáltatást tudtak kiemelni, mint a nyugdíjas korú lakosok.

Életkor: 5 válaszadó (11,6%) tartozott a 20–39 év közötti korosztályba, 18-an (41,9%) a 40–59 év közöttiekhez, 17-en (39,5%) a 60–79 éves csoporthoz és 3-an (7%) a legidősebb, 80 év feletti korosztályba (1. ábra). 20 év alatti személyekkel (akik már betöltötték 18. életévüket) nem tudtunk kérdőívet készíteni a rendelkezésünkre álló idő alatt. Mivel a 40–59 év és a 60–79 év közötti korosztá-

lyok részvételének aránya egyaránt magas és egymáshoz viszonylag hasonló volt, ezért a két csoport szolgáltatásokkal kapcsolatos ismereteit összehasonlítottuk egymással. A statisztikai vizsgálatok alapján a két csoport között sem a szolgáltatások ismerete (Shapiro-Wilk-teszt:  $p_{40-59}=0,0799$ ,  $p_{60-79}=0,2841$ ; Levene-teszt:  $p=0,2295$ ; Kruskal-Wallis teszt:  $p=0,0635$ ), sem pedig azok kiemelése (Shapiro-Wilk-teszt:  $p_{40-59}=0,0003$ ,  $p_{60-79}=0,1708$ ; Levene-teszt:  $p=0,2605$ ; Kruskal-Wallis teszt:  $p=0,2209$ ) terén nincs szignifikáns különbség 95%-os megbízhatósági szint mellett. A további pontosításhoz érdemes kiemelni, hogy a 70 év felettek esetében a szolgáltatások ismeretének és kiemelésének gyakorisága már észrevehetően alulmaradt a többi korosztályhoz képest, ami bizonytalanra teszi megkérdésük jelentőségét.

A tavak látogatásának gyakorisága: a megkérdezettek több mint fele, pontosabban 23 fő (53,5%), évi egy alkalomnál kevesebbszer látogat ki a tavak területére, 9 fő (20,9%) évente legalább egyszer, 3 fő (7%) havonta, 1 fő (2,3%) hetente, 7 fő (16,3%) pedig napi rendszerességgel kerül kapcsolatba a tavakkal (1. ábra). Az évente 1-nél kevesebb alkalommal ellátogató személyek magas arányát elsősorban az idősebb korosztályok dominanciája magyarázza, ugyanis a megkérdezett személyek jelentős része, pontosabban 43-ból 19 fő (44,2%) már átlépte a nyugdíjkorhatárt. Utóbbi személyek közül 16 tartoznak az 1 évnél ritkábban látogatók csoportjába. Az idősebb személyek gyakran maguk hívták fel figyelmünket arra, hogy korukból adódóan már nem járnak rendszeresen a tavakhoz.

Arra a kérdésre, hogy milyen személyes kapcsolatok kötik őket a tavakhoz, a legtöbb helybéli azt a választ adta, hogy már gyermekkorától ismeri azokat. A megkérdezettek 34,9%-a (15 fő) fiatal korában kikapcsolódni (horgászni, túrázni, „nézelődni”), 18,6%-uk pedig dolgozni (főleg nyári munkára) járt oda. Az alanyok 7%-t (3 fő) továbbá valamilyen családi kapcsolat kötötte a tavakhoz. Jelenleg az emberek többsége munkavégzés céljából jár ki (18,6%, 8 fő), ám viszonylag nagy az aránya azoknak is, akik csupán kikapcsolódni szeretnének (14%, 6 fő). Utóbbiban a kilátók nagy szerepet töltenek be, melyeket a helyiek olykor családosan is látogatnak (4,7%, 2 fő). A válaszadók többi része vagy azért keresi fel a tavakat, hogy annak látványában gyönyörködjön (9,3%, 4 fő) vagy pedig azért, hogy halat vásároljon a termelőktől (4,7%, 2 fő).

## Értékelés

Kutatásunk során egy hazai viszonylatban új, általunk kialakított módszert alkalmaztunk a Biharugrai halastórendszer szolgáltatásainak igény alapú szociokulturális értékelésének elvégzéséhez, melyben az általánosan elterjedt listás le-

kérdés és a szolgáltatások fontossági sorrendjének megadása mellett nagyobb hangsúlyt fektettünk az emberek előzetes, a szolgáltatások általunk végzett felsorolásával és kifejtésével nem befolyásolt tudására, hogy azzal eredményeinket a lehető legközelebb állítsuk a valósághoz.

Az egyes szolgáltatások köztudatban elfoglalt helyének jobb szemléltetésére, illetve a népszerűsítésükre irányuló esetleges jövőbeli intézkedések egységesítése és megkönnyítése érdekében, népszerűségi csoportokba soroltuk valamennyi szolgáltatást, melyre a szakirodalomban nem találtunk korábbi esetet. Csoportosításunk rámutat arra a tényre, hogy a Biharugrai-halastavak szolgáltatásainak közel 80%-a népszerűsítésre szorul.

A szolgáltatások előzetes megállapítására a Tóth és mtsai. által alkalmazott dokumentum elemzés módszere mellett (Tóth *et al.* 2017) kulcsinformátorokkal végzett strukturált interjúkészítést is alkalmaztunk egy korábról származó általános lista (Kerepeczki *et al.* 2011) segítségével annak reményében, hogy a reprezentatív módon összeválogatott szakértők tudásával pontosabb képet alkothatunk a fennálló viszonyokról és javakról. Ennek köszönhetően a minket megelőző kutatás eredményeit nemcsak két újabb szolgáltatással egészítettük ki (faji diverzitás, tisztább levegő), de közben azt is megtudtuk, hogy a kulcsinformátorok a haltermelést és a természetes élőhelyek meglétét tekintik a két központi szolgáltatásnak, melyek jelenlétükkel szerintük minden másra hatást gyakorolnak. Megőrzésük kérdését ebből kiindulva elsődleges fontossággal lenne érdemes kezelni.

Az interjúk alapján kialakított és a három közeli, egymástól eltérő tulajdonságokkal rendelkező település (Biharugra, Zsadány, Komádi) lakossága körében bemutatott kérdőívek sikeres kitöltésének százalékos megoszlásai jól szemléltetik, hogy egyenlő számban felkért személyek mellett a többi település együttes eredményeinél majdnem kétszer több kérdőívet, tudunk kitöltetni azon a településen (Biharugrán), amely ugyan a legkisebb lélekszámmal rendelkezett, viszont az előzetes dokumentumelemzések és interjúk alapján a leginkább kötődött a tavakhoz (történelmileg és jelen körülmények szerint is). Utóbbi a Biharugrai, és más, hozzá hasonló hazai halastórendszerek esetében megkérdőjelezi valamennyi település teljes körű, nagy idő és forrásigényű vizsgálatának (Tóth *et al.* 2017) szükségességét.

Fontos kiemelni továbbá, hogy a szakirodalom ajánlásával ellentétben (Santos-Martin *et al.* 2017), mi nem alkalmaztunk 1-5-ig terjedő skálát illetve fényképes tablót a szolgáltatások fontossági sorrendjének meghatározásánál. Ennek oka, hogy bár mindkét módszer emeli a kapott információ mennyiségét, kivitelezésük a gyakorlatban nehézségekbe ütközik (Tóth *et al.* 2017) ugyanis a kérdések skálán történő megválaszolása viszonylag nagy (olykor túl nagy) jártasságot vár el a helyiek részéről mind a tavak, mind pedig az ökoszisztéma szolgáltatások

terén. Ezt támasztja alá, hogy egyik kulcsinformátorunk (tehát a halastavak egyik szakértője), aki alanyként részt vett a minket megelőző kutatásban (Tóth *et al.* 2017) kiemelte, hogy többször nehézséget okozott számára a skálázott értékek pontos megadása. Hogy megkönnyítsük a megkérdezett személyek dolgát, és ezzel növeljük válaszaik megbízhatóságát, mi inkább az egyszerűbb és közérthetőbb ismeri/nem ismeri típusú kérdésekhez ragaszkodtunk.

A fotótablók használatával kapcsolatban Kelemen és mtsai. (Kelemen *et al.* 2015), már korábban kiemelték, hogy még a nagy odafigyelés mellett, szakértői csoportok bevonásával megszerkesztett képek is idézhetnek elő félreértéseket, így ezt a módszert is mellőztük.

A kérdőívek eredményei alapján az azt kitöltő személyeket elsősorban a ki-kapcsolódás és a munka lehetősége köti a tavakhoz, döntő részüknek pedig már gyermekkor óta van valamilyen kapcsolata a területtel. Utóbbiak közül a 40-69 év közöttiek voltak a legnagyobb arányban. Jelentős részük ugyan nyugdíjas korú, ami jól szemlélteti a terület lakosságának elöregedését, viszont azt tapasztaltuk, hogy a legtöbb szolgáltatást mégsem ők, hanem a náluk valamivel alacsonyabb számban megjelenő, a tavak környékét gyakrabban látogató szakmunkások tudták kiemelni számunkra. Ez a tény a velük készített strukturált interjúk számának megnövelését teszi megfontolandóvá. Ennek ellenére nem szabad elfelejteni, hogy a szolgáltatások iránti igények pontos feltárása a lehető legtöbb társadalmi csoport bevonását igényli.

Ezen a terén érdemes kiemelni, hogy Kelemen és munkatársainak (Kelemen *et al.* 2015) eredményeivel ellentétben nem kaptunk szignifikáns eltérést a nemek esetében. Valószínűleg nagy szerepet játszik ebben az a tény, hogy az alacsony mintaelemszám miatt a különböző demográfiai tényezők hatását csupán a szolgáltatások összességében vizsgáltuk. Több kérdőív kitöltése mellett azonban a kutatást tovább lehet fejleszteni a szolgáltatások külön-külön történő elemzésével, hasonlóan az előbb említett kutatáshoz. Az utóbbiak fényében szeretnénk kiemelni, hogy a sikeresen kitöltött kérdőívek száma miatt a kapott eredményeket érdemes alapos körütekintés mellett kezelni.

A közeljövőben szeretnénk tovább folytatni a Biharugrai halastórendszer ökoszisztéma szolgáltatásainak vizsgálatát annak érdekében, hogy eddigi szociokulturális eredményeinket komplex gazdasági és ökológiai értékeléssel egészíthessük ki és ezzel olyan, hatékony fejlesztési tervek megfogalmazását segítsük elő, melyekben a szolgáltatások formái, illetve azok mennyisége, értéke és fejlesztési lehetőségei mellett a helyi tudás is megmutatkozik.

Köszönetnyilvánítás – Köszönet illeti a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság, a Magyar Madártani Egyesület, az Agropoint Kft., a Biharugrai Halgazdaság Kft., a Bihar Közalapítvány munkatársait és minden kulcsinformátort akik segítségünkre voltak az interjúk

készítése során, továbbá minden egyes válaszadót, akik részt vettek kérdőívünk kitöltésében vagy valamilyen formában segítettek munkánkat. Külön köszönettel tartozunk a Bihari Madárvártának a szívélyes vendéglátásért. Jelen munkánk a Kutatói Utánpótlás Elősegítő Program és az Európai Unió Aquaspace projektjének (No.: 633476) támogatásával valósulhatott meg.

## Irodalomjegyzék

- Andersson, E., Nykvist, B., Malinga, R., Jaramillo, F. & Lindborg, R. (2015): A social–ecological analysis of ecosystem services in two different farming systems. – *Ambio*. **44**: 102–112. doi: <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0603-y>
- Babbie, E. R. (ed.) (2002): *The Basics of Social Research*. – Wadsworth Thomson Learning, CA., Belmont, 542 p.
- Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Costanza, R., Farber, S., Green, R.E., Jenkins, M., Jefferiss, P., Jessamy, V., Madden, J., et al. (2002): Economic reasons for conserving wild nature. – *Science* **297**: 950–995. doi: <https://doi.org/10.1126/science.1073947>
- Bezdán, M. (2011): *A szabályozott Tisza vízjárása tulajdonságai a Tiszafüred alatti folyószakaszokon*. – Doktori (PhD) értekezés. SZTE TTIK Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Földtudományok Doktori Iskola, Szeged, 120 p.
- Biró, L. (szerk.) (2009): *Körös-Maros Nemzeti Park – Kis-Sárrét*. – JAVIPA Nyomdaipari Kft., Békéscsaba, 16 p.
- Blayac, T., Mathé, S., Rey-Valette, H. & Fontaine, P. (2014): Perceptions of the services provided by pond fish farming in Lorraine (France). – *Ecol. Econ.* **108**: 115–123. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.10.007>
- Csatári, B., Gaborjákné Dr. Vydareny, K., Kiss, A. & Kovács, A. (szerk.) (2001): *A Tisza-vidék problémái és fejlesztési lehetőségei. A Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium Vidékfejlesztési Főosztálya megbízásából készült Tisza-vidék kutatás-fejlesztési program összefoglalója*. – MTA RKK Alföldi Tudományos Intézete, Kecskemét, 103 p.
- Chan, K., Guerry, A., Balvanera, P., Klain, S., Satterfield, T., Basurto, X., Bostrom, A., Chuenpagdee, R., Gould, R., Halpern, B., Hannahs, N., Levine, J., Norton, B., Ruckelshaus, M., Russell, R., Tam, J. & Woodside, U. (2012): Where are ‘Cultural’ and ‘Social’ in Ecosystem Services? A Framework for Constructive Engagement. – *BioSci.* **62**: 744–756. doi: <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.8.7>
- Daily, G., Postel, S., Bawa, K. & Kaufman, L. (eds.) (1997): *Nature’s Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems*. – Bibliovault OAI Repository, The University of Chicago Press, Chicago, 392 p.
- Deák, A. A. (szerk.) (1996): *A háromszögeléstől a Tisza-szabályozásig*. – Vízügyi Múzeum, Levéltár és Könyvgyűjtemény, Budapest, 128 p.
- de Groot, R. (2006): Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. – *Landsc. Urban Plan.* **75**: 175–186. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.016>
- Duray, B. (2009): *Tájdinamikai vizsgálatok – A tájhasználat-változás és regenerációs potenciál összefüggéseinek modellezése*. – Doktori (PhD) értekezés, Szegedi Tudományegyetem, Földtudományi Doktori iskola, Szeged, 136 p.

- Horoszné Gulyás, M. (2010): *Birtoktervezési és rendezési ismeretek 8., BTR18 modul, Vásárhelyi Terv birtokrendezési összefüggései*. – Nyugat-magyarországi Egyetem, Geoinformatikai Kar, Székesfehérvár, 17 p.
- Nagy, Sz. & Könczey, R. (szerk.) (1995): *Természetvédelem a halastavakon*. – Ikon Kiadó, Budapest, 58 p.
- Juhász, P., Kiss, B., Olajos, P. & Grigorszky, I. (2000): Vízi makroszkópikus gerinctelenek faunisztikai vizsgálata a Körös–Maros Nemzeti Park működési területén. – *Crisicum* 3: 141–156.
- Kelemen, E. (2013): *Az ökoszisztéma szolgáltatások közösségi részvételen alapuló, ökológiai közgazdaságtani értékelése*. – Doktori (PhD) értekezés, SZIE, Környezettudományi Doktori Iskola, 18 p.
- Kelemen, E., Bela, Gy. & Pataki, Gy. (szerk.) (2010): *Módszertani útmutató a természet adta javak és szolgáltatások nem pénzbeli értékeléséhez. ESSRG Füzetek 2/2010*. – SZIE Környezet-, és Tájgazdálkodási Intézet, Környezetgazdaságtani Tanszék, Gödöllő, 24 p.
- Kelemen, E., Lazányi, O., Arany, I., Aszalós, R., Bela, Gy., Czucz, B., Kalóczkai, Á., Kertész, M., Megyesi, B. & Pataki, Gy. (2015): Ökoszisztéma szolgáltatásokról a kiskunsági Homokhátság társadalmának szemszögéből. – *Termvéd. Közlem.* 21: 116–129.
- Kelemen, E. & Pataki, Gy. (2014): Az ökoszisztéma szolgáltatások értékelésének elméleti megalapozása. – In: Kelemen, E. & Pataki, Gy. (szerk.): *Ökoszisztéma szolgáltatások: A természet- és társadalomtudományok metszéspontjában*. – SZIE KTI – ESSRG, Gödöllő –Budapest, pp. 37–57.
- Kerepeczki, É., Gyalog, G., Halasi-Kovács, B., Gál, D. & Pekár, F. (2011): Extenzív halastavak ökológiai értékei és funkciói. – *Halászatfej.* 33: 47–54.
- Kovács, E., Kelemen, E. & Pataki, Gy. (2011): Ökoszisztéma szolgáltatások a tudományterületek és a szakpolitikák metszéspontjaiban. – *Termvéd. Közlem.* 17: 1–11.
- KSH, Központi Statisztikai Hivatal (2017): *Magyarország közigazgatási helynévkönyve, 2017. január 1*. – Központi Statisztikai Hivatal, Budapest, 227 p.
- Lehota, J. (szerk.) (2001): *Marketingkutató az agrárgazdaságban*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 233 p.
- Margóczy, K. (szerk.) (1998): *Természetvédelmi biológia*. – JATE Press, Szeged, 108 p.
- Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., García-Llorente, M. & Monte, C. (2014): Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. – *Ecol. Ind.* 37: 220-228. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.003>
- Mathé, S. & Rey-Valette, H. (2015): Local knowledge of pond fish-farming ecosystem services: management implications of stakeholders' perceptions in three different contexts (Brazil, France and Indonesia). – *Sustainability* 7: 7644–7666. doi: <https://doi.org/10.3390/su7067644>
- MEA, Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystem and Human Well-being: Synthesis*. – World Resource Institute, Washington DC., 137 p.
- Newing, H., Eagle, C. M., Puri, R. K. & Watson, C. W. (eds.) (2011): *Conducting research in conservation. Social science methods and practice*. – Routledge Taylor Francis Group, London and New York, 376 p.
- Oláh, J., Pekár, F. & Váradi, L. (szerk.) (2009): *Extenzív halastavi gazdálkodás és ökoturisztikai fejlesztés, Biharugrai-halastavak esettanulmány*. – MME, Biharugra-Budapest, 27 p.
- Palomo, I., Martín-López, B., López-Santiago, C. & Montes, C. (2011): Participatory scenario planning for protected areas management under the ecosystem services framework: the Doñana social-ecological system in southwestern Spain. – *Ecol. Soc.* 16: 23.
- Penksza, K., Házi, J., Héjja, P., Nagy, A., Bajor, Z., Sutyinszki, Zs., Malatinszky, Á. & Szentes, Sz. (2010): Cönológiai vizsgálatok Biharugra környéki mocsári területeken. – *Crisicum* 6: 95–116.

- Pretty, J. (2003): Social capital and the collective management of resources. – *Science* **302**: 1912–1914. doi: <https://doi.org/10.1126/science.1090847>
- Rakoczai, J. (2001): *A környezeti változások hatása az alföldi táj átalakulására*. – A Magyar Földrajzi Konferencia 2001 CD kiadványa, 16 p.
- Reilly, K., Adamowski, J. & John, K. (2018): Participatory mapping of ecosystem services to understand stakeholders' perceptions of the future of the Mactaquac Dam, Canada. – *Ecosyst. Serv.* **30**: 107–123. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.01.002>
- Santos-Martin, F., Kelemen, E., Garcia Llorente, M., Jacobs, S., Oteros-Rozas, E., Barton, D., Palomo, I., Hevia, V. & Martín-López, B. (2017). Socio-cultural valuation approaches. – In: Benjamin, B. & Joachim, M. (eds.) (2017): *Mapping Ecosystem Services, Chapter: 4.2*. Pensoft Publishers, Sofia, pp. 104–114.
- Somogyi, S. (szerk.) (2000): *A XIX. századi folyószabályozások és ármentesítések földrajzi és ökológiai hatásai Magyarországon*. – MTA FKI, Budapest, 302 p.
- Stefanovits, P., Filep, Gy. & Füleki, Gy. (szerk.) (1999): *Talajtan*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 470 p.
- TEEB, Pushpam, K. (ed.) (2010): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. – Earthscan, London and Washington, 410 p.
- Tóth, F., Jancsovszka, P., Kerepeczki, É. & Kelemen, E. (2017): A Biharugrai-halastavak ökoszisztéma-szolgáltatásainak szociokulturális értékelése. – *Termvédelmi Közlem.* **23**: 224–241. doi: <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2017.23.224>
- Tógye, J. (2006): *Természetvédelem mesterséges halastavakon – A Biharugrai-halastavak*. – Szakmérnöki diplomadolgozat, Debreceni Egyetem, Mezőgazdaságtudományi Kar, Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék, Debrecen, 87 p.
- Turkelboom, F., Thoonen, M., Jacobs, S., García-Llorente, M., Martín-López, B. & Berry, P. (2016): Ecosystem services trade-offs and synergies (draft). – In: Potschin, M. & Jax, K. (eds.): *OpenNESS Ecosystem Services Reference Book*.
- Ungvári, G., Molnár, Zs., Varga, Gy. & Ellison, D. (szerk.) (2012): Ökoszisztéma-szolgáltatások nagyságrendi becslése vízgyűjtő szinten a vízkörforgást leíró vízháztartási jellemzők alapján. – Műhelytanulmány (working paper). Regionális Energiagazdálkodási Kutatóközpont, Budapest, 31 p.
- Vágás, I. (1996): Gondolatok Vásárhelyi Pál Tisza-szabályozási tervéből. – *Hidr. Közl.* **6**: 336.
- Völgyesi, I. (2005): Mennyit termelhetünk a felszín alatti vízkészletekből? – *Hidr. Közl.* **5**: 20–24.
- Völgyesi, I. (2009): Ökológiai vízigény, vagy megfelelő talajvízszintek. – *Hidr. Közl.* **5**: 53–56.
- West, P. (ed.) (2006): *Conservation is our government now: The politics of ecology in Papua New Guinea*. – Duke University Press, NC., Durham, 352 p.
- Wu, Y., Jie, C., Bin, X., Changhui, P. & Ying, G. (2008): Ecosystem service value assessment for constructed wetlands: A case study in Hangzhou, China. – *Ecol. Econ.* **68**: 116–125. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.02.008>



# The Biharugra fishpond systems' ecosystem services from the locals' view - multiphasic sociocultural valuation

Péter Palásti and Éva Kerepeczki

*National Agricultural Research and Innovation Centre, Institute of Fisheries,  
H-5540 Szarvas, Anna-liget 8, Hungary*

*e-mail: [palasti.peter@haki.naik.hu](mailto:palasti.peter@haki.naik.hu)*

By the sideeffects of the great river regulations, the range of Hungary's natural wetlands' and the quantity and quality of their ecosystem services were decreased. Artificial habitats like the Biharugra fishpond system could partially take their role, what makes their long-term and sustainable usage an important question. Our goal is to support the sustainable use of the country's semi-natural fishponds with the collection and socio-cultural assessment of their services and to create new, better methods for service-ranking. During our study we have performed 10 structured interviews with local key-informants to reveal the list of the Biharugra fishponds' ecosystem services. After that we conducted a survey based socio-cultural assessment in three nearby settlements to put the services in order by the demands of local people, using a new valuation method. So far we have managed to collect 14 relevant services of the ponds, from which fishing, recreation and the diversity of species were the three most favorite services among the locals. With our other results, mostly about the effects of multiple demographic factors, choosing of the most relevant study areas (settlements) and the benefits of our new socio-cultural valuation method, we would like to supplement the findings of other previous studies in the field.

**Keywords:** ecosystem services, sociocultural valuation, Biharugra fishponds

# Kunhalmok élőhely-rekonstrukciójának eredményei a Hortobágyi Nemzeti Parkban

Radócz Szilvia

Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék  
4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

e-mail: [radoczsilvia88@gmail.com](mailto:radoczsilvia88@gmail.com)

**Összefoglalás:** Alföldi körülmények között a kunhalmok kiemelkedő kulturális és tájképi értékeik mellett számos ritka növény- és állatfajnak nyújtanak menedéket. Emiatt kezelésük és rekonstrukciójuk a természetvédelem fontos feladata. Munkánk során négy kunhalmon végeztünk élőhely-rekonstrukciót és növények telepítését. A közönséges ördögcérna (*Lycium barbarum*) mennyisége az alkalmazott kezelés (kaszálás és vegyszeres kezelés) hatására jelentős mértékben visszaszorult, ezáltal a vetett és ültetett célfajok nagy számban meg tudtak telepedni. A magvetés csak a megfelelő talajelőkészítést követően bizonyult sikeresnek. A palántázás és a növény áttelepítés a rossz csíráképeségű növényfajok esetében jó módszernek bizonyult. Az állapot fenntartása érdekében folyamatos utógondozás szükséges, mely során a kaszálást idővel az alacsony intenzitású legeltetés is felválthatja.

**Kulcsszavak:** kulturális ökoszisztéma szolgáltatások, veszélyeztetett fajok, gyeprekonstrukció, egyedi tájérték, növény-áttelepítés

## Bevezetés

A gyepi élőhelyek kiemelkedően nagy biológiai sokféleséggel rendelkeznek, és természeti örökségünk fontos részét képezik (Valkó *et al.* 2016a). Európában az elmúlt évszázadok intenzív tájhasználatára miatt állományaik kiterjedése jelentősen csökkent (Lindborg *et al.* 2015, Hüse *et al.* 2016). Az élőhelyvesztés, fragmentáció, izoláció, valamint a hagyományos gazdálkodási módok megszűnése a természetes élőhelyek degradációjához és a biológiai sokféleség csökkenéséhez vezetett (Valkó *et al.* 2012, Tälle *et al.* 2016). A hagyományos gazdálkodási módok és az egyedi tájértékek megőrzése ezért a természetes élőhelyek és a hozzájuk kötődő kulturális ökoszisztéma szolgáltatások fenntartásához egyaránt hozzájárul (Jones *et al.* 2016). A történelmi tájjelemek és a gyepi biodiverzitás megőrzésének összekapcsolása növelheti a társadalom tudatosságát is (Plieninger *et al.* 2015).

Az őskori temetkezési halmok, amelyeket „kurgánoknak”, illetve „kunhalmoknak” neveznek, ideális célterületei lehetnek a kis léptékű természetvédelmi projekteknek. Méretük néhány száz négyzetmétertől egy hektárig terjed, magasságuk általában 1 és 15 méter között van (Deák *et al.* 2016a). A kunhalmok becsült száma 400–600.000 a sztyeppi régióban (Deák *et al.* 2016a), a sztyeppi életközösségek tipikus élőhelyei (Deák *et al.* 2015, 2018, Novák *et al.* 2009). A halmok különleges alakja és meredek lejtői gyakran megakadályozták a beszántásukat; és így a löszgyepei vegetáció képes volt fennmaradni a kunhalmokon (Deák *et al.* 2016b, Dembicz *et al.* 2016). Azonban a halmok növényzetét egész Euráziában veszélyezteti az emberi zavarásból, fásszárúak terjedéséből és nem megfelelő kezeléssel adódó degradáció (Deák *et al.* 2016a,b, Tóth & Tóth 2011). A halmok fontosságát az Európai Táj Egyezmény is elismerte, ahol a tipikus magyarországi tájalelemek között szerepelnek (Jones 2007, Jones *et al.* 2016). A kunhalmok eredeti vegetációjának helyreállításához sok esetben aktív természetvédelmi beavatkozások szükségesek. Az eredeti élőhelyekre jellemző növényközösségek ugyanis a propagulumok hiánya miatt sokszor nem képesek spontán módon visszatelepedni a degradált élőhelyekre (Baur 2014, Valkó *et al.* 2016b).

A vizsgálat célja négy halom eredeti növényzetének helyreállítása és a gyepekre jellemző növényfajok megtelepítése volt. Az alábbi kérdésekre kerestük a választ: Mely fajok tudnak a legeredményesebben megtelepedni? Melyik módszer a leghatékonyabb a célfajok megtelepedéséhez és hogyan tudjuk fokozni a kezelések hatékonyságát?

## Anyag és módszer

### *Mintaterületek*

Mintaterületeink Egyek-Pusztakócsón, a Hortobágyi Nemzeti Park területén találhatóak (N 47,58°, E 20,92°). A jó minőségű termékeny csernozjom talajok miatt, a térségben a löszgyepek jelentős részét szántóföldekké alakították át, így a löszgyepek főként csak a szántóföldi gazdálkodásra alkalmatlan területeken maradtak fenn, például a kunhalmokon (Deák *et al.* 2014). Munkánk során négy kunhalmon végeztünk természetvédelmi gyeprekonstrukciós beavatkozásokat 2011 és 2014 között. 2011-ben a kunhalmok növényzete degradált állapotot mutatott, azokat fajszegény löszgyep borította. A gyepeken megtalálhatóak voltak a löszgyepei vázfajok, mint például a *Festuca rupicola*, *Poa angustifolia* és *Bromus inermis*. Azonban számos jó kompetitor képességgel rendelkező, természetvédelmi szempontból nem kívánatos gyomfaj is jelen volt a vegetációban (*Bromus sterilis*, *Carduus acanthoides*, *Cirsium arvense*, *Lycium barbarum*) és a löszgyepekre jellemző

kísérőfajok hiányoztak. Célunk a halmokon található gyeppek természetközeli állapotának helyreállítása volt: a *Lycium barbarum* visszaszorítását, magvetéses gyepesítést, növényegyedek kiültetését és áttelepítését tűztük ki célul.

#### *Természetvédelmi beavatkozások*

Két kunhalmot (Filagória: N 47.573271° E 20.942839°, Meggyes: N 47.585222° E 20.973992°) 2011–2014-ig kora tavasszal, nyár végén és ősszel, évi háromszori kézi kaszálással kezeltünk, minden esetben a kaszálékot eltávolítottuk. A másik két kunhalmon (Nyíregyházi: N 47.570090° E 20.951617°, Porosállás: N 47.550524° E 20.881466°) évi egyszeri nyár végi gépi kaszálás volt a kezelés módja. A *Lycium barbarum*-ot a többszöri kaszálással kezeltünk és célzott vegyszeres gyomirtást is végeztünk Medallon injektálással és ecseteléssel 2011 és 2012 őszén. A gyökereket kézi erővel is igyekeztünk eltávolítani, így a növény terjedését sikerült visszaszorítani a Filagória- és Meggyes-halom területén. A kiindulási évben ezen két halom jelentős része be volt növe ördögcérnával.

A kunhalmokon a gyepi mátrixfajokat (*Filipendula vulgaris*, *Salvia austriaca* és a *S. nemorosa*), valamint további 12 kísérőfajt kézi magvetéssel (2013 szeptemberében), míg a ritkább kísérő fajokat palántázással (11 faj), illetve veszélyeztetett populációkból való áttelepítéssel (3 faj) 2014 szeptemberében telepítettük a halmokra (1. táblázat). A magkeverékhez szükséges magokat a régió löszgyepeiből gyűjtöttük be kézi erővel, a kunhalmok 50 km-es körzetében a terület felelősével előre egyeztetett időpontban és helyszínen. A magok esetében nem történt semmiféle mechanikai beavatkozás, begyűjtés után a lehető leghamarabbi időpontban megtisztítottuk, és száraz, hűvös helyen, szobahőmérsékleten tároltuk őket. A magok életképességét csíráztatással vizsgáltuk, fajonként 3 ismétlésben 100 magot csíráztattunk üvegházi körülmények között 2013 októberétől 2014 júniusáig. A magvetéses gyepesítéshez a talajelőkészítés során megfelelő aprómorzsa szerkezetű magágyat készítettünk (kaszálás, rotációs kapa, gereblyezés). A löszgyepekre jellemző három kétszikű mátrixfaj (500 g) és 12 kísérő kétszikű faj (20-20 g) magjait vetettük el (1. táblázat).

A következő év magvetéses gyepesítés felméréseinek eredményei alapján (2. táblázat) sok olyan kétszikű faj volt, mely nem telepedett meg, ezért 2014 szeptemberében a saját magunk által üvegházi körülmények között kinevelt 11 kétszikű faj palántáit ültettük ki (1. táblázat). A kiültetett palánták méretei fajonként eltérőek voltak, de a kiültetésre került palánták mindegyike elérte azt a mérettartományt, mely a megmaradásukhoz szükséges (10–20 cm közötti méret volt a jellemző).

Három védett fajt (*Amygdalus nana*, *Anchusa barrelieri* és *Phlomis tuberosa*) telepítettünk át (1. táblázat) veszélyeztetett természetes populációkból, ahol az út

**1. táblázat:** A négy kunhalomra betelepített fajok listája. (A) magvetéses gyepesítés magtömegei (g/halom), (B) Üvegházi körülmények között felnevelt, kiültetett palánták mennyiségei (tő/halom), (C) veszélyeztetett természetes populációkból áttelepített fajok mennyiségei (tő/halom) A mátrix fajokat csillaggal jelöltük.

	Filagória	Meggyes	Nyíregyházi	Porosállás
(A) Magvetés (g) (2013 őszi)				
<i>Carthamus lanatus</i>		20		
<i>Centaurea pannonica</i>	20	20	20	20
<i>Centaurea sadleriana</i>	20		20	
<i>Centaurea solstitialis</i>	20	20		
<i>Dianthus pontederæ</i>	20	20	20	20
<i>Filipendula vulgaris</i> *	500	500	500	500
<i>Galium verum</i>	20			
<i>Hypericum perforatum</i>	20			
<i>Knautia arvensis</i>	20			
<i>Lotus corniculatus</i>				20
<i>Lycopsis arvensis</i>		20		
<i>Phlomis tuberosa</i>	20	20	20	20
<i>Salvia austriaca</i> *	500	500	500	500
<i>Salvia nemorosa</i> *	500	500	500	500
<i>Silene vulgaris</i>	20	20	20	
(B) Kiültetés (tő) (2014 őszi)				
<i>Carthamus lanatus</i>				
<i>Centaurea pannonica</i>	38	30		
<i>Centaurea sadleriana</i>	50		50	
<i>Dianthus pontederæ</i>	20	20	30	50
<i>Filipendula vulgaris</i>	20	20	30	50
<i>Lotus corniculatus</i>				34
<i>Phlomis tuberosa</i>	32			
<i>Rosa rubiginosa</i>	49			
<i>Salvia austriaca</i>		10	20	50
<i>Salvia nemorosa</i>	30	10	20	50
<i>Silene vulgaris</i>	36	20		
(C) Áttelepítés (tő) (2014 őszi)				
<i>Amygdalus nana</i>	35		25	
<i>Anchusa barrelieri</i>			32	
<i>Phlomis tuberosa</i>	32	10	53	20

**2. táblázat:** A betelepítés eredményessége. (A) magvetéses gyepesítés eredményei (tőszám összesen), (B) üvegházi körülmények között felnevelt, kiültetett palánták megmaradási arányai (tőszám összesen) (C) veszélyeztetett, természetes populációkból áttelepített egyedek megmaradási arányai (tőszám összesen). Csillaggal jelöltük a virágzó egyedekkel rendelkező populációkat.

	Filagória	Meggyes	Nyíregyházi	Porosállás
(A) Magvetés (tő) (2014)				
<i>Carthamus lanatus</i> *		27		
<i>Centaurea pannonica</i>	0	0	0	0
<i>Centaurea sadleriana</i>	0		0	
<i>Centaurea solstitialis</i> *	15	100		
<i>Dianthus pottederae</i>	0	0	0	0
<i>Filipendula vulgaris</i>	0	0	0	0
<i>Galium verum</i> *	24			
<i>Hypericum perforatum</i> *	18			
<i>Knautia arvensis</i> *	8			
<i>Lotus corniculatus</i>				0
<i>Lycopsis arvensis</i> *		27		
<i>Phlomis tuberosa</i>	0	0	0	0
<i>Salvia austriaca</i> *	490	29	0	4
<i>Salvia nemorosa</i> *	386	341	5	21
<i>Silene vulgaris</i> *	5	0	0	
(B) Kiültetés (tő) (2015)				
<i>Carthamus lanatus</i>				
<i>Centaurea pannonica</i> *	4	1		
<i>Centaurea sadleriana</i> *	4		0	
<i>Centaurea solstitialis</i>				
<i>Dianthus pottederae</i>	0	0	0	
<i>Filipendula vulgaris</i>	2	0	0	
<i>Lotus corniculatus</i>				
<i>Phlomis tuberosa</i>	10			
<i>Rosa rubiginosa</i>	37			
<i>Salvia austriaca</i> *		6	1	3
<i>Salvia nemorosa</i> *	30	9	2	18
<i>Silene vulgaris</i> *	2	0		
(C) Áttelepítés (tő) (2015)				
<i>Amygdalus nana</i>	13			
<i>Anchusa barrelieri</i> *			18	
<i>Phlomis tuberosa</i> *	10	3	40	15

menti intenzív kaszálás, vegyszerezés és beszántás veszélyeztette az állományokat. Az áttelepítésénél igyekeztünk a lehető legnagyobb gyeptéglákat kiásni, hogy növeljük a megmaradás sikerességét. A macskahere és a törpemandula esetén körülbelül 50×50 cm-es gyeptéglákat, a kék atracél esetén 30×30 cm-es gyeptéglákat használtunk. A kiültetett palántákat, áttelepített egyedeket karókkal jelöltük, az utógondozásról (locsolás, mulcsozás) folyamatosan gondoskodtunk. Az OMSZ adatai alapján az adott időszakban a Tiszántúlon nagyobb rész napos, száraz idő volt jellemző. A legalacsonyabb éjszakai hőmérséklet 12 és 17 fok között alakult. A legmagasabb nappali hőmérséklet a Tiszántúlon 29, 30 fok volt.

A vetett és kiültetett egyedek halmonkénti egyedszámát és virágzási sikerét 2015 június végén mértük fel.

## Eredmények

A kiindulási állapotot tekintve a Meggyes-halom teljes területén a *Lycium barbarum* borítása 80% volt, melynek aránya a megfelelő kezelések hatására 2015-re 5%-ra csökkent, míg a Filagória-halom esetében 60–80%-os borítás 10%-ra csökkent. A rendszeres utógondozás hatására a halmon korábban nagy borításban jelen levő gyomfajok visszaszorultak és egy természetközeli, fajgazdag, virággazdag gyeppé jött létre.

Megállapítottuk, hogy összesen 12 megtelepített faj virágzó hajtásokat is hozott (2. táblázat). A virágzó fajok legnagyobb arányát a kézi kaszálással kezelt halmon (Filagória és Meggyes) találtuk. A mátrixfajok közül a *Salvia austriaca* és *S. nemorosa*, a kísérő fajok közül a *Centaurea solstitialis* és a *Lycopsis arvensis* megtelepedése volt a legsikeresebb (2. táblázat).

A kiültetett palánták közül a Filagória-halmon telepedett meg a legtöbb növényegyed, különösen a *Phlomis tuberosa* és *Rosa rubiginosa* megtelepedése volt sikeres (2. táblázat). Az áttelepített fajok közül az *Amygdalus nana* egyedek mintegy 30%-a maradt meg a Filagória-halmon. A Nyíregyházi-halomra telepített *Anchusa barrelieri* több mint fele telepedett meg. Az áttelepített *Phlomis tuberosa* egyedeknek a Nyíregyházi- és Porosállás-halmokon mintegy 75%-a maradt meg (2. táblázat).

## Értékelés

Eredményeink alapján elmondható, hogy a halmokon a *Lycium barbarum* jelentős visszaszorulása következtében a vetett és ültetett célfajok jelentős mennyiségben fennmaradtak, virágoztak és magokat érleltek. Kimutattuk, hogy mindhárom

módszer (magvetés, átültetés és áttelepítés) alkalmas lehet a növényfajok megtelepítésére. Eredményeink alapján a módszer kiválasztásakor figyelembe kell venni számos körülményt, például a termőhelyi adottságokat, a kezelési módot, a fajok jellemzőit, a rendelkezésre álló munkaerőt és a pénzügyi korlátokat.

Megállapítottuk, hogy a vetés költséghatékony módszert jelentett a nagy magvú fajok megtelepítésére, míg az üvegházi körülmények között felnevelt palánták kiültetésével garantáltan nagyobb eredménnyel, hosszú távon tudtak megtelepedni a célfajok. Az összes gyűjtött faj magja az üvegházi körülmények között csírázott, de a kemény maghéjú fajok (*Lotus corniculatus*, *Lycopsis arvensis*, *Phlomis tuberosa*, *Salvia austriaca*) és a fészkesvirágzatúak (*Carthamus lanatus*, *Centaurea pannonica* és *C. sadleriana*) csírázási aránya mérsékelt volt. Egyrészt a keményhéjú fajok csírázásához sokszor szükséges a maghéj megsértése (Baskin & Baskin 1998), másrészt a fészkesvirágzatú fajok magjainak csíráképességét sokszor csökkentik a magfogyasztó rovarok (Steffan-Dewenter *et al.* 2001). A magvetés csak talajbolygatást követően sikeres (Klaus *et al.* 2017), ami felhívja a figyelmet a talaj-előkészítés fontosságára (Deák *et al.* 2013). Eredményeink alapján a palántázás és áttelepítés a rossz magprodukciójú, illetve rosszul csírázó növényfajoknál biztosabb eredményt ad a magvetésnél.

Megállapítottuk, hogy a magvetés a kézi kaszálással kezelt halmokon volt a legsikeresebb. A kézi kaszálás a növények csírázásához kedvezőbb mikro-élőhelyek kialakulását eredményezi (Valkó *et al.* 2011), összehasonlítva a gépi kasza által létrehozott homogén vegetációs struktúrával (Humbert *et al.* 2009). Az állapot fenntartása és további javulása érdekében szükséges a halmok további kezelése, minimum évente háromszori kaszálása és a telepített növényegyedek sorsának nyomon követése. Az első években figyelni kell arra, hogy a kiültetett növényegyedet kikerülve kell a kaszálást végezni. A későbbiekben a kaszálást alacsony intenzitású legeltetés is felválthatja.

Köszönetnyilvánítás – Köszönet illeti Valkó Orsolyát, Deák Balázst, Tóthmérész Bélát, Miglécz Tamást, Kelemen Andrászt, Tóth Katalint, Sonkoly Juditot, Kiss Rékát és Tóth Edinát a terepi és üvegházi munkában nyújtott sokrétű segítségükért. Köszönöm Dr. Bartha Sándor és Dr. Tóth Csaba Albert a kézirat bírálata során adott hasznos tanácsait. A helyreállítási projektet a KEOP-3.1.2/2F/09-11-2011-0009 projekt finanszírozta. A tanulmányt és a szerzőt az OTKA PD 111807, NKFI KH 126476, OTKA PD 115627 és OTKA K 116639 projektek támogatták.

## Irodalomjegyzék

Baskin, C.C. & Baskin, J.M. (1998): *Seeds: Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination*. – Elsevier, 1600 p.



- Baur, B. (2014): Dispersal-limited species: A challenge for ecological restoration. – *Basic Appl. Ecol.* **15**: 559–564. doi: <https://doi.org/10.1016/j.baec.2014.06.004>.
- Deák, B., Tölgyesi, Cs., Kelemen, A., Bátori, Z., Gallé, R., Bragina, T.M., Abil, Y.A. & Valkó, O. (2017): Vegetation of steppic cultural heritage sites in Kazakhstan – Effects of micro-habitats and grazing intensity. – *Plant Ecol. Divers.* **10**: 509–520. doi: <https://doi.org/10.1080/17550874.2018.1430871>
- Deák, B., Tóthmérész, B., Valkó, O., Sudnik-Wójcikowska, B., Bragina, T., Moysiyyenko, I., Apostolova, I., Bykov, N., Dembiczy, I. & Török, P. (2016a): Cultural monuments and nature conservation: The role of kurgans in maintaining steppe vegetation. – *Biodivers. Conserv.* **25**: 2473–2490. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1081-2>
- Deák, B., Valkó, O., Török, P. & Tóthmérész, B. (2016b): Factors threatening grassland specialist plants: A multi-proxy study on the vegetation of isolated grasslands. – *Biol. Conserv.* **204**: 255–262. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.023>
- Deák, B., Török, P., Tóthmérész, B. & Valkó, O. 2015: A hencidai Mondró-halom, a löszgyep-vegetáció őrzője. – *Kitaibelia* **20**: 143–149. doi: <https://doi.org/10.17542/kit.20.143>
- Deák, B., Valkó, O., Alexander, C., Mücke, W., Kania, A., Tamás, J. & Heilmeyer, H. (2014): Fine-scale vertical position as an indicator of vegetation in alkali grasslands – Case study based on remotely sensed data. – *Flora* **209**: 693–697. doi: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2014.09.005>
- Deák, B., Valkó, O. & Kapocsi, I. (2013): Általános és alternatív természetvédelmi célú gyeptelepítési módszerek technológiai kivitelezése és költségei. In: Török, P. (szerk.) Gyeptelepítés elmélete és gyakorlata az ökológiai szemléletű gazdálkodásban. Budapest, Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet. pp. 77–82.
- Dembicz, I., Moysiyyenko, I., Shaposhnikova, A., Vynokurov, D., Kozub, L. & Sudnik-Wójcikowska, B. (2016): Influence of isolation and size of a habitat patch on plant species density on kurgans and within other refuges of Ukrainian steppe. – *Biodivers. Conserv.* **25**: 2289–2307. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1077-y>
- Humbert, J.-Y., Ghazoul, J. & Walter, T. (2009): Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. – *Agric. Ecosys. Environ.* **130**: 1–8. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.11.014>
- Hüse, B., Szabó, S., Deák, B. & Tóthmérész, B. (2016): Mapping ecological network of green habitat patches and their role in maintaining urban biodiversity in and around Debrecen city (Eastern Hungary). – *Land Use Policy* **57**: 574–581. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.06.026>
- Lindborg, R., Plue, J., Andersson, K. & Cousins, S.A.O. (2015): Function of small habitat elements for enhancing plant diversity in different agricultural landscapes. – *Biol. Conserv.* **169**: 206–213. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.015>
- Jones, M. (2007): The European Landscape Convention and the question of public participation. – *Landscape Res.* **32**: 613–633. doi: <https://doi.org/10.1080/01426390701552753>
- Jones, P. J., Andersen, E., Capitani, C., Carvalho, Ribeiro, S., Griffiths, G. H., Loupa-Ramos, I., Madeira, L., Mortimer, S. R., Paracchini, M. L., Pinto, Correia, T., Schmidt, A. M., Simoncini, R. & Wascher, D. M. (2016): The EU societal awareness of landscape indicator: A review of its meaning, utility and performance across different scales. – *Land Use Policy* **53**: 112–122. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.01.038>
- Klaus, V., Schäfer, D., Kleinebecker, T., Fischer, M., Prati, D. & Hölzel, N. (2017): Enriching plant diversity in grasslands by large-scale experimental sward disturbance and seed addition along gradients of land-use intensity. – *J. Plant Ecol.* **10**: 581–591. doi: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtw062>
- Novák, T., Nyilas, I. & Tóth, Cs. (2009): Tájökológiai vizsgálatok a Zsolcai-halmok löszgyepein. – *Tájökol. Lapok* **7**: 161–173.

- Plieninger, T., Hartel, T., Martín-López, B., Beaufoy, G., Bergmeier, E., Kirby, K., Montero, M.J., Moreno, G., Oteros-Rozas, E. & Van Uytvanck, J. (2015): Wood-pastures of Europe: Geographic coverage, social–ecological values, conservation management, and policy implications. – *Biol. Cons.* **190**: 70–79. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.014>
- Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U. & Tschamtko, T. (2001): Pollination, seed set and seed predation on a landscape scale. – *Proc. Royal. Soc. B.* **268**: 1685–1690. doi: <https://doi.org/10.1098/rspb.2001.1737>
- Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L. & Milberg, P. (2016): Grazing vs. mowing: a meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. – *Agric. Ecosys. Environ.* **15**: 200–212. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.008>
- Tóth, Cs. & Tóth, A. (2011): The complex condition assessment survey of kurgans in Hungary. In Pető, Á. & Barcsi, A. (szerk.) *Kurgan studies: an environmental and archaeological multiproxy study of burial mounds in the Eurasian steppe zone*. British Archaeological Reports International Series 2238. Oxford: Archaeopress, pp. 9–17.
- Valkó, O., Zmihorski, M., Biurrun, I., Loos, J., Labadessa, R. & Venn, S. (2016a): Ecology and conservation of steppes and semi-natural grasslands. – *Hacquetia* **15**: 5–14. doi: <https://doi.org/10.1515/hacq-2016-0021>
- Valkó, O., Deák, B., Török, P., Kelemen, A., Miglécz, T., Tóth, K. & Tóthmérész, B. (2016b): Abandonment of croplands: problem or chance for grassland restoration? Case studies from Hungary. – *Ecosys. Health Sustainability* **2**: e01208. doi: <https://doi.org/10.1002/ehs2.1208>
- Valkó, O., Török, P., Matus, G. & Tóthmérész, B. (2012): Is regular mowing the most appropriate and cost-effective management maintaining diversity and biomass of target forbs in mountain hay meadows? – *Flora* **207**: 303–309. doi: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2012.02.003>
- Valkó, O., Török, P., Tóthmérész, B. & Matus, G. (2011): Restoration potential in seed banks of acidic fen and dry-mesophilous meadows: Can restoration be based on local seed banks? – *Restor. Ecol.* **19**: 9–15. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00679.x>

# Grassland restoration and plant introduction on four kurgans in the Hortobágy National Park

Szilvia Radócz

*University of Debrecen, Department of Ecology*

*H-4032 Egyetem tér 1, Debrecen, Hungary*

*e-mail: [radoczszilvia88@gmail.com](mailto:radoczszilvia88@gmail.com)*

Linking the conservation of cultural heritage and natural values provides a unique possibility for preserving traditional landscapes and receives an increased awareness from stakeholders and society. Ancient burial mounds are proper objects of such projects as they are iconic landscape elements of the Eurasian steppes and often act as refugia for grassland specialist species. Our aim was to reintroduce grassland plant species to burial mounds for representing them as cultural monuments with the associated biodiversity for the public. We tested the effectiveness of seed sowing, transplanting greenhouse-grown plants and individuals from threatened populations on burial mounds in Hortobágy National Park, Hungary. We answered the following questions: (1) Which method is the most effective for species introduction? (2) Which species can establish most successfully? (3) How does management affect the species establishment rates? We advise to use a combination of seed sowing and transplanting greenhouse-grown plants. We found that sowing was a cost-effective method for introducing large-seeded species, whilst introduction of greenhouse-grown transplants warranted higher establishment rates for a larger set of species. Transplanting adult individuals was more reliable regardless of management regimes, however this method is labour-intensive and expensive. Intensive management, like mowing with heavy machinery and intensive grazing should be avoided in the first few years after introduction. We highlighted that introducing characteristic grassland species on cultural monuments offers a great opportunity to link issues of landscape and biodiversity conservation. Our project demonstrated that by the revitalisation of cultural monuments cultural ecosystem services can also be restored.

**Keywords:** cultural ecosystem services, endangered species, grassland restoration, landscape conservation, landscape element, reintroduction

# A költés sikerességét és a fiókák minőségét befolyásoló tényezők a szalakótánál

Sarlós Dávid és Herényi Márton

Szent István Egyetem, Állattani és Állatökológiai Tanszék  
2100 Gödöllő, Páter Károly u.1.

e-mail: [sarlosd@gmail.com](mailto:sarlosd@gmail.com)

**Összefoglaló:** A szalakóta (*Coracias garrulus*) hazánkban fokozottan védett madárfaj. Védelmének érdekében elengedhetetlenül fontos, hogy biológiáját, életmenetét megismerjük. Vizsgálataink során arra a kérdésre kerestük a választ, hogy a fészkelőhely tulajdonságai miként befolyásolják a madarak költésének sikerességét, valamint a fiókák minőségét. Az adatgyűjtést két helyszínen, a Borsodi-Mezőségben és a Felső-Kiskunságban végeztük 2016-ban és 2017-ben. Eredményeink azt mutatják, hogy a kihelyezett odúk magassága pozitív összefüggésben volt a kirepült fiókák számával. Ennek egyik feltételezhető oka, hogy a magasabban költő madarak idősebbek, és így nagyobb tapasztalattal rendelkeznek, mint alacsonyabban fészkelő társaik. A felső-kiskunsági területen több fióka repült ki, mint a Borsodi-Mezőségben. A két hely közötti különbség okainak feltárása természetvédelmi szempontból is fontos, amely a további vizsgálatok egyik célja is lehet.

**Kulcsszavak:** szalakóta, *Coracias garrulus*, költési siker, fióka minőség, Borsodi-Mezőség, Kiskunság.

## Bevezetés

A rátermettség egyik komponenseként a szaporodási siker döntő fontosságú az egyedek életmenetében. A reprodukció sikerességét számos tényező befolyásolhatja. Madarak esetében ilyen például a területen lévő fészkelőhelyek száma, a táplálékellátottság, a ragadozók jelenléte vagy éppen a költés időzítése. Természetvédelmi szempontból igen fontos a ritka madárfajok szaporodási sikerének vizsgálata. Különösen igaz ez a hosszú távú vonulóakra, hiszen ezek a vonulás során számos veszélynek (pihenőterületek fragmentálódása vagy eltűnése, afrikai szárazodás, vadászat stb.) vannak kitéve, ezért állományuk sokkal sebezhetőbb, mint a rezidens fajoké (Paradis *et al.* 1998). Emellett a klímaváltozás is nagyobb hatással van rájuk (Both *et al.* 2006). A mezőgazdasági területekhez kötődő fajok szintén veszélyeztetettek, Európában többüknél mutattak ki nagymértékű állománycsökkenést az utóbbi időben. Az egyre intenzívebb mezőgazdasági művelés miatt élőhelyeik átalakulnak, feldarabolódnak, eltűnnek, valamint a gépesítés és

a rovarirtószerek használata miatt bekövetkezett táplálékkínálat-csökkenés is negatív hatással van rájuk (Fuller *et al.* 1991, Donald *et al.* 2001, Báldi *et al.* 2004, Newton 2004b, Gregory *et al.* 2005, Tscharntke *et al.* 2005, Batáry *et al.* 2007). Vizsgált madárfajunk, a szalakóta, hazánkban fokozottan védett, Európa-szerte veszélyeztetett. A hazánkban is honos *Coracias garrulus garrulus* elterjedését tekintve palearktikus, Európa és Ázsia mérsékelt övében, az erdőssztyepp jellegű területeken fészkel. Elterjedésének súlypontja Európában van. Kisebb állománya fészkel Északnyugat-Afrikában, az Atlasz térségében. A világállomány több mint fele Európában él, a költő párok számát 110 ezer alattira becsülik (Csörgő *et al.* 2009). A szalakóta a mozaikos jellegű - gyepekkel, extenzív szántókkal, facsoportokkal, öreg, magányos fákkal tarkított - síkvidéki élőhelyek fészkelő madara. Másodlagos odúköltő, elsősorban a zöld küllő által készített fészekodúkat foglalja el, de mesterséges odúkkal is jól telepíthető. Délnyugat-Spanyolországban mutatták ki, hogy a költőpárok száma egyenes arányban növekedett a kihelyezett odúk számával (Avilés *et al.* 2000). Ez felhívja a figyelmet arra, hogy a szalakóta szempontjából értékes élőhelyeken, ahol a természetes költőhelyek száma lecsökkent, költőodúk kihelyezésével stabilizálható és növelhető az állomány. Ezt igazolja Molnár Gyula (1998) vizsgálata is. Csongrád megyében helyezték ki mesterséges fészekodúkat, melynek segítségével a szalakóta által elfoglalt odúk arányát mintegy ötszörösére sikerült megemelni. Jelenleg a magyarországi szalakótaállomány mintegy 80%-a mesterséges odúban fészkel (http1). Ez a madárfaj évente egyszer költ, fészekalja 3–5, ritkán 6 tojásból áll, amin mindkét szülő kotlik. A kotlás általában a harmadik tojás lerakása után kezdődik (Parejo *et al.* 2007). A fiókák 18–19 nap után kelnek ki, és 25–27 napos korukban hagyják el az odút (Fry & Fry 1999). A szalakóta elsősorban bogarakat és egyenesszárnyúakat fogyaszt, de táplálékát kisebb részben kiegészítik emlősök is (Cramp *et al.* 1994). A téli hónapokat Afrikában, az Egyenlítő-től délre (elsősorban Angola, Zambia, Botswana és Zimbabwe térségében) tölti. Állománya az utóbbi időszakban erőteljesen változott, hazai populációjának egyik mélypontja a XX. század végén volt, 1994-ben 500–600 párra (Schmidt 2000), 1998-ban 300–600 párra (Magyar *et al.* 1998) becsülték. Az ezredforduló után számuk növekedésnek indult, 2008-ban 600–1000 párra (Hadarics & Zalai 2008), jelenleg 1500–1600 párra tehető (http2). Az elmúlt évek során számos tanulmány látott napvilágot e madarakkal kapcsolatosan. Vizsgálták vonulásukat (Cтры *et al.* 2014, Rodríguez-Ruiz *et al.* 2014, Emmenegger *et al.* 2014), az ivarok közötti színezetbeli különbséget (Silva *et al.* 2008) éppúgy, mint a kelési aszinkroniát (Parejo *et al.* 2015, Avilés *et al.* 2011) vagy a fiókák védekező hánysát (Parejo *et al.* 2012). Korábbi vizsgálatokból kiderült, hogy a fészkelőhely kiválasztásánál nagyon fontos, hogy sok táplálék (elsősorban ízeltlábúak) legyen az adott területen, illetve legyen „vártafa”, ahonnan a madár tud vadászni (Avilés 2000). Egyes tanulmányok szerint a szalakóták

a fészkek helyét a rendelkezésre álló zsákmány mennyisége, a táplálékállat mérete és a vártafák megléte alapján választják ki (Butler 2001). Dél-Magyarországon, a táplálékkínálat szempontjából az összefüggő gyepterületek mellett a mozaikos területek jelentettek megfelelő élőhelyet a szalakóták számára (Kiss *et al.* 2012). Azonban bőséges táplálékellátottság mellett a madarak költési sikere nagyobb volt egy mezőgazdasági területen, mint egy hagyományos gyepterületen (Kiss *et al.* 2014). Az odúk jelenléte és elhelyezkedése szintén nagyon fontos, a nyitott helyre kihelyezett mesterséges fészkekodúk esetében nagyobb arányú foglалást mutattak ki Spanyolországban (Rodríguez *et al.* 2011, Václav *et al.* 2011). Szintén Délnyugat-Spanyolországban a madarak a legnagyobb költési sikert a fátlan legelőkön kihelyezett mesterséges fészkekodúkból érték el, míg a különböző mezőgazdasági művelési területek közül az öntözött területeken költők sikere mutatta a legalacsonyabb értéket (Avilés & Parejo 2004). Mindezek alapján megállapíthatjuk, hogy a szalakóták sikerességét a fészkelőterület befolyásolja. Emellett azonban fontos szerepe lehet a konkrét fészkelőhely tulajdonságainak is. Délnyugat-Spanyolországban a tavasszal korán megérkező költőpárok az északnyugati irányba néző odúkat preferálták, ugyanakkor nem tettek különbséget az új és a már a korábbi években használt odúk között, ugyanolyan mértékben foglalták el azokat (Rodríguez *et al.* 2011).

Vizsgálataink során két alföldi területen arra kerestük a választ, hogy milyen, a fészkelőhellyel kapcsolatos tényezők befolyásolják a szalakóta költésének sikerességét. Emellett azt is vizsgáltuk, hogy ezek a tényezők milyen kapcsolatban állnak a fiókák minőségével.

## Módszerek

Az adatgyűjtést 2016-ban és 2017-ben végeztük május eleje és július vége között. Ez lefedi a szalakóták teljes költési időszakát. Két mintaterületen dolgoztunk, az egyik a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság kezelésében lévő Borsodi-Mezőség délnyugati részén található nagyjából 8000 hektáros terület (47° 73'É, 20° 81'K), a másik a Felső-Kiskunság Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság kezelésében lévő körülbelül 11.000 hektáros része (47° 15'É, 19° 18'K). Mindkét helyre jellemző, hogy nagy kiterjedésű, nyílt élőhely, ahol szántó- és gyepterületek egyaránt megtalálhatóak kisebb vízfoltokkal és facsoportokkal tarkítva. A területeken az illetékes Nemzeti Park Igazgatóság munkatársai, illetve önkéntes madarászok az 1970-es évektől kezdve több száz „D” típusú mesterséges költőodút helyeztek ki, többségében 2–7 méteres magasságban fákra, illetve különböző műtárgyakra (faoszlop, villanypózna stb.). Ezek közül összesen 64, szalakóták által lakott odút vizsgáltunk. Az odúkat heti két alkalommal ellenőriztük, így nyomon tudtuk

követni a költséket az első tojás lerakásától a fióká kirepüléséig. A fiókákat a kirepülés előtti időszakban, 24–25 napos korukban meggyűrtük, és biometriai adatokat is felvettünk 106 egyednél. A szárny hosszát vonalzóval mértük le milliméteres pontossággal, a tömeg méréséhez pedig Pesolat használtunk 0,1 grammos pontossággal. A madarak testméretének becsléséhez a csüd hosszát is lemértük digitális tolómérővel, 0,1 milliméteres pontossággal.

A madarak kondícióját a csüd-hossz-tömeg lineáris regresszió reziduálisai alapján becsültük (Mackas *et al.* 2010), (2016:  $R^2 = 0,65$ ,  $p < 0,001$ ,  $n = 113$ ; 2017:  $R^2 = 0,52$ ,  $p < 0,001$ ,  $n = 106$ ). A költés kezdetének az első tojás lerakásának dátumát vettük. Az analíziseknél az éves mediántól való eltéréssel számoltunk, hogy az évek hatását kiküszöböljük.

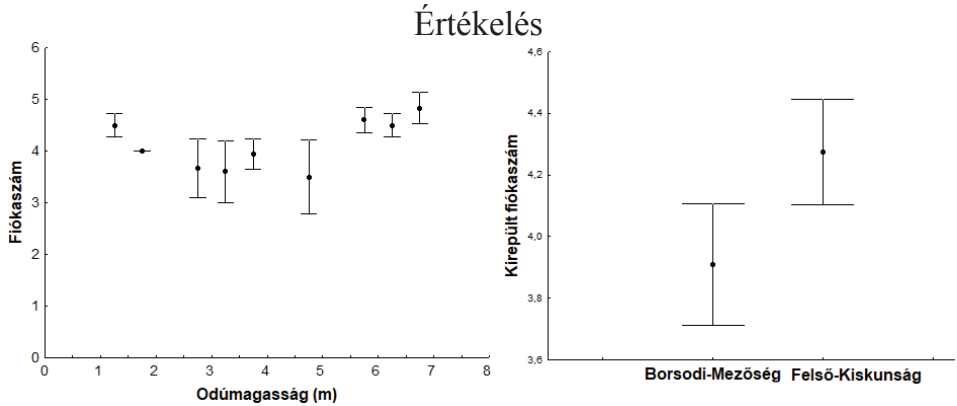
Az adatokat általános lineáris modellek (General Linear Model – GLM) segítségével értékeltük ki (backward stepwise modellszelektációs eljárást alkalmaztunk). Függő változónak a kirepült fióká számát, a fióká kondícióját, illetve szárnyhosszát vettük. Mindhárom modellben kategóriaváltozó volt a vizsgált terület (Borsodi-Mezőség vagy Felső-Kiskunság), és a fészkelőhely típusa (fa vagy mesterséges létesítmény, pl.: villanyoszlop), folytonos változó pedig az odú magassága. Az első két modellben kategóriaváltozóként az év is szerepelt. Emellett a kondíció modelljébe a fióká számát, a szárnyhossz modelljébe pedig a fióká számát és kondícióját folytonos változóként vittük be. Mindkét esetben a random faktor az odú volt. Az elemzésekhez a Statistica 6.0, illetve a random faktoros modelleknél az R programcsomagot használtuk.

## Eredmények

Eredményeink azt mutatják, hogy a kihelyezett odú magassága pozitív összefüggésben volt a kirepült fióká számával ( $F = 5,10$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,028$ ,  $n = 64$ , 1. ábra.), a magasabban elhelyezkedő odúból több utód repült ki. A fióká kondíciójára sem a fiókaszám, sem a kihelyezett odú magassága, sem a fészkelőhely típusa nem volt hatással, ahogy az évek és a mintaterületek között sem találtunk különbséget ebben a változóban. A felső-kiskunsági területen viszont több fióka repült ki, mint a Borsodi-Mezőségben ( $F = 4,36$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,041$ ,  $n = 64$ , 2. ábra.). A 2017-es adatok alapján az elmondható, hogy az utóbbi helyen a tojások kisebb arányban keltek ki (tojásszám: Borsod  $4,47 \pm 0,18$  Kiskunság  $4,40 \pm 0,16$ ; kikelt fióká: Borsod  $3,89 \pm 0,27$  Kiskunság  $4,40 \pm 0,16$ ; átlag  $\pm$  SE  $n=19$ , illetve  $n=10$ ), ám a különbség nem szignifikáns.

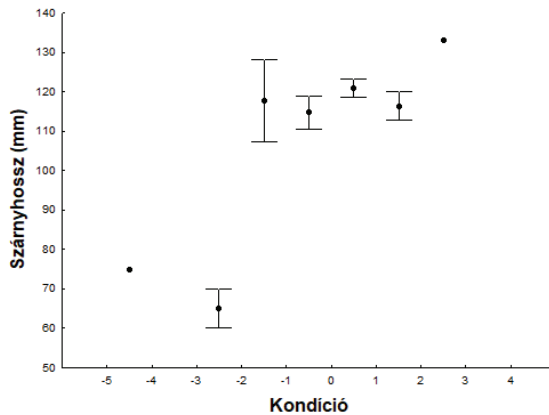
Emellett pozitív összefüggést találtunk a fióká szárnyhossza és kondíciója ( $t = 2,71$ ,  $df = 76$ ,  $p = 0,008$ ,  $n = 105$ , 3. ábra.) között, ám a szárnyhossz és a többi

vizsgált változó között nem volt kapcsolat. A költéskezdesre korrigálva az eredményekben nem volt változás.



1. ábra: A kirepült fiókák száma az odúmagasság függvényében (átlag  $\pm$  SE,  $n = 64$ ).

2. ábra: A kirepült fiókák száma a két mintaterületen (átlag  $\pm$  SE,  $n = 64$ ).



3. ábra: A madarak szárnyhossza a kondíció függvényében (átlag  $\pm$  SE,  $n = 105$ ).

A fiókák száma és kondíciója között nem találtunk kapcsolatot. A kondíció a nagyobb és a kisebb fészekaljú odúkban is hasonló volt. Avilés és munkatársai (1999) spanyolországi szalakótáknál azt találták, hogy kifejezetten a nagy, 6 fiókából álló fészekaljok voltak a legsikeresebbek, itt volt a legkisebb a mortalitás és legmagasabb a kelési arány. Hasonló eredményt kapott Coulson & Porter (1985) csüllőknél (*Rissa tridactyla*), ahol a fiókák túlélése magasabb volt a 3 tojásos fészekaljok esetében, mint a kisebbeknél. A fiókák szárnyhossza és kondíciója



pozitívan korrelált. Ez arra utal, hogy a jól fejlődő (sok táplálékhoz jutó vagy jó minőségű) fiókákat egyaránt sokat tudnak befektetni a testméret növelésébe és a tollak növekedésébe is.

A kihelyezett odúk magassága pozitív összefüggésben volt kirepült fiókákat számával. Ez alapján úgy tűnik, hogy a magasabban lévő odúk jobb fészkelőhelyet jelentenek a szalakótáknak. Ennek egyik lehetséges oka, hogy a magasabban költő szülők genetikai minősége jobb, vagy ezek a madarak idősebbek, és így nagyobb tapasztalattal rendelkeznek. Hasonló eredményt kaptak például Blomqvist és munkatársai (1997) bíbiceknél (*Vanellus vanellus*), ahol a kirepülési siker nőtt a szülők életkorával, illetve a tapasztalattal. Barna kányánál (*Milvus migrans*) pedig a nagyobb tömegű hímek foglalták el a jobb élőhelyeket (Sergio *et al.* 2009). Avilés és munkatársai (2000) azt tapasztalták, hogy a költőterület foglalásakor a szalakóták számára döntő fontosságú a táplálék elérhetősége és a vártafák jelenléte, ahonnan a madár vadászni tud. A másik alternatív magyarázatunk ehhez kapcsolódik, hogy a madarak a magasabban lévő odúkat azért részesítették előnyben, mert onnan jobb volt a kilátás, jobban belátták a táplálkozóterületet, hiszen a költési időszakban a szalakóták az odúk közelében, általában az fészkek 165 méteres körzetében szoktak zsákmányt gyűjteni (Avilés & Parejo 2004, Kiss *et al.* 2012).

Az odúválasztásnál szintén befolyásoló tényező lehet a ragadozók jelenléte (Rodríguez *et al.* 2011). A Borsodi-Mezőségben többször tapasztaltuk, hogy ragadozó emlősök, különösképpen a nyest (*Martes foina*) a szalakóták fészkeit kirabolták, azonban erre külön vizsgálatot nem végeztünk, a meglévő adataink alapján pedig biztosan nem lehet kijelenteni, hogy csak emiatt repült ki több fióka a magasabban lévő okúkból. Természetvédelmi szempontból az odúkihelyezések nagyon fontosak. Számos madárfaj, köztük a szalakóták esetében is kiemelt jelentőséggel bírnak. Saját vizsgálatunk alapján azt elmondhatjuk, hogy a fészkelőhely típusa (fán, oszlopon, gémeskúton, nagyfeszültségű villanypóznán stb. található a mesterséges fészkek) nem befolyásolta a szalakóták költési sikerét. Több, korábban megjelent publikáció foglalkozott azzal, hogy a különböző magasságokban kihelyezett odúkat hogyan preferálják a szalakóták. Bohus (2002) azt tapasztalta, hogy Szlovákiában az átlagos magassága az elfoglalt odúknak 11 méter volt, míg Észtországból az alacsonyabban, 3,5 m-es magasságban lévő odúkat részesítették előnyben madarak (Lütsepp *et al.* 2011). Valószínűleg ebben az is közrejátszott, hogy más területeken folytak a vizsgálatok. A terepi tapasztalataink alapján elmondhatjuk, hogy az alacsonyabban lévő odúban is előszeretettel költöttek a szalakóták. Az odúellenőrzések céljából pedig praktikusabb, ha nem tesszük nagyon magasra odúkat. A visszatérő utódok (rekrutaszám) vizsgálatával tudnánk még több információt nyerni az odúmagasság és a szalakóták költési sikerének kapcsolatáról, azonban ehhez hosszabb távú vizsgálatok kellenek.

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk a Bükk és a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóságok támogatásáért. Külön köszönjük Török Hunornak, Lendvai Csabának, Meszlényi Andrásnak és Vágó Bencének a terepi adatgyűjtésben nyújtott elengedhetetlen segítségét.

## Irodalomjegyzék

- Avilés, J. M., Sánchez, J. M., Sánchez, A. & Parejo, D. (1999): Breeding biology of the Roller *Coracias garrulus* in farming areas of the southwest Iberian Peninsula. – *Bird Study* **46**: 217–223. doi: <https://doi.org/10.1080/00063659909461133>
- Avilés, J. M., Sánchez, J. M. & Parejo, D. (2000): Nest-site selection and breeding success in the Roller (*Coracias garrulus*) in the Southwest of the Iberian peninsula. – *J. Ornithol.* **141**: 345–350. doi: <https://doi.org/10.1007/BF02462244>
- Avilés, J. M. & Parejo, D. (2004): Farming practices and Roller *Coracias garrulus* conservation in south-west Spain. – *Bird Conservation International* **14**: 173–181. doi: <https://doi.org/10.1017/S095927090400022X>
- Avilés, J. M., Parejo, D. & Rodríguez, J. (2011): Parental favouritism strategies in the asynchronously hatching European Roller (*Coracias garrulus*). – *Behav. Ecol. Sociobiol.* **65**: 1549–1557. doi: <https://doi.org/10.1007/s00265-011-1164-8>
- Báldi, A., Verhulst, J. & Kleijn, D. (2004): Eltérő intenzitással kezelt agrárterületek madárközösségeinek összehasonlítása. – *Termvéd. Közlem.* **11**: 449–455.
- Batáry, P., Báldi, A. & Erdős, S. (2007a): Grassland versus non-grassland bird abundance and diversity in managed grasslands: local, landscape and regional scale effects. – *Biodiv. Conserv.* **16**: 871–881. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9135-5>
- Blomqvist, D., Johansson, O. C. & Götmark, F. (1997): Parental quality and egg size affect chick survival in a precocial bird, the lapwing (*Vanellus vanellus*). – *Oecologia* **110**: 18–24. doi: <https://doi.org/10.1007/s004420050128>
- Bohus, M. (2002): On breeding biology of the Roller (*Coracias garrulus*) in the Komárno town surroundings (SW Slovakia, Danubian basin). – *Sylvia* **38**: 51–59.
- Both, C., Bouwhuis, S., Lessells, C. M. & E. Visser, M. (2006): Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. – *Nature* **441**: 81–83.
- Butler S. J. (2001): Nest site selection by the European roller (*Coracias garrulus*) in southern France. – MSc thesis, University of York, UK.
- Catry, I., Catry, T., Granadeiro, J. P., Franco, A. M. A. & Moreira, F. (2014): Unravelling migration routes and wintering grounds of European rollers using light-level geolocators. – *J. Ornithol.* **155**: 1071–1075. doi: <http://doi.org/10.1007/s10336-014-1097-x>
- Coulson, J. C. & Porter, J. M. (1985): Reproductive success of the Kittiwake *Rissa tridactyla*: the roles of clutch size, chick growth rates and parental quality. – *Ibis* **127**: 450–466. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1985.tb04841.x>
- Cramp, S., Perrins, C. M. & Brooks, D. J. (eds) (1994): *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa-birds of the Western Palearctic, Volume 7*. – Oxford University Press, pp. 111–242.
- Csőrgő, T., Karcza, Zs., Halmos, G., Magyar, G., Gyurácz, J., Szép, T., Bankovics, A., Schmidt, A. & Schmidt, E. (eds) (2009): *Magyar madárvonulási atlasz*. – Kossuth kiadó, Budapest, 672 p.

- Donald, P. F., Green, R. E. & Heath, M. F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. – *Proc. R. Soc. B.* **268**: 25–29. doi: <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1325>
- Emmenegger, T., Mayet, P., Duriez, O. & Hahn, S. (2014): Directional shift in migration pattern of rollers (*Coracias garrulus*) from a western European population. – *J. Ornithol.* **155**: 427–433. doi: <http://10.1007/s10336-013-1023-7>
- Fry, C. H., Fry, K. & Harris, A. (eds) (1999): *Kingfishers, bee-eaters, and rollers*. – A handbook. Princeton University Press, Princeton, 344 p.
- Fuller, R. J., Hill, D. & Tucker, G. (1991): Feeding the birds down on the farm: perspectives from Britain. – *Ambio* **20**: 232–237.
- Gregory, R. D., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A. W. G., Noble, D. G., Foppen, R. P. B. & Gibbons, D. W. (2005): Developing indicators for European birds. – *Philos. T. R. Soc. B.* **360**: 269–288. doi: <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1602>
- Hadarics, T. & Zalai, T. (eds) (2008): *Magyarország madarainak névjegyzéke*. – MME Nomenclator Bizottság. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 277 p.
- Kiss, O., Felde, O. & Moskát, Cs. (2012): A mozaikgyepek szerepe a szalakóta (*Coracias garrulus*) táplálkozó területeinek megőrzésében. – *Termvéd. Közlemények* **18**, pp. 276–282.
- Kiss, O., Elek, Z. & Moskát, Cs. (2014): High breeding performance of European Rollers *Coracias garrulus* in heterogeneous farmland habitat in southern Hungary. – *Bird Study* **61**: 496–505. doi: <https://doi.org/10.1080/00063657.2014.969191>
- Lüütsepp, G., Kalamees, A. & Lüütsepp, O. (2011): European Roller *Coracias garrulus* in Estonia 2000–2011. – *Hirundo* **24**: 61–72.
- Mackas, R. H., Green, D. J., Whitehorne, I. B. J., Fairhurst, E. N., Middleton, H. A. & Morrissey, C. A. (2010): Altitudinal migration in American Dippers (*Cinclus mexicanus*): Do migrants produce higher quality offspring? – *Can. J. Zool.* **88**: 369–377. doi: <https://doi.org/10.1139/Z10-013>
- Magyar, G., Hadarics, T., Waliczky, Z., Schmidt, A., Nagy, T. & Bankovics, A. (eds) (1998): *Magyarország madarainak névjegyzéke*. – Nomenclator Avium Hungariae. Budapest-Szeged, 202 p.
- Molnár, Gy. (1998): A szalakóta (*Coracias garrulus*) költésbiológiájának és táplálkozásának vizsgálata a Dél-Alföldön. – *Ornis Hungarica* **8**: 119–124.
- Newton, I. (2004b): The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. – *Ibis* **146**: 579–600. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00375.x>
- Paradis, E., Baillie, S. R., Sutherland, W. J. & Gregory, R. D. (1998): Patterns of natal and breeding dispersal in birds. – *J. Anim. Ecol.* **67**: 518–536. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.1998.00215.x>
- Parejo, D., Silva, N. & Avilés, J. M. (2007): Within-brood size differences affect innate and acquired immunity in roller *Coracias garrulus* nestlings. – *J. Avian. Biol.* **38**: 717–725. doi: <https://doi.org/10.1111/j.2007.0908-8857.04081.x>
- Parejo, D., Amo, L., Rodríguez, J. & Avilés, J. M. (2012): Rollers smell the fear of nestlings. – *Biol. Lett.* **8**: 502–504. doi: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0124>
- Parejo, D., Avilés, J. M. & Expósito, M. (2015): Hatching asynchrony and spring climatic conditions in the European Roller. – *Evol. Biol.* **42**: 443–451. doi: <https://doi.org/10.1007/s11692-015-9337-4>
- Rodríguez, J., Avilés, J. M. & Parejo, D. (2011): The value of nestboxes in the conservation of Eurasian Rollers *Coracias garrulus* in southern Spain. – *Ibis* **153**: 735–745. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2011.01161.x>
- Rodríguez-Ruiz, J., Puente, J., Parejo, D., Valera, F., Calero-Torrallbo, M. A., Reyes-González, J. M., Zajková, Z., Bermejo, A. & Avilés, J. M. (2014): Disentangling migratory routes and wintering

- grounds of Iberian near-threatened European rollers *Coracias garrulus*. – *PLOS one* **9**: e115615. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0115615>
- Schmidt, E. (ed) (2000): *Madárlexikon*. – Anno Kiadó, Budapest, 371 p.
- Sergio, F., Blas, J., Baos, R., Forero, M. G., Donázar, J. A. & Hiraldo, F. (2009): Short- and long-term consequences of individual and territory quality in a long-lived bird. – *Oecologia* **160**: 507–514. doi: <https://doi.org/10.1007/s00442-009-01314-0>
- Silva, N., Avilés, J. M., Danchin, E. & Parejo, D. (2008): Informative content of multiple plumage-coloured traits in female and male European Rollers. – *Behav. Ecol. Sociobiol* **62**: 1969–1979. doi: <https://doi.org/10.1007/s00265-008-0628-y>
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. – *Ecol. Lett.* **8**: 857–874. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Václav, R., Valera, F. & Martínéz, T. (2011): Social information in nest colonisation and occupancy in a long-lived, solitary breeding bird. – *Oecologia* **165**: 617–627. doi: <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1848-1>

Internetes hivatkozások:

http1: <http://www.rollerproject.eu>

http2: <http://www.mme.hu/szalakota>

# Factors affecting breeding success and the quality of nestlings in the European Roller

Dávid Sarlós and Márton Herényi

*University Szent István, Department of Zoology and Animal Ecology,  
H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1., Hungary  
e-mail: [sarlosd@gmail.com](mailto:sarlosd@gmail.com)*

The European Roller (*Coracias garrulus*) is a rare, endangered and protected bird species in Hungary. It is very important that we know the biology and life-history of this species. In this study we investigated how breeding site characteristics affected the breeding success of these birds and the quality of their nestlings. We collected data in 2016 and 2017 in the Borsodi-Mezőség Landscape Protected Area within Bükki National Park, and Felső-Kiskunság within Kiskunsági National Park. We found that the height of nestboxes was positively related to the number of fledglings. One of the reasons of this might be that parents breeding higher are older and have more experience than those that nest on lower place. There were more nestlings that fledged in Felső-Kiskunság than in Borsodi-Mezőség. The evaluation of the difference between those two places is important from a nature conservation point of view which can be the reason for further survey.

**Keywords:** European Roller, *Coracias garrulus*, breeding success, quality of nestlings, Borsodi-Mezőség, Kiskunság.

## A szervesanyag lebontás lehetséges háttérmechanizmusai védett homokpusztagyepeken

Seres Anikó<sup>1</sup>, Szakálas Judit<sup>1</sup>, Nagy Péter<sup>1</sup>, Boros Gergely<sup>1,3</sup>, Kampfl Györgyi<sup>2</sup>, Ónodi Gábor<sup>3</sup> és Kröel-Dulay György<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Szent István Egyetem, Állattani és Állatökológiai Tanszék,  
Páter K. u. 1, H-2100 Gödöllő

<sup>2</sup>Szent István Egyetem, Környezettudományi Intézet, Kémia Tanszék,  
Páter K. u. 1, H-2100 Gödöllő

<sup>3</sup>Magyar Tudományos Akadémia, Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai  
Intézet, 2163, Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.

e-mail: [seres.aniko@mkk.szie.hu](mailto:seres.aniko@mkk.szie.hu)

**Összefoglaló:** A holt szervesanyag lebomlása a szénkörforgalom egyik fontos eleme. Kísérletünk az ExDrain (Extreme Drought and Chronic Rain Manipulation Experiment) projektben kapott lebontási mintázatok magyarázatához szolgáltat adatokat. Eddigi eredményeink alapján jelentős különbségeket találtunk a fülöpházi védett homokpusztagyepeken a két domináns fűfaj (*Festuca vaginata*, *Stipa borysthenica*) hajtásainak és gyökereinek lebomlási sebességében. Azonban arról, hogy a mikrobiális bontáson túl a talajfauna mely tagjai és milyen mértékben vesznek részt a lebontásban, nincsen információnk. Ez egy szélsőségesen száraz terület, a makrofauna tagjai szinte teljesen hiányoznak. Ezért valószínűsíthető, hogy a mezofaunához tartozó ugróvillások nemcsak indirekt módon, a mikroba populációk szabályozásával, hanem direkt módon, a talajba került szervesanyagok elfogyasztásával is jelentős mértékben részt vesznek a lebontó folyamatokban. Laboratóriumi vizsgálatunk során a kérdéseink a következők voltak: (i) kimutatható-e preferencia az ugróvillások táplálékválasztásában a két domináns fűfaj gyökerei és hajtásai, illetve egyazon faj gyökere és hajtása között? (ii) Milyen háttérváltozókkal (a növények kémiai összetétele) magyarázható ez a preferencia? A táplálékválasztási tesztekben kapott eredmények jól magyarázzák az előzetes terepi vizsgálatinkban kapott adatokat, mivel a gyorsabban bomló fűfajok illetve növényi részek iránti preferencia egyértelműen kimutatható volt. A magas lignin- és alacsony N tartalmú táplálékot az állatok mind a laboratóriumban, mind a terepen elkerülték.

**Kulcsszavak:** ugróvillás, táplálékpreferencia, dekompozíció, ürülékszámolás, *Folsomia candida*

### Irodalmi áttekintés

A talajokban a holt szervesanyag tartalom lebomlás sebessége és módja kulcskérdés a gyepek tápanyag-gazdálkodásában. A talajok szervesanyag-tartalmának vál-

tozása a globális klímaváltozás függvényében egy kiemelt kutatási terület, mert a lebomlás sebességének egyik legfontosabb szabályozója a klíma, elsősorban a talaj hőmérséklete és páratartalma (Kirschbaum 1995, van Meeteren *et al.* 2008, Smith 2012). A klímán kívül fontos paraméter a talajba bekerülő szervesanyag minősége, annak kémiai összetétele (Swift *et al.* 1979, Aerts 1997, Almagro & Martinez-Mena 2012). A harmadik meghatározó tényezője a dekompozíciónak a folyamatban résztvevő szervezetek (talajállatok, mikrobák) minőségi összetétele és mennyisége. A talajfaunának elvitathatatlan szerepe van a növényi részek feldarabolásában, amely folyamat során a kémiai bontást végző mikrobák hozzáférhetnek a bontandó szerves anyagokhoz. Ebben a folyamatban, a legtöbb talajtípusban a makrofauna tagjai (gyűrűsférgék, ászkák és ikerszelvényesek) játsszák a legnagyobb szerepet (Slade & Riutta 2012). A mezofauna tagjai (atkák, ugróvillások) is fogyasztanak elhalt szerves anyagokat, de ennek a mennyisége a makrofauna által feltárt növényi részekhez képest elhanyagolható, őket inkább a baktériumok és gombák szelektív fogyasztása révén a lebontó folyamatok szabályozóiként tartjuk számon (Bakonyi 1989). Azonban az olyan szélsőségesen száraz élőhelyeken, mint egy nyílt homokpusztagyep, a makrofauna legtöbb képviselője hiányzik. Irodalmi adatok (Pant *et al.* 2017) és terepi tapasztalataink (Seres *et al.* 2015, Szakály *et al.* 2015) alapján feltételezzük, hogy ezen az élőhelyen az ugróvillások nem csak indirekt módon, a lebontó mikroorganizmusok (baktériumok, gombák) populációinak szabályozásával, hanem direkt módon, a növényi részek elfogyasztásával is jelentős mértékben részt vesznek a lebontó folyamatokban.

A kísérleti területen eddig végzett ugróvillásközösség-szerkezeti vizsgálatok során egy olyan fajt találtak, az *Entomobrya nigriventris*-t, ami dominánsnak bizonyult az ottani közösségben (Flórián *et al.* 2016). A vizsgált mintákban mintegy 90 százalékos volt az előfordulási aránya. Kísérleteinkbe ezt a fajt nem tudtuk bevonni, mert nem sikerült laboratóriumi körülmények között hosszabb ideig életben tartani. Azonban a laboratóriumban könnyen tartható fajok közül is sikerült a területen kimutatni a *Folsomia candida* faj előfordulását ugyanebben a tanulmányban. A legtöbb ugróvillás faj táplálkozási spektruma tág határok között mozog. Fogyaszthatnak többek között különböző mohákat, növényi maradványokat, elhalt szerves anyagokat, gombafajok spóráit, hifáit, baktériumokat, fonálférgeket, algasejteket és zuzmókat (Anderson & Healey 1972; Bakonyi *et al.* 1994; Bakonyi 1998; Gilmore & Potter 1993). Ezen kívül fontos szerepük lehet a talajban élő szaprofita és mikorrhiza gombák terjesztésében is (Seres és Bakonyi 2002, Seres *et al.* 2003). Több vizsgálatban is kimutatták, hogy ezek az állatok finom skálán (akár gomba törzsek között is különbséget téve) képesek válogatni a felkínált táplálékok között és szükségleteiknek megfelelően állítják össze az

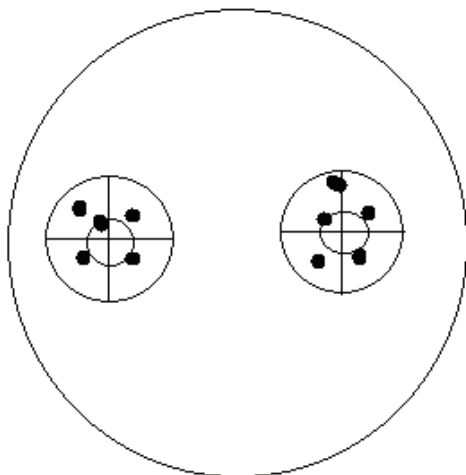
étrendjüket, a számukra nem elég jó minőségű táplálékot elkerülik (Bakonyi *et al.* 2006).

Egy korábbi kísérletünkben (Seres *et al.* 2015) a szervesanyag lebomlását vizsgáltuk különböző módszerekkel egy homokpusztagyepen, szintén az ExDRain projekt keretében. A „minikonténer” technikával a két domináns fűfaj lebomlását követtük figyelemmel. Vizsgáltuk, hogy van-e az egyszeri aszálykezelésnek kimutatható hatása a dekompozícióra, illetve, hogy van-e a növényfajoknak (*Festuca vaginata*, *Stipa borysthena*) és növényi részeknek (gyökér és hajtás), illetve a talajmélységnek hatása a lebomlás sebességére? Jelen vizsgálatunk szempontjából fontos, hogy mind a növényfajnak, mind a növényi résznek erős szignifikáns hatása volt a lebomlás intenzitására. A tömegvesztés nagyobb volt a *Festuca vaginata* fajnál és a növények hajtása esetében. Azaz a növényi részek között jelentős különbségeket találtunk a lebomlás sebességében, ami feltételezhetően a növényfajok és részek közötti kémiai különbségekkel magyarázható. Ezen eredmények tükrében terveztük meg a jelen vizsgálatot. Kérdéseink a következők voltak: (i) kimutatható-e preferencia az ugróvillások táplálékválasztásában a két domináns fűfaj gyökerei és hajtásai, illetve egyazon faj gyökere és hajtása között? (ii) Milyen háttérváltozókkal magyarázható ez a preferencia a növények kémiai összetétele alapján?

## Módszerek

A *Folsomia fimetaria* (Linnaeus, 1758), a *Folsomia candida* Willem 1902 és a *Sinella magyari* Chen, Wang, F & Christiansen, 2002 (Chen *et al.* 2002) ugróvillás fajokhoz tartozó állatok a Szent István Egyetem (SZIE) Állattani és Állatökológiai Tanszékének tenyészetéből származtak. Az állatokat klímakamrában sötétben tartjuk,  $20 \pm 1$  °C-on, szénnel kevert gipsz felületén és szárított élesztőt kapnak táplálékként. Az állatokat egyedileg teszteltük 3 centiméter átmérőjű Petri-csészékben. A Petri-csészékbe szűrőpapírt helyeztünk, amit nedvesítettünk. A szűrőpapír tetejére került egy kinyomtatott ábra (1. ábra), ahol a körök középebe helyeztük el a kétféle táplálékot. Mindegyik ugróvillás faj esetében 20–30 közötti ismétléssel hajtottuk végre a kísérleteket a négy kombinációval. A laboratóriumi termosztátban  $20 \pm 1$  °C-os állandó hőmérsékleten tartottuk az állatokat, majd 10 nap elteltével bontottuk a kísérletet. A vizsgálatot az alábbi párosítások alapján végeztük: *Stipa borysthena* hajtás – *Stipa borysthena* gyökér, *Festuca vaginata* hajtás – *Festuca vaginata* gyökér, *Stipa borysthena* hajtás – *Festuca vaginata* hajtás, *Stipa borysthena* gyökér – *Festuca vaginata* gyökér. A 10 napos inkubációs idő után a táplálékfoltokon, illetve a táplálékfoltok közvetlen közelében





**1. ábra:** A kísérleti elrendezés. A kisebb körök középre kerültek a táplálékszemesék, a nagyobb körökön belül számoltuk az ürüléklet.

található ürülékszemeséket számoltuk. Az ugróvillások a gyors anyagcseréjük miatt ott ürítenek, ahol táplálkoznak, ezért az egyes táplálékforrások közvetlen környezetében elhelyezkedő ürülékszemesék számából következtetni lehet a táplálékpreferenciára (Bakonyi *et al.* 2006). A kísérletet megelőző időszakban meghatároztuk a *Stipa borysthénica* és a *Festuca vaginata* hajtásainak és gyökereinek beltartalmi értékeit. A C/N analízist a SZIE Kémia Tanszékén egy Carlo-Erba NA 1500 típusú elemanalizátorral, a cellulóz, hemicellulóz és lignin beltartalmi értékeinek kielemezését pedig van Soest 1963-ban kidolgozott módszere alapján a SZIE Takarmányozástani Tanszékén készítették el (van Soest 1963). A statisztikai értékelést R környezetben végeztük, a növények beltartalmi értékeinél az alkalmazhatósági feltételek ellenőrzése után egyutas ANOVA-t, majd Tukey post hoc tesztet végeztünk. Az ürülékszemesék számát a két felkínált táplálékon páros t-teszttel hasonlítottuk össze.

## Eredmények

Az 1. táblázatban mutatjuk be a növények beltartalmi elemzésének eredményeit. A táblázatból látható, hogy a statisztikai értékelés jelentős különbségeket mutatott az egyes növényi részek között. A táplálékválasztás szempontjából két legfontosabb paraméter a N- és a lignintartalom illetve a C/N arány a következő módon alakult. A növényi részek N tartalma az alábbi sorrendben csökkent: *Festuca* hajtás, *Stipa* hajtás, *Festuca* gyökér, *Stipa* gyökér. Az első három növényi rész esetében a különbségek statisztikailag igazolhatóak, de jóval kisebbek, mint a *Stipa*

**1. táblázat:** A preferenciavizsgálatok során felkínált növényi részek kémiai összetétele (10 ismétlés átlaga±szórás). A különböző betűk statisztikailag igazolható különbséget jelentenek (Tukey-teszt,  $p<0,05$ ).

	<i>Festuca</i> hajtás	<i>Festuca</i> gyökér	<i>Stipa</i> hajtás	<i>Stipa</i> gyökér	F-érték
C (%)	45,19±0,71bc	44,06±0,34b	46,71±0,11c	40,51±1,71a	39***
N (%)	1,20±0,03c	1,04±0,04b	1,13±0,04c	0,57±0,02a	328***
C/N	37,70±1,44a	42,52±2,02b	41,08±1,44ab	70,51±2,83c	282***
Lignin (%)	5,29±0,13a	14,43±0,23c	9,43±0,19b	18,47±0,33d	6153***
Cellulóz (%)	32,93±0,51b	35,94±0,38c	29,59±0,60a	39,63±0,55d	687***
Hemicellulóz(%)	27,19±0,94c	25,54±0,60b	29,46±1,65d	17,79±0,79a	225***

gyökér esetében, ahol az érték majdnem a fele a többi értéknek. A C/N értékek alakulása is hasonló, a legkedvezőbb C/N értéket a *Festuca* hajtás, míg messze a legrosszabb C/N értéket a *Stipa* gyökér esetében kaptuk. A *Stipa* hajtás és a *Festuca* gyökér valamint a *Festuca* hajtás és a *Stipa* hajtás C/N tartalma nem különbözik szignifikánsan. A *Festuca* hajtás és a *Festuca* gyökér között viszont ez a különbség statisztikailag is igazolható. A *Stipa* gyökér C/N aránya minden más növényi részétől magasabb, azaz egy egység C-re itt esik a legkisebb mennyiségű N. A nehezen emészthető lignin tartalom a N tartalom csökkenésnek megfelelő sorrendben növekedett a növényi részekben (*Festuca* hajtás, *Stipa* hajtás, *Festuca* gyökér, *Stipa* gyökér). Itt a különbségek azonban jóval nagyobbak voltak, mint a N esetében és mindenhol statisztikailag igazolhatóak. A cellulóz tartalom a *Stipa* gyökérben volt a legmagasabb és a *Stipa* hajtásban a legalacsonyabb, míg a hemicellulóz mennyisége éppen fordítva a *Stipa* hajtásban bizonyult a legmagasabbnak és a *Stipa* gyökérben a legalacsonyabbnak. A táplálékválasztási tesztek eredményeit a 2. táblázatban mutatjuk be. Az eredményekből jól látható, hogy a *Folsomia*

**2. táblázat:** Az egyes ugróvillás fajok ürülék szemcséinek a száma (minimum 20 ismétlés átlaga, db±szórás) és a páros t-teszt eredményei láthatóak ( $p<0,05$ :\*,  $p<0,01$ :\*\*,  $p<0,001$ :\*\*\*, n.sz.: nem szignifikáns).

	<i>Folsomia candida</i>	<i>Sinella magyari</i>	<i>Folsomia fimetaria</i>
<i>Festuca</i> hajtás	112±36***	50±21***	64±26***
<i>Festuca</i> gyökér	50±25	14±11	30±22
<i>Stipa</i> hajtás	104±48***	49±29***	54±31**
<i>Stipa</i> gyökér	42±25	19±14	33±16
<i>Festuca</i> hajtás	114±50n.sz.	37±24**	51±25*
<i>Stipa</i> hajtás	114±55	21±16	36±24
<i>Festuca</i> gyökér	42±35n.sz.	21±15n.sz.	30±13*
<i>Stipa</i> gyökér	35±35	20±17	20±13

*fimetaria* esetében minden párosításnál volt egy preferált táplálék, a *F. candida* ugróvillás fajnál a négyből kettő, míg a *S. magyari* fajnál három esetben találtunk preferenciát. A *F. fimetaria* ugróvillás mindkét fűfaj esetében a hajtásokat preferálta. A fajok közül mind a hajtások, mind a gyökerek összehasonlításánál a *Festuca vaginata* fajt fogyasztotta nagyobb mennyiségben. A *F. candida* ugróvillás a növényfajok között nem válogatott, azonban a hajtások gyökerekkel szembeni preferenciája mindkét fűfaj esetében megfigyelhető volt. Ez utóbbi jelenség a *Sinella magyari* ugróvillás fajnál is jól kimutatható volt, a hajtások esetében pedig ez a faj is a *Festuca vaginata* fűfajt részesítette előnyben. A két fűfaj gyökerei között viszont nem találtunk ennél az ugróvillásnál sem preferenciát. Összességében a növények hajtásai és a *Festuca vaginata* növényfaj volt a kedveltebb tápláléka az ugróvillásoknak, ezzel ellentétes preferenciát sehol sem találtunk.

## Értékelés

Az ugróvillásokat az irodalomban sokáig fungivoroknak tekintették, bár az már régóta ismert tény, hogy rendkívül változatos lehet az elfogyasztott táplálékuk összetétele. Az utóbbi években egyre több vizsgálat támasztja alá, hogy ezek az állatok elhalt és élő növényi táplálékot is fogyasztanak (Malcika *et al.* 2017), akár nagy mennyiségben is. Jelen vizsgálat is igazolja ezt, bár ebben a kísérleti beállításban nem állt rendelkezésre az állatok számára alternatív táplálék. Chahartaghi és munkatársai (2015) N izotópos vizsgálatai szerint ezek az állatok nem sorolhatóak egyértelmű táplálkozási guildekbe, mert képesek másfajta táplálékra áttérni, ha annak a rendelkezésre állása megváltozik.

A táplálékválasztási tesztekben kapott eredmények jól magyarázzák az előzetes terepi vizsgálatainkban kapott adatokat (Seres *et al.* 2015), amennyiben a gyorsabban bomló fűfajok, illetve növényi részek iránti preferencia egyértelműen kimutatható volt. Az ugróvillások táplálékpreferenciájának két fontos mozgatórugója van, az egyik a táplálék N tartalma, illetve C/N aránya. Az állatok általában a magasabb N tartalmú és alacsonyabb C/N arányú táplálékot választják az irodalmi adatok szerint (Larsen *et al.* 2008). Esetünkben ez a mintázat jól megfigyelhető volt: a legalacsonyabb N tartalmú táplálékot (*Stipa* gyökér) egyetlen esetben sem választották az állatok, míg a legmagasabb N tartalmú táplálékot (*Festuca* hajtás) szinte minden esetben jobban kedvelték a többinél. A táplálékválasztás másik fontos meghatározója a nehezen emészthető anyagok minél kisebb mennyisége. Mivel a nehezen bomló lignin tartalom ugyanabban a sorrendben növekedett a növényi anyagokban, ahogy a N tartalom csökkent így az előzőekben leírt jelenség itt is igaz. A magas lignin (és egyben alacsony N) tartalmú táplálékot az állatok a

laboratóriumban elkerülték, amely a terepen tapasztalt eredményeket megerősíti. Arányaiban azonban a lignin tartalomban voltak a legnagyobb különbségek a növényi részek között (*Stipa* gyökér: 18%, *Festuca* hajtás: 5%), így ezen vizsgálat alapján a lignin tartalom fontosságát hangsúlyoznánk az állatok táplálékválasztásában.

Mindezek alapján feltételezzük, hogy a laboratóriumban és a terepen (Seres *et al.* 2015) kapott hasonló mintázatot az okozza, hogy az ugróvillások valóban közvetlenül is résztvesznek a szervesanyagok lebontásában ezen a szélsőségesen száraz élőhelyen. Így az ugróvillások populációváltozásainak nyomon követése különösen fontos védett homokpusztagyepeink tápanyag-gazdálkodása szempontjából.

Köszönetnyilvánítás – A vizsgálat az Emberi Erőforrások Minisztériuma ÚNKP-17-4 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának és az Országos Tudományos Kutatási Alapprogram (K112576) támogatásával készült.

## Irodalomjegyzék

- Aerts, R. (1997): Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. – *Oikos* **79**: 439–449. doi: <https://doi.org/10.2307/3546886>
- Almagro, M. & Martinez-Mena, M. (2012): Exploring short-term leaf-litter decomposition dynamics in a Mediterranean ecosystem: dependence on litter type and site conditions. – *Plant Soil* **358**: 323–335. doi: <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1187-6>
- Anderson, J., M. & Healey, I. N. (1972): Seasonal and Inter-Specific Variation in Major Components of the Gut Contents of Some Woodland Collembola. – *J. Anim. Ecol.* **41**: 359–368. doi: <https://doi.org/10.2307/3473>
- Bakonyi, G. (1989): Effects of *Folsomia candida* (Collembola) on the microbial biomass in a grassland soil. – *Biol. Fert. Soils* **7**: 138–141. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00292572>
- Bakonyi, G. (1998): Nitrogen turnover of *Sinella coeca* (Collembola: Entomobryidae). – *Eur. J. Entomol.* **95**: 321–326.
- Bakonyi, G., Dobolyi, C. & Le, B. T. (1994): <sup>15</sup>N uptake by collembolans from bacterial and fungal food source. – *Acta Zool. Fenn.* **194**: 136–138.
- Bakonyi, G. Szira, F. Kiss, I., Villányi, I., Seres, A. & Székács, A. (2006): Preference tests with collembolas on isogenic and Bt-maize. – *Eur. J. Soil Biol.* **42**: 132–135. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.06.005>
- Chahartaghi, M. Langel, R., Scheu, S. & Ruess, L. (2005): Feeding guilds in Collembola based on nitrogen stable isotope ratios. – *Soil Biol. Biochem.* **37**: 1718–1725. doi: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.02.006>
- Chen, J., Wang, F. & Christiansen, K. (2002): A New Species of the Subgenus *Coecobrya* from Hungary (Collembola: Entomobryidae). – *J. Kansas Entomol. Soc.* **75**: 43–47.
- Flórián, N., Dányi, L., Kröel-Dulay, Gy., Ónodi, G. & Dombos, M. (2016): *Repeated drought effects on the soil microarthropod communities of a sand steppe.* – Abstract book of XVII International Colloquium on Soil Zoology, pp. 59.

- Gilmore, S. K. & Potter, D. A. (1993): Potential role of Collembola as biotic mortality agents for entomopathogenic nematodes. – *Pedobiologia* **37**: 30–38.
- Kirschbaum, M. U. F. (1995): The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. – *Soil. Biol. Biochem.* **27**: 753–760. doi: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)00242-S](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)00242-S)
- Larsen, J., Johansen, A., Larsen, S. E., Heckmann, L. H., Jakobsen, I. & Krogh, P. H. (2008): Population performance of collembolans feeding on soil fungi from different ecological niches. – *Soil Biol. Biochem.* **40**: 360–369. doi: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.08.016>
- Malcica, M., Berg, M.P. & Ellers, J. (2017): Ecomorphological adaptations in Collembola in relation to feeding strategies and microhabitat. – *Eur. J. Soil Biol.* **78**: 82–91. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2016.12.004>
- Pant, M., Negi, G.C.S. & Kumar, P. (2017): Macrofauna contributes to organic matter decomposition and soil quality in Himalayan agroecosystems, India. – *Appl. Soil Ecol.* **120**: 20–29. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.07.019>
- Seres, A. & Bakonyi, G. (2002): A talajlakó állatok és az endomikorrhiza-gombák közötti kapcsolatok szerepe a növények tápanyagellátásában. – *Agrokémia és Talajtan.* **51**: 535–546. doi: <https://doi.org/10.1556/Agrokem.51.2002.3-4.17>
- Seres, A., Bakonyi, G. & Posta, K. (2003): Ugróvillások (Collembola) szerepe a *Glomus mosseae* (Zygomycetes) arbuskuláris mikorrhiza gomba terjesztésében. – *Állattani Közl.* **88**: 61–71.
- Seres, A., Tóth, Zs., Hornung, E., Pörneki, A., Szakály, J., Nagy, P. I., Boros, G., Ónodi, G. & Kröel-Dulay, Gy. (2015): Szerves anyag lebomlás vizsgálatok módszertani kérdései egy védett homokpusztagyep talajában. – *Termvéd. Közlem.* **21**: 262–270.
- Slade, E. M. & Riutta, T. (2012): Interacting effects of leaf litter species and macrofauna on decomposition in different litter environments. – *Basic Appl. Ecol.* **13**: 423–431. doi: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2012.06.008>
- Smith, P. (2012): Soils and climate change. – *Curr. Opin. Environ. Sustainability* **4**: 539–544. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.06.005>
- Swift, M. J., Heal, W. O. & Anderson, J. M. (1979): *Decomposition in Terrestrial Ecosystems.* – Studies in Ecology 5. Blackwell Scientific, Oxford, UK
- Szakály, J., Kröel-Dulay, Gy., Kerekes, I., Seres, A., Ónodi, G. & Nagy, P. (2015): Extrém szárazság és növényzeti borítottság hatása szabadon élő fonálféreg együttesek denzitására. – *Termvéd. Közlem.* **21**: 293–300.
- van Meeteren, M. J. M., Tietema, A., van Loon, E. E. & Verstraten, J. M. (2008): Microbial dynamics and litter decomposition under a changed climate in a Dutch heathland. – *Appl. Soil Ecol.* **38**: 119–127. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.09.006>
- van Soest, P. J. (1963): Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. II. A rapid method for the determination of fiber and lignin. – *J. Assoc. Off. Anal. Chem.* **46**: 829–835.

## Laboratory food preference experiments with Collembola on the leaves and roots of two dominant grass species from a Hungarian grassland

Anikó Seres<sup>1</sup>, Judit Szakálas<sup>1</sup>, Péter István Nagy<sup>1</sup>, Gergely Boros<sup>1,3</sup>,  
Györgyi Kampfl<sup>2</sup>, Gábor Ónodi<sup>3</sup> and György Kröel-Dulay<sup>3</sup>

<sup>1</sup>*Szent István University, Department of Zoology and Animal Ecology,  
H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1, Hungary*

<sup>2</sup>*Szent István University, Department of Chemistry,  
H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1, Hungary*

<sup>3</sup>*Institute of Ecology and Botany, Centre for Ecological Research, Hungarian Academy  
of Sciences, H- 2163, Vácrátót, Alkotmány u. 2-4, Hungary*

*e-mail: [seres.aniko@mkk.szie.hu](mailto:seres.aniko@mkk.szie.hu)*

The Extreme Drought and Chronic Rain Manipulation Experiment (ExDRain) is conducted in a natural grassland ecosystem in central Hungary near Fülöpháza. Previously, we found a higher decomposition rate for grass leaves compared to grass roots, and higher decomposition of one dominant grass species (*Festuca vaginata*) over the other (*Stipa borysthénica*) in this experimental system. In the present study, we investigated if higher decomposition rate may be related to food preference of a potential decomposer in the system in a laboratory experiment, and posed the following questions: do Collembola (*Folsomia candida*, *Folsomia fimetaria* and *Sinella magyari*) select (1) between the two grass species (*Festuca vaginata* vs. *Stipa borysthénica*) and (2) between the two plant parts (leaves vs. roots) within the plant species? Paired choice assays were conducted in Petri-dishes. Significant differences were found in the food preference of Collembola species between the two parts of the plants and between the two plant species. The leaves and *Festuca vaginata* were more preferred food type as compared to roots and *Stipa borysthénica*. The chemical composition of the plant parts could explain the found patterns, especially the N and lignin content of the leaves and roots.

Keywords: springtails, food preference, decomposition, fecal pellet count, *Folsomia candida*

# Szabad és pásztoroló legeltetés intenzitásfüggő hatásai szikes vegetációban

Tóth Edina

*MTA-DE Lendület Funkcionális és Restaurációs Ökológiai Kutatócsoport  
4032 Debrecen, Egyetem tér 1.*

*e-mail: [toth.edina033@gmail.com](mailto:toth.edina033@gmail.com)*

**Összefoglaló:** A vizsgálatban hortobágyi rövid fűvű szikes gyepekben vizsgáltam a legeltetés növényzetre gyakorolt hatásait. A mintaterületeket egyrészt pásztoroló magyar szürke szarvasmarha legeltetéssel kezelték (0,5–2,5 ÁE/ha), továbbá vizsgáltunk szabadon legeltetett (0,1 ÁE/ha) és túllegelt gyepterületeket (4 ÁE/ha) is. Kérdésem a következő volt: (i) Hogyan változik növekvő legelési intenzitás mellett a gyepek fajgazdagsága, funkcionális diverzitása és egyenletessége? Eredményeink szerint a legelési intenzitás nem volt szignifikáns hatással a fajgazdagságra; míg a Shannon diverzitás, az egyenletesség illetve a célfajok borítási értékei közepes legelési intenzitás mellett voltak a legmagasabbak. A legmagasabb Rao-féle kvadratikus diverzitási értékeket alacsony intenzitású, szabad legeltetés mellett kaptuk. Eredményeink alapján látható, hogy nagy funkcionális diverzitás eléréséhez az alacsony intenzitású legeltetés javasolt, azonban a nagy diverzitás és egyenletesség, valamint a célfajok magas borításának eléréséhez, a közepes legelési intenzitás szükséges.

**Kulcsszavak:** szabad legelés, pásztoroló legeltetés, szarvasmarha, intenzitás, fajgazdagság, egyenletesség, funkcionális diverzitás

## Bevezetés

A nagy természetvédelmi értéket képviselő európai gyepterületek az utóbbi évtizedekben intenzívebbé váló mezőgazdasági gyakorlatnak, a megváltozott terület-használatnak, az urbanizációnak és a felhagyásnak köszönhetően jelentős mértékben megfogyatkoztak vagy degradálódtak (Deák *et al.* 2016, Dengler *et al.* 2014, Valkó *et al.* 2012). A fennmaradó gyepek megőrzése ezért a hazai és nemzetközi természetvédelem egyik fő feladata. Ennek eszköze az alacsony intenzitású extenzív legeltetés alkalmazása (Dengler *et al.* 2014, Török *et al.* 2016). Hazánkban leginkább őshonos szarvasmarha fajtákkal történik a nagyobb kiterjedésű gyepi élőhelyek kezelése. A jó ellenálló képességű fajták alkalmazásának előnyeit, alkalmasságát eddig számos kutatás hangsúlyozta (Gilhaus *et al.* 2014, Metera *et al.* 2010, Török *et al.* 2014).

A növényi tulajdonságokon, jellegeken alapuló vizsgálatok egyre elterjedtebbek (Kelemen *et al.* 2015, Teuber *et al.* 2013), és segítségükkel jobban megérthetjük a legelés hatásainak mögöttes mechanizmusait. A szerzett tapasztalatok megfelelő körültekintéssel beépíthetőek a gyepek természetvédelmi kezelési terveibe, azok hosszú távú megőrzése érdekében. A vizsgálat során a szarvasmarha legeltetés hatásait elemeztem, intenzitási gradiens mentén. A következő kérdésre kerestem választ: (i) Hogyan változik növekvő legelési intenzitás mellett a gyepek fajgazdagsága, funkcionális diverzitása és egyenletessége?

## Módszerek

A kutatás során ürmös szikespuszta gyepek vegetációját vizsgáltuk, melyek a rövid fűvű száraz gyepek hazai képviselői (Borhidi 2003). Az ürmös szikespuszta gyepeket főként legelőként hasznosítják hazánkban (Török *et al.* 2011), ahol a jellemző domináns fűféle, a sovány csenkesz (*Festuca pseudovina*) rendkívül magas borítása, néhol akár a 70%-ot is meghaladó mértékben (Kelemen *et al.* 2013, Lukács *et al.* 2015). A vizsgálati területek a Hortobágyi Nemzeti Park területén helyezkedtek el. A szabadon legelt területeken egész évben Heck szarvasmarhák illetve Pzrewalski lovak legeltek, alacsony 0,1 ÁE/ha intenzitással (3 terület). A hagyományos pásztoroló legeltetéssel kezelt területeken magyar szürke szarvasmarhával legeltettek, a legelési intenzitás szintjeit alacsony: 0,5 ÁE/ha, közepes: 1,5 ÁE/ha és magas: 2,5 ÁE/ha (intenzitásonként 3-3 terület) kategóriákba soroltuk. A hagyományos pásztoroló legeltetéssel kezelt, túllegeltetett területeken a legelő állatok magyar szürkemarha, juh és olykor szamár voltak, 4 ÁE/ha intenzitással (3 terület). A vizsgálatban elemzett legelési intenzitások összhangban voltak a helyi legeltetési rendszerekkel. A vizsgálat során elemeztem a legelés hatásait a gyepek célfajaira. Célfajok alatt olyan szikes gyepi specialista fajokat értendők, melyek megléte a kívánatos természetvédelmi állapot szempontjából igen fontos. Szikes gyepi közösségek esetén ezek főként a só-stresszhez jól adaptálódott halofiton fajok.

Az edényes növények borítási értékeinek becslésére 2014 májusának végén került sor, területenként tíz, 2×2 m nagyságú, 1ha területen egyenletes eloszlásban elhelyezett kvadrátban (összesen 150 kvadrát).

A kvantitatív növényi tulajdonságok esetében számoltam multi-trait indexeket: Rao-féle kvadratikus diverzitási indexet, funkcionális fajgazdagságot, funkcionális divergenciát és funkcionális egyenletességet, a súlyozáshoz Euklidészi távolság függvényt használtam. A vizsgált közösségekben számoltam fajszámot, Shannon diverzitást és egyenletességet. A számításokhoz FDiversity programcsot



magot használtam (Casanoves *et al.* 2011). Összevettem a gyepek vegetációs, valamint funkcionális tulajdonságait a legelési intenzitás különböző szintjei mellett, melyhez egyváltozós általános lineáris modellt (GLM) és Tukey-tesztet alkalmaztam SPSS 17.0 programban, ahol a “legelési intenzitás” volt a rögzített, és a “mintavétel helye” a véletlen faktor.

## Eredmények

A vizsgálati területeken összesen 82 növényfaj jelenlétét mutattam ki. A fajgazdagság és a legelési intenzitás között nem találtam szignifikáns összefüggést ( $F=1,286$ ;  $p=0,278$ ). Haranggörbe alakú összefüggést kaptunk a Shannon diverzitás ( $F=4,028$ ;  $p=0,004$ ) és egyenletesség ( $F=5,092$ ;  $p=0,001$ ) esetében növekvő intenzitási gradiens mentén. A vegetáció összborítása a növekvő legelési intenzitás mentén, az alacsony intenzitással kezelt területek kivételével, növekedett ( $F=26,242$ ;  $p<0,001$ ). A célfajok borítása a közepes legelési intenzitás mellett volt a legmagasabb ( $F=31,929$ ;  $p<0,001$ ).

A funkcionális gazdagság értékei nem tértek el a különböző intenzitással kezelt területeken ( $F=1,452$ ;  $p=0,220$ ; 1. táblázat). Viszont a legmagasabb Rao-féle kvadratikus diverzitási értékeket az alacsony intenzitással, szabadon legelt területeken mutattam ki ( $F=5,812$ ;  $p<0,001$ ), az értékek növekvő intenzitás hatására folyamatosan csökkentek, kivéve a szabadon legelt területeken. A gyepterületek funkcionális egyenletessége ( $F=4,983$ ;  $p=0,001$ ) közepes legeltetés mellett volt a legalacsonyabb, míg a funkcionális divergencia ( $F=5,304$ ;  $p=0,001$ ) esetében mind közepes, mind nagyon magas intenzitás mellett alacsony értékek jelentek meg.

## Értékelés

Eredményeink szerint a legelési intenzitás nem volt szignifikáns hatással a fajgazdagságra a vizsgált térléptéken, habár számos korábbi, legeléssel kapcsolatos tanulmány hangsúlyozza, hogy az alacsony intenzitású legeltetés általában növeli, míg a magas intenzitású legelés csökkenti a gyepek fajgazdagságát (Fischer & Wipf 2002, Metera *et al.* 2010). A kapott eredményeket azzal magyarázom, hogy az általában fajszegény szikes gyepi közösségekben a legelés nem a fajkészletet, hanem a fajok borításának egymáshoz viszonyított arányát befolyásolta. A Shannon diverzitás és egyenletesség változását bemutató haranggörbe alátámasztja a közepes zavarási hipotézist (Connell 1978). Így a közösségek diverzitására és

**1. táblázat.** Ürmös szikesek funkcionális és vegetációs növényi jellemzőinek alakulása a legelési intenzitás különböző szintjei mellett. Minden értéket súlyoztunk (átlag $\pm$ SD). Megjegyzés\*: csak folytonos változókra számolva. Egyváltozós GLM és Tukey teszt; a szignifikáns különbségeket félkövér betűtípussal jelöltük.

	Intenzitás hatása		Intenzitás szintje				
	F	p	Szabad 0,1 áe/ha	Alacsony 0,5 áe/ha	Közepes 1,5 áe/ha	Magas 2,5 áe/ha	Túllegelt 4 áe/ha
Multi-trait indexek							
Rao*( $\times 10^4$ )	<b>5,812</b>	<b>&lt;0,001</b>	10,90 <sup>A</sup> $\pm 1,57$	86,82 <sup>B</sup> $\pm 2,40$	56,42 <sup>AB</sup> $\pm 2,38$	49,05 <sup>AB</sup> $\pm 1,50$	17,88 <sup>A</sup> $\pm 8,46$
Funkcionális fajgazdagság * ( $\times 10^8$ )	1,452	0,220	3,08 $\pm 1,04$	18,17 $\pm 1,03$	13,47 $\pm 8,94$	12,89 $\pm 1,39$	2,04 $\pm 8,38$
Funkcionális egyenletesség*	<b>4,983</b>	<b>0,001</b>	0,39 <sup>AB</sup> $\pm 0,20$	0,31 <sup>AB</sup> $\pm 0,32$	0,25 <sup>A</sup> $\pm 0,41$	0,39 <sup>B</sup> $\pm 0,42$	0,38 <sup>B</sup> $\pm 0,64$
Funkcionális divergencia*	<b>5,304</b>	<b>0,001</b>	0,61 <sup>AB</sup> $\pm 0,18$	0,61 <sup>AB</sup> $\pm 0,28$	0,54 <sup>A</sup> $\pm 0,32$	0,72 <sup>B</sup> $\pm 0,38$	0,55 <sup>A</sup> $\pm 1,08$
Növényi jellemzők							
Fajgazdagság	1,286	0,278	12,10 $\pm 3,79$	11,05 $\pm 6,44$	12,12 $\pm 6,29$	11,78 $\pm 12,60$	12,66 $\pm 8,28$
Shannon diverzitás	<b>4,028</b>	<b>0,004</b>	1,33 <sup>A</sup> $\pm 0,35$	1,42 <sup>A</sup> $\pm 0,72$	1,70 <sup>B</sup> $\pm 0,63$	1,56 <sup>AB</sup> $\pm 1,08$	1,48 <sup>A</sup> $\pm 1,24$
Egyenletesség	<b>5,092</b>	<b>0,001</b>	0,54 <sup>A</sup> $\pm 0,14$	0,60 <sup>AB</sup> $\pm 0,29$	0,68 <sup>B</sup> $\pm 0,20$	0,64 <sup>AB</sup> $\pm 0,30$	0,59 <sup>AB</sup> $\pm 0,51$
Célfajok borítása	<b>31,929</b>	<b>&lt;0,001</b>	40,82 <sup>BC</sup> $\pm 14,32$	41,30 <sup>B</sup> $\pm 13,65$	69,36 <sup>D</sup> $\pm 16,15$	51,07 <sup>C</sup> $\pm 18,47$	25,25 <sup>A</sup> $\pm 12,59$
Összborítás	<b>26,242</b>	<b>&lt;0,001</b>	67,93 <sup>A</sup> $\pm 14,90$	90,60 <sup>C</sup> $\pm 15,18$	71,68 <sup>A</sup> $\pm 19,26$	81,58 <sup>B</sup> $\pm 13,31$	89,83 <sup>C</sup> $\pm 14,71$

egyenletességére volt hatása az intenzitásnak, melyet a közepes intenzitás mellett kapott legmagasabb értékek is alátámasztanak

Eredményeink szerint a közepes intenzitással legeltetett gyepekben találtam a legalacsonyabb funkcionális divergenciát és egyenletességet. Alacsony funkcionális egyenletességet általában az olyan közösségekben találunk, ahol az ökológiai fiúlkék (niche-k) kihasználtsága nem teljes, ami alacsony produkciót eredményez. Az alacsony funkcionális divergencia általában a niche differenciálódás alacsony szintjét eredményezi és nagyfokú erőforrás kompetíciót okozhat (Mason *et al.* 2005). A magas fajgazdagsággal párosuló alacsony funkcionális diverzitás lehetővé teszi a niche helyek jobb felosztását, lehetővé téve a hasonló funkcionális tulajdonságú fajok együttélését (Díaz & Cabido 2001). Jelen tanulmányban arra a következtetésre jutottam, hogy a legmagasabb funkcionális diverzitás elérésére és a gyepi specialista fajok magas borításának fenntartásához az alacsony intenzi-

tású szarvasmarha legeltetés alkalmas lehet. Azonban, ha a célfajok legmagasabb borítását, legmagasabb diverzitását és egyenletességét szeretnénk elérni, akkor közepes legelési intenzitás javasolt.

Köszönetnyilvánítás – A kutatás tárgyi és eszközfeltételeit támogatta és biztosította az MTA-DE Funkcionális és Restaurációs Ökológiai Kutatócsoport és a DE TTK Ökológiai Tanszéke. Köszönöm az MTA-DE Biodiverzitás Kutatócsoport munkatársainak segítségét, valamint az NKFI K 119225 pályázat anyagi támogatását.

## Irodalomjegyzék

- Báldi, A., Batáry, P. & Kleijn, D. (2013): Effects of grazing and biogeographic regions on grassland biodiversity in Hungary – Analysing assemblages of 1200 species. – *Agric. Ecosyst. Environ.* **166**: 28–34. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.03.005>
- Borhidi, A. (szerk.) (2003): *Magyarország növénytársulásai*. – Akadémiai Kiadó, 610 p.
- Casanoves, F., Pla, L., Di Rienzo, J. A. & Díaz, S. (2011): FDiversity: a software package for the integrated analysis of functional diversity. – *Methods Ecol. Evol.* **2**: 233–237. doi: <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2010.00082.x>
- Connell, J. H. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. – *Science* **199**: 1302–1310. doi: <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>
- Deák, B., Tóthmérész, B., Valkó, O., Sudnik-Wójcikowska, B., Bragina, T.-M., Moysiyenko, I., Apostolova, I., Bykov, N., Dembicz, I. & Török, P. (2016): Cultural monuments and nature conservation: The role of kurgans in maintaining steppe vegetation. – *Biodivers. Conserv.* **25**: 2473–2490. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1081-2>
- Dengler, J., Janišová, M., Török, P. & Wellstein, C. (2014): Biodiversity of Palearctic grasslands: A synthesis. – *Agric. Ecosyst. Environ.* **182**: 1–14. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.015>
- Díaz, S. & Cabido, M. (2001): Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. – *Trends Ecol. Evol.* **16**: 646–655. doi: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2)
- Fischer, M. & Wipf, S. (2002): Effect of low-intensity grazing on the species-rich vegetation of traditionally mown subalpine meadows. – *Biol. Conserv.* **104**: 1–11. doi: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00149-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00149-5)
- Gilhaus, K., Stelzner, F., Hölzel, N. (2014): Cattle foraging habits shape vegetation patterns of alluvial year-round grazing systems. – *Plant Ecol.* **215**: 169–179. doi: <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0287-6>
- Jerrentrup, J. S., Seither, M., Petersen, U. & Isselstein, J. (2015): Little grazer species effect on the vegetation in a rotational grazing system. – *Agric. Ecosyst. Environ.* **202**: 243–250. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.01.007>
- Kattge, J., Ogle, K., Bönsch, G., Díaz, S., Lavorel, S., Madin, J., Nadrowski, K., Nöllert, S., Sartor, K. & Wirth, C. (2011): A generic structure for plant trait databases. – *Methods Ecol. Evol.* **2**: 202–213. doi: <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2010.00067.x>
- Kelemen, A., Török, P., Valkó, O., Migléc, T. & Tóthmérész, B. (2013): Mechanisms shaping plant biomass and species richness: plant strategies and litter effect in alkali and loess grasslands. – *J. Veg. Sci.* **24**: 1195–1203. doi: <https://doi.org/10.1111/jvs.12027>

- Kelemen, A., Török, P., Valkó, O., Deák, B., Tóth, K. & Tóthmérész, B. (2015): Both facilitation and limiting similarity shape the species coexistence in dry alkali grasslands. – *Ecol. Complex.* **21**: 34–38. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2014.11.004>
- Király, G. (szerk.) (2009): *Új Magyar Fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Hátározókulcsok.* – Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő, 616 p.
- Lukács, B. A., Török, P., Kelemen, A., Várbiro, G., Radócz, Sz., Miglécz, T., Tóthmérész, B. & Valkó, O. (2015): Rainfall fluctuations and vegetation patterns in alkali grasslands – Self-organizing maps in vegetation analysis. – *Tuexenia* **35**: 381–397. doi: <https://doi.org/10.14471/2015.35.011>
- Mason, N. W. H., Mouillot, D., Lee, W. G. & Wilson, J. B. (2005): Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. – *Oikos* **111**: 112–118. doi: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>
- Metera, E., Sakowski, T., Sloniewski, K. & Romanowicz, B. (2010): Grazing as a tool to maintain biodiversity of grassland – a review. – *Anim. Sci. Pap. Rep.* **28**: 315–334.
- Teuber, L. M., Hölzel, N. & Fraser, L. H. (2013): Livestock grazing in intermountain depressional wetlands-effects on plant strategies, soil characteristics and biomass. – *Agric. Ecosyst. Environ.* **175**: 21–28. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.04.017>
- Török, P., Hölzel, N., van Diggelen, R. & Tischew, S. (2016): Grazing in European open landscapes: How to reconcile sustainable land management and biodiversity conservation? – *Agric. Ecosyst. Environ.* **234**: 1–4. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.012>
- Török, P., Kapocsi, I. & Deák, B. (2011): Conservation and management of alkali grassland biodiversity in Central-Europe. – In: Zhang, W. J. (Ed.): *Grasslands: Types, Biodiversity and Impacts.* Nova Science Publishers Inc., New York, pp. 109–118.
- Török, P., Miglécz, T., Valkó, O., Tóth, K., Kelemen, A., Albert, Á., Matus, G., Molnár, V. A., Ruprecht, E., Papp, L., Deák, B., Horváth, O., Takács, A., Hüse, B. & Tóthmérész, B. (2013): Seed weights support social behaviour types—analysis and new thousand seed weight records of the Pannonian flora. – *Acta Bot. Hung.* **55**: 429–472.
- Török, P., Tóth, E., Tóth, K., Valkó, O., Deák, B., Kelbert, B., Bálint, P., Radócz Sz., Kelemen, A., Sonkoly, J., Miglécz, T., Matus, G., Takács, A., Molnár, V. A., Süveges, K., Papp, L., ifj. Papp, L., Tóth, Z., Baktay, B., Málnási Csizmadia, G., Oláh, I., Peti, E., Schellenberger, J., Szalkovszki, O., Kiss, R. & Tóthmérész, B. (2016): New measurements of thousand-seed weights of species in the Pannonian Flora. – *Acta Bot. Hung.* **58**: 187–198.
- Török, P., Valkó, O., Deák, B., Kelemen, A., Tóthmérész, B. (2014): Traditional cattle grazing in a mosaic alkali landscape: effects on grassland biodiversity along a moisture gradient. – *PLOS One* **9**: e97095. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097095>

# Intensity dependent effects of free and pastoral grazing in alkali grassland vegetation

Edina Tóth

*MTA-DE Lendület Functional and Restoration Ecology Research Group  
4032 Debrecen, Egyetem sqr. 1.*

*e-mail: [toth.edina033@gmail.com](mailto:toth.edina033@gmail.com)*

We studied the effects of grazing on short grass alkali grasslands vegetation. The study plots were grazed by traditional pastoral grazing of Hungarian Grey cattle (grazing intensities ranged from 0.5 up to 2.5 animal unit/ha), other plots were grazed by free grazing (0.1 animal unit/ha) and there were also further overgrazed plots (4 animal unit/ha). We set the following study question: (i) How do the grazing affect the species richness, functional diversity and evenness along an intensity gradient? We found no significant differences between in species richness of different intensity grazed plots, but Shannon diversity, evenness scores and cover of target species displayed a humped-shaped curve with a peak at medium grazing intensity. The highest Rao's quadratic entropy was found in low intensity free grazed plots. Our findings clearly suggest that for a high functional diversity a low intensity cattle grazing can be recommended, but for the highest diversity, evenness and cover of target species can be sustained by medium grazing intensity.

**Keywords:** free grazing, pastoral grazing, cattle, grazing intensity, species richness, evenness, functional diversity

# Gyomfajok fémakkumulációjának vizsgálata szennyezett területen

Tózsér Dávid

Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék  
4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

e-mail: [tozser.david@windowslive.com](mailto:tozser.david@windowslive.com)

**Összefoglaló:** A növényzetnek fontos szerepe van a szennyezett talajok kezelésében. Munkánk során Cr, Cu, Ni, Pb, Sr és Zn fémekkel közepesen és erősen szennyezett területeken fehér libatop (*Chenopodium album* L.) és kaporlevelű ebszékfű (*Tripleurospermum inodorum* (L.) Sch. Bip.) egyedek Al, Ba, Ca, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Sr és Zn koncentrációját vizsgáltuk a gyökerekben, szárban és levelekben. Tanulmányoztuk továbbá a talajminták és az egyes növényi szervek fémkoncentrációja közötti korrelációt. Megállapítottuk, hogy mindkét faj fémfelvételi képessége mérsékelt volt. A növényi szervek közül a legnagyobb Ca, K, Mg, Mn, Sr és Zn koncentrációt a levelekben találtuk. Emellett korrelációt mutattunk ki a talajok és a növények Al, Ca, Cr, Cu, Fe, Mg, Ni, Pb és Sr koncentrációja között. Eredményeink alapján megállapítottuk, hogy a fehér libatop és a kaporlevelű ebszékfű alkalmasak lehetnek a fémszennyezés csökkentésére. Ez elsősorban föld feletti növényi szerveik fémakkumulációja révén valósulhat meg.

**Kulcsszavak:** fém, bioakkumuláció, *Chenopodium album*, *Tripleurospermum inodorum*, gyomfajok, növényi szervek

## Bevezetés

A nem megfelelő talajhasználat okozta szennyeződések elkerülése és csökkentése világszintű kihívást jelent (Hoefler *et al.* 2015). A károsodások egyik fő megnyilvánulási formája a talajok fizikai és kémiai összetételében történő változás (Ishikawa *et al.* 2014). A kémiai elemek háttér-koncentrációtól való jelentős eltérése toxikus hatással lehet a talajjal érintkező élőlényekre, mely végső soron akár az élőlények pusztulását is eredményezheti (Mahar *et al.* 2016). Bizonyos növényfajok képesek a szennyező anyagokat növényi szerveikben a nélkül felhalmozni, hogy életfolyamataikban vagy egészségi állapotukban számottevő hanyatlás következne be. Erre az előnyös növényi tulajdonságra alapozva a szennyező anyagokkal (pl. fémekkel) terhelt talajok alternatív, környezetkímélő módszerekkel történő megtisztításának módja lehet a fitoremediáció (Vangronsveld *et al.*

2009), ezen belül a szennyező anyagok növényi felvételén alapuló fitoextrakció (Zimmer *et al.* 2009).

A fitoextrakciós folyamat során specifikus növényi jellemzők érvényesülnek, így a remediációban az ezek birtokában lévő fajok a legsikeresebbek. Ezek közé tartozik a nagymértékű fémtolerancia, gyors növekedés (nagy biomassza-hozam) és kiterjedt gyökérszóna, mely vonások elsősorban fás szárú növényfajokra jellemzőek (Kacálková *et al.* 2015, Tózsér *et al.* 2017). Ezek mellett azonban az utóbbi évek kutatásai nagy hangsúlyt fektettek a természetes vegetációban tömegesen előforduló lágy szárú fajok fémaakkumulációjának vizsgálatára (Bandiera *et al.* 2016).

Fémfelvételi potenciáljuk szempontjából a Chenopodiaceae család fajai, közülük is főként a jó stressztűrő képességgel rendelkező fehér libatop (*Chenopodium album* L.) számos kutatás tárgyát képezték (Hu *et al.* 2012). Korábbi tanulmányokban Parisien *et al.* (2015) igazolták, hogy a faj a talajok kis és nagy fokú fémszennyezettsége mellett egyaránt képes volt a Fe, Mn, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb és Zn jelentős mértékű akkumulációjára. Gupta & Sinha (2007) a felsorolt fémek esetében ugyanerre a megállapításra jutottak. Bhargava *et al.* (2008) a Fe, Cd és Cu esetében mutattak ki jelentős akkumulációt a fehér libatopban, így a szerzők a faj remediációs alkalmazását egyértelműen javasolták.

A kaporlevelű ebszékfű (*Tripleurospermum inodorum* (L.) Sch. Bip.) egynyári, bizonyos körülmények mellett évelő faj (Kay 1994). Korábban a faj gyökereinek Cu-adszorpciós képességét Dousset *et al.* (2001) vizsgálták. Ezen kívül eddig nem készült olyan tanulmány, mely átfogóan vizsgálta volna a kaporlevelű ebszékfű fémfelvételi képességét. Ezzel ellentétben számos publikáció készült a rokon *Matricaria* fajokról, legnagyobb számban az igazoltan jó akkumuláló orvosi székfűről (*Matricaria chamomilla* vagy *Matricaria recutita*) (Armendariz *et al.* 2014, Stanojkovic-Sebic *et al.* 2015). Érdemes megjegyezni, hogy a *Tripleurospermum* és *Matricaria* fajok taxonómiai besorolása igen vitatott (Applequist 2002). Példaként a *Tripleurospermum inodorum* fajra gyakran *Matricaria inodora* megnevezéssel hivatkoznak (Samatadze *et al.* 2014).

Munkánk során arra kerestük a választ, hogy a két gyomfaj milyen mértékben alkalmas fémekkel mérsékelten és erősen terhelt talajok szennyezettségének csökkentésére. Hipotézisünk szerint mindkét faj kedvező fémaakkumulációs potenciállal rendelkezik. Hipotézisünk volt továbbá, hogy különbség jelentkezik a fajok növényi szerveinek fémkoncentrációja között; a koncentrációk maximumát a fehér libatop leveleiben, és a kaporlevelű ebszékfű gyökereiben feltételeztük.

## Módszerek

Vizsgálati területként a Debrecen délnyugati határában elhelyezkedő Lovász-zugi tórendszert választottuk (47°29'000"É, 21°35'738"K). A 26 ha kiterjedésű terület az 1930-as évektől egészen az ezredfordulóig kulcsszerepet töltött be a város kommunális szennyvíztisztítási folyamatában, majd rekultivációs munkálatok színtere lett (Tózsér *et al.* 2017b).

A növényi mintavételt a vizsgált terület három eltérő mértékben szennyezett (északi – mérsékelten szennyezett 1-es; középső – erősen szennyezett 2-es; déli – mérsékelten szennyezett 3-as) részéről 2015 szeptemberében végeztük el. A fehér libatop és a kaporlevelű ebszékfű esetében is 5-5 db egyedet gyűjtöttünk, a korábban végzett talajtani vizsgálatok 10 méteres sugarú körzetéből (Tózsér *et al.* 2018). A minták laboratóriumi feldolgozását Simon *et al.* (2011, 2012, 2014, 2016) munkáiban közölt módszerek alapján végeztünk. Az alábbi fémek koncentrációja került meghatározásra mikrohullámú plazma atomemissziós spektrométer (MP-AES) készülékkel: Al, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Sr és Zn.

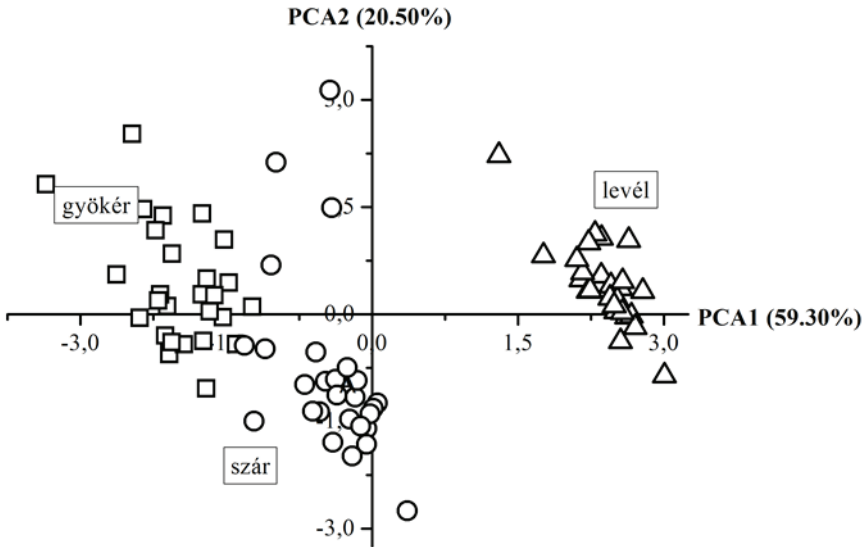
A statisztikai analízis során számításainkat a fémkoncentrációk természetes alapú logaritmusával (ln) végeztük. A varianciák homogenitását Levene-teszttel vizsgáltuk. A gyomfajok, a különböző szennyezettségű területek és a növényi szervek közötti fémkoncentrációk közötti különbségek megállapítására általános lineáris modellen alapuló variancia-analízist (GLM ANOVA) használtunk.

## Eredmények

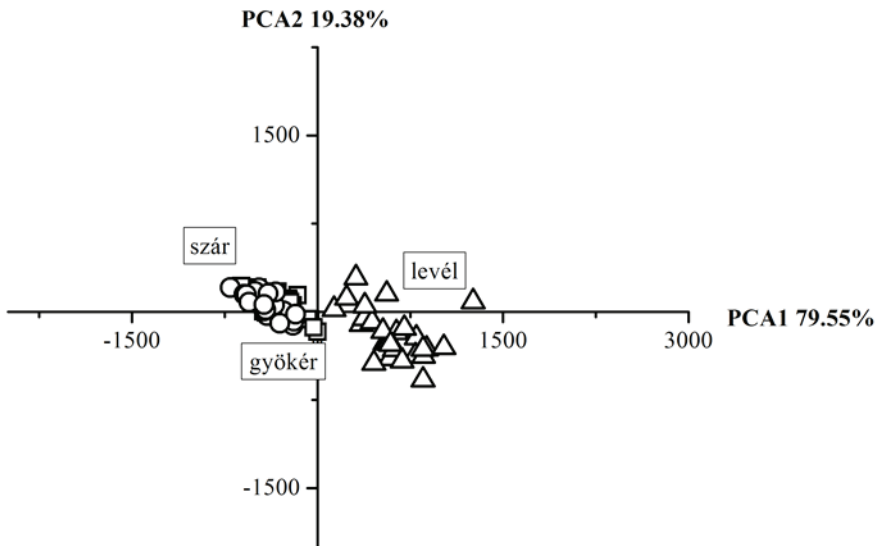
A fehér libatop növényi szerveinek főkomponens-analízissel (PCA) történő vizsgálata során azt tapasztaltuk, hogy a gyökerek, szár és levelek fémkoncentrációja az egyes megvizsgált területrészek között jelentősen különbözött (1. ábra). A kaporlevelű ebszékfű főkomponens-analízise azt mutatta, hogy az egyedek leveleinek fémkoncentrációja jelentősen eltért a gyökerek és a szár fémkoncentrációjától (2. ábra).

A GLM-analízis eredményei alapján a két faj között, a növényi szervek között és a vizsgált területek között is szignifikáns ( $p < 0,05$ ) különbségeket tapasztaltunk (1. és 2. táblázat). A K és Mg a fehér libatop, míg az Al, Fe, Mn és Na a kaporlevelű ebszékfű egyedekben volt jelen szignifikánsan nagyobb koncentrációban. A növényi szervek között az Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ba, Cr, Cu, Ni, Pb, Sr és Zn esetében volt szignifikáns különbség. Az egyes területrészek között pedig





1. ábra: A fehér libatop egyedek növényi szerveiben mért elemkoncentrációk ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) főkomponens-analízise. Jelölések: négyzet – gyökér; kör – szár; háromszög – levél.



2. ábra: A kaporlevelű ebszékfű egyedek növényi szerveiben mért elemkoncentrációk ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) főkomponens-analízise. Jelölések: négyzet – gyökér; kör – szár; háromszög – levél.

az Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ba és Zn esetén tapasztaltunk szignifikáns eltérést a növények fémkoncentrációja alapján.

A fehér libatop egyedek esetében megállapítottuk, hogy a Ca, K, Mg, Mn, Sr és Zn a levelekben szignifikánsan ( $p < 0,05$ ) nagyobb koncentrációban volt jelen, mint a gyökerekben és a szárban. A Fe és Cu esetében ugyanezen mintázatot csupán az erősen szennyezett 2-es területrészen sikerült megfigyelni. Az Al és Ba kapcsán a szárban találtuk szignifikánsan a legkisebb koncentrációkat. A Cd koncentrációja minden esetben a kimutatási határérték alatt ( $0,01 \text{ mg kg}^{-1}$ ) volt.

A kaporlevelű ebszékfű egyedek növényi szervei esetében azt tapasztaltuk, hogy az Al, Ba, Cr és Pb koncentrációja a gyökerekben volt szignifikánsan ( $p < 0,05$ ) a legnagyobb. A Ca, K, Mg és Mn a levelekben halmozódott fel szignifikánsan a legnagyobb koncentrációban. A Fe, Na, Cu, Ni és Sr koncentrációja a szárban volt a legkisebb, viszont nem szignifikáns mértékben. A Zn valamennyi növényi szervben hasonló mértékben akkumulálódott. A Cd koncentrációja e faj esetében is kimutatási határérték alatti volt.

A talajminták és a fehér libatop növényi szerveinek fémkoncentrációja között a mérsékelten szennyezett 1-es területrészen szignifikáns ( $p < 0,05$ ) korreláció nem mutatkozott. Az erősen szennyezett 2-es területrészen szignifikáns negatív korreláció jelentkezett az Al ( $r = -0,700$ ,  $p = 0,036$ ), Fe ( $r = -0,683$ ,  $p = 0,042$ ) és Pb ( $r = -0,798$ ,  $p = 0,010$ ) esetében. A mérsékelten szennyezett 3-as területrészen szignifikáns pozitív korrelációt igazoltunk a Cr ( $r = 0,733$ ,  $p = 0,025$ ) és Ni ( $r = 0,733$ ,  $p = 0,025$ ), illetve szignifikáns negatív korrelációt az Al ( $r = -0,783$ ,  $p = 0,013$ ), Mg ( $r = -0,717$ ,  $p = 0,030$ ) és Ba ( $r = -0,731$ ,  $p = 0,025$ ) vizsgálatokor.

A talajminták és a kaporlevelű ebszékfű növényi szerveinek fémkoncentrációja között a mérsékelten szennyezett 1-es területrészen szignifikáns ( $p < 0,05$ ) pozitív korrelációt találtunk a Fe ( $r = 0,683$ ,  $p = 0,042$ ) esetében. Az erősen szennyezett 2-es területrészen szignifikáns negatív korrelációt a Ca ( $r = -0,717$ ,  $p = 0,030$ ) és Cu ( $r = -0,883$ ,  $p = 0,002$ ), míg szignifikáns pozitív korrelációt a Sr ( $r = 0,733$ ,  $p = 0,025$ ) vizsgálatokor jeleztünk. A mérsékelten szennyezett 3-as területrészen szignifikáns negatív korrelációt találtunk az Al ( $r = -0,667$ ,  $p = 0,050$ ) esetében.

## Értékelés

Munkánk során megállapítottuk, hogy a fehér libatop egyedek fémkoncentrációja általánosan kicsi volt. Vizsgálati területünkhöz hasonló talajbéli Cd-koncentráció mellett Parisien *et al.* (2015)  $0,7\text{--}4,4 \text{ mg kg}^{-1}$  fémkoncentrációkat jeleztek, ellentétben az általunk tapasztalt kimutatási határérték alatti koncentrációkkal. A Fe, Mn, Cr, Cu, Ni, Pb és Zn ugyancsak vizsgálatunkhoz hasonló talajkoncent-

**1. táblázat.** A fehér libatop egyedek növényi szerveinek elemkoncentrációja ( $\text{mg kg}^{-1}$ , átlag  $\pm$  SE).

Elem	Mérsékelten szennyezett 1-es (északi) rész			Erősen szennyezett 2-es (középső) rész			Mérsékelten szennyezett 3-as (déli) rész		
	Gyökér	Szár	Levél	Gyökér	Szár	Levél	Gyökér	Szár	Levél
Al	4,99 $\pm$ 0,61	1,99 $\pm$ 0,54	3,54 $\pm$ 0,60	6,39 $\pm$ 2,13	1,14 $\pm$ 0,15	2,93 $\pm$ 0,29	17,6 $\pm$ 3,91	1,23 $\pm$ 0,20	5,20 $\pm$ 1,77
Ba	0,12 $\pm$ 0,01	0,09 $\pm$ 0,00	0,16 $\pm$ 0,01	0,14 $\pm$ 0,02	0,14 $\pm$ 0,01	0,27 $\pm$ 0,02	0,22 $\pm$ 0,03	0,13 $\pm$ 0,01	0,22 $\pm$ 0,02
Ca	77,6 $\pm$ 6,67	161 $\pm$ 19,6	926 $\pm$ 27,4	75,3 $\pm$ 9,25	310 $\pm$ 94,8	1008 $\pm$ 56,1	69,3 $\pm$ 11,6	141 $\pm$ 17,1	855 $\pm$ 88,5
Cr	0,08 $\pm$ 0,01	0,03 $\pm$ 0,01	0,06 $\pm$ 0,02	0,08 $\pm$ 0,03	0,03 $\pm$ 0,01	0,02 $\pm$ 0,00	0,13 $\pm$ 0,03	0,02 $\pm$ 0,00	0,03 $\pm$ 0,01
Cu	0,40 $\pm$ 0,02	1,98 $\pm$ 1,69	0,52 $\pm$ 0,02	0,37 $\pm$ 0,01	0,31 $\pm$ 0,01	0,52 $\pm$ 0,02	0,44 $\pm$ 0,01	0,37 $\pm$ 0,01	12,2 $\pm$ 11,7
Fe	4,92 $\pm$ 0,60	5,44 $\pm$ 3,32	6,61 $\pm$ 0,51	5,88 $\pm$ 1,82	2,12 $\pm$ 0,20	6,52 $\pm$ 0,49	15,0 $\pm$ 3,39	1,99 $\pm$ 0,18	29,6 $\pm$ 23,6
K	942 $\pm$ 39,5	2226 $\pm$ 114	2922 $\pm$ 87,8	976 $\pm$ 26,1	2561 $\pm$ 178	3074 $\pm$ 74,5	957 $\pm$ 53,7	2580 $\pm$ 166	2983 $\pm$ 116
Mg	76,7 $\pm$ 3,53	103 $\pm$ 6,36	1010 $\pm$ 41,7	66,7 $\pm$ 2,77	127 $\pm$ 27,7	916 $\pm$ 31,2	88,4 $\pm$ 5,29	144 $\pm$ 20,0	1229 $\pm$ 62,3
Mn	0,51 $\pm$ 0,03	0,47 $\pm$ 0,03	1,29 $\pm$ 0,09	0,56 $\pm$ 0,07	0,55 $\pm$ 0,04	1,73 $\pm$ 0,10	1,31 $\pm$ 0,23	0,90 $\pm$ 0,14	4,94 $\pm$ 1,46
Na	40,7 $\pm$ 8,04	13,0 $\pm$ 6,39	22,4 $\pm$ 18,0	26,4 $\pm$ 11,3	92,0 $\pm$ 74,4	3,60 $\pm$ 0,65	44,9 $\pm$ 15,6	28,3 $\pm$ 21,7	10,2 $\pm$ 4,72
Ni	0,03 $\pm$ 0,01	0,02 $\pm$ 0,01	0,09 $\pm$ 0,05	0,04 $\pm$ 0,01	0,06 $\pm$ 0,04	0,04 $\pm$ 0,01	0,08 $\pm$ 0,02	0,03 $\pm$ 0,01	0,04 $\pm$ 0,01
Pb	0,08 $\pm$ 0,00	0,08 $\pm$ 0,00	0,03 $\pm$ 0,00	0,10 $\pm$ 0,04	0,07 $\pm$ 0,01	0,03 $\pm$ 0,01	0,06 $\pm$ 0,00	0,07 $\pm$ 0,00	0,06 $\pm$ 0,01
Sr	0,85 $\pm$ 0,04	1,56 $\pm$ 0,07	2,82 $\pm$ 0,08	0,82 $\pm$ 0,04	1,81 $\pm$ 0,15	3,00 $\pm$ 0,17	1,00 $\pm$ 0,08	1,57 $\pm$ 0,09	3,16 $\pm$ 0,24
Zn	1,71 $\pm$ 0,12	1,46 $\pm$ 0,09	5,92 $\pm$ 0,32	1,57 $\pm$ 0,10	1,39 $\pm$ 0,08	5,70 $\pm$ 0,49	1,29 $\pm$ 0,09	1,08 $\pm$ 0,09	2,77 $\pm$ 0,24

**2. táblázat.** A kaporlevelű ebszékfű egyedek növényi szervesinek elemkoncentrációja ( $\text{mg kg}^{-1}$ , átlag  $\pm$  SE).

Elem	Mérsékelten szennyezett 1-es (északi) rész				Erősen szennyezett 2-es (középső) rész				Mérsékelten szennyezett 3-as (déli) rész				
	Gyökér	Szár	Levél	Szár	Gyökér	Szár	Levél	Szár	Gyökér	Szár	Levél	Szár	Levél
Al	19,5 $\pm$ 2,76	7,18 $\pm$ 1,97	11,0 $\pm$ 1,29	7,48 $\pm$ 1,30	37,4 $\pm$ 6,86	7,48 $\pm$ 1,30	6,80 $\pm$ 0,94	6,63 $\pm$ 0,80	28,3 $\pm$ 3,40	6,63 $\pm$ 0,80	6,80 $\pm$ 0,94	6,63 $\pm$ 0,80	16,2 $\pm$ 5,06
Ba	0,42 $\pm$ 0,03	0,21 $\pm$ 0,02	0,23 $\pm$ 0,01	0,28 $\pm$ 0,02	0,74 $\pm$ 0,08	0,28 $\pm$ 0,02	0,20 $\pm$ 0,01	0,26 $\pm$ 0,02	0,52 $\pm$ 0,05	0,26 $\pm$ 0,02	0,20 $\pm$ 0,01	0,26 $\pm$ 0,02	0,24 $\pm$ 0,02
Ca	195 $\pm$ 18,4	113 $\pm$ 12,0	825 $\pm$ 327	169 $\pm$ 15,6	208 $\pm$ 14,7	169 $\pm$ 15,6	557 $\pm$ 75,8	122 $\pm$ 20,5	154 $\pm$ 28,9	122 $\pm$ 20,5	557 $\pm$ 75,8	122 $\pm$ 20,5	552 $\pm$ 59,5
Cr	0,23 $\pm$ 0,04	0,15 $\pm$ 0,04	0,09 $\pm$ 0,02	0,12 $\pm$ 0,02	0,37 $\pm$ 0,08	0,12 $\pm$ 0,02	0,06 $\pm$ 0,01	0,06 $\pm$ 0,00	0,20 $\pm$ 0,03	0,06 $\pm$ 0,00	0,06 $\pm$ 0,01	0,06 $\pm$ 0,00	0,08 $\pm$ 0,02
Cu	0,64 $\pm$ 0,04	0,27 $\pm$ 0,02	0,78 $\pm$ 0,09	0,28 $\pm$ 0,01	0,63 $\pm$ 0,06	0,28 $\pm$ 0,01	0,65 $\pm$ 0,03	0,33 $\pm$ 0,04	0,54 $\pm$ 0,04	0,33 $\pm$ 0,04	0,65 $\pm$ 0,03	0,33 $\pm$ 0,04	22,2 $\pm$ 21,5
Fe	17,3 $\pm$ 2,47	7,14 $\pm$ 1,87	12,2 $\pm$ 1,16	6,95 $\pm$ 1,07	32,6 $\pm$ 5,95	6,95 $\pm$ 1,07	9,23 $\pm$ 0,98	5,84 $\pm$ 0,85	22,6 $\pm$ 2,63	5,84 $\pm$ 0,85	9,23 $\pm$ 0,98	5,84 $\pm$ 0,85	60,4 $\pm$ 47,8
K	723 $\pm$ 67,3	568 $\pm$ 48,1	1451 $\pm$ 104	643 $\pm$ 47,5	879 $\pm$ 43,2	643 $\pm$ 47,5	1773 $\pm$ 46,5	714 $\pm$ 43,9	684 $\pm$ 37,6	714 $\pm$ 43,9	1773 $\pm$ 46,5	714 $\pm$ 43,9	1627 $\pm$ 100
Mg	49,8 $\pm$ 5,91	31,9 $\pm$ 4,11	256 $\pm$ 59,2	40,2 $\pm$ 5,12	57,4 $\pm$ 5,94	40,2 $\pm$ 5,12	183 $\pm$ 25,4	39,6 $\pm$ 3,68	58,7 $\pm$ 8,41	39,6 $\pm$ 3,68	183 $\pm$ 25,4	39,6 $\pm$ 3,68	222 $\pm$ 11,5
Mn	1,47 $\pm$ 0,15	1,44 $\pm$ 0,22	3,55 $\pm$ 0,60	3,22 $\pm$ 0,55	2,46 $\pm$ 0,27	3,22 $\pm$ 0,55	4,91 $\pm$ 0,53	3,77 $\pm$ 0,69	3,09 $\pm$ 0,40	3,77 $\pm$ 0,69	4,91 $\pm$ 0,53	3,77 $\pm$ 0,69	9,56 $\pm$ 1,30
Na	169 $\pm$ 7,90	59,2 $\pm$ 13,9	313 $\pm$ 299	34,7 $\pm$ 12,4	107 $\pm$ 13,5	34,7 $\pm$ 12,4	71,9 $\pm$ 67,0	47,2 $\pm$ 8,81	157 $\pm$ 17,0	47,2 $\pm$ 8,81	71,9 $\pm$ 67,0	47,2 $\pm$ 8,81	22,0 $\pm$ 10,6
Ni	0,10 $\pm$ 0,01	0,12 $\pm$ 0,05	0,07 $\pm$ 0,01	0,09 $\pm$ 0,02	0,18 $\pm$ 0,02	0,09 $\pm$ 0,02	0,08 $\pm$ 0,02	0,09 $\pm$ 0,01	0,17 $\pm$ 0,01	0,09 $\pm$ 0,01	0,08 $\pm$ 0,02	0,09 $\pm$ 0,01	0,12 $\pm$ 0,02
Pb	0,16 $\pm$ 0,05	0,05 $\pm$ 0,01	0,06 $\pm$ 0,03	0,04 $\pm$ 0,00	0,12 $\pm$ 0,02	0,04 $\pm$ 0,00	0,03 $\pm$ 0,01	0,03 $\pm$ 0,01	0,06 $\pm$ 0,00	0,03 $\pm$ 0,01	0,03 $\pm$ 0,01	0,03 $\pm$ 0,01	0,05 $\pm$ 0,01
Sr	1,69 $\pm$ 0,10	1,18 $\pm$ 0,09	1,74 $\pm$ 0,12	1,30 $\pm$ 0,08	1,72 $\pm$ 0,08	1,30 $\pm$ 0,08	1,51 $\pm$ 0,09	1,44 $\pm$ 0,09	1,56 $\pm$ 0,10	1,44 $\pm$ 0,09	1,51 $\pm$ 0,09	1,44 $\pm$ 0,09	1,93 $\pm$ 0,17
Zn	2,64 $\pm$ 0,23	1,90 $\pm$ 0,18	2,60 $\pm$ 0,41	2,70 $\pm$ 0,32	2,89 $\pm$ 0,22	2,70 $\pm$ 0,32	2,92 $\pm$ 0,28	1,42 $\pm$ 0,07	1,36 $\pm$ 0,11	1,42 $\pm$ 0,07	2,92 $\pm$ 0,28	1,42 $\pm$ 0,07	1,68 $\pm$ 0,21

rációi mellett Gupta & Sinha (2007) nagyobb koncentrációkat tapasztaltak a faj növényi szerveiben, mint azt eredményeink mutatják. Megjegyzendő, hogy hozzánk hasonlóan szintén a levelekben mérték a Fe, Cr, Ni és Pb koncentrációjának maximumát. Nouri *et al.* (2009) szintén az általunk tapasztalt koncentrációktól nagyobb Fe, Mn, Cu és Zn koncentrációkat figyeltek meg. Malik *et al.* (2010) a fehér libatop esetében eredményeinkhez hasonló Pb koncentrációt találtak. Hozzánk hasonlóan, veteménybab (*Phaseolus vulgaris* L.) egyedeket vizsgálva Tuma *et al.* (2004) szintén a levelekben igazolták a Ca és Mg legnagyobb koncentrációját. A kutatók ezt a Ca esetén a fém vakuólumokból történő lassú és korlátozott távozására, míg a Mg esetén a fém fotoszintézisben betöltött alapvető szerepére vezették vissza.

A kaporlevelű ebszékfű vizsgálatokor a fehér libatophoz hasonlóan kis akkumulációs potenciált jeleztünk. Geneva *et al.* (2014) orvosi székfű egyedekben az eredményeinktől nagyobb Cu, Pb és Zn koncentrációkat mutattak ki. Lydakis-Simantiris *et al.* (2012) az orvosi székfű gyökereiben jelentősen nagyobb Ni és Pb akkumulációt figyeltek meg, mint a levelekben, eredményeinkkel ellentétben. Öt lágy szárú faj fémfelvétele elemelve Nwaedozie *et al.* (2015) a föld feletti növényi szervekben nagyobb Mn koncentrációt figyeltek meg, mint a gyökerekben, mely az általunk tapasztaltakkal megegyezik. A munkánk során igazolt nagy gyökérbéli Al koncentrációt lágyszárúak esetén Gordon & Jackson (2000) is bizonyították, melyet a sűrű hajszálgökér-hálózáttal magyaráztak. Sharma & Sharma (2013) különböző fajokot vizsgálva szintén a leveleket találták a fő K raktározó növényi szervnek.

A fehér libatop fémkoncentrációjának talajbéli értékekkel való összefüggésének vizsgálata szignifikáns negatív korrelációt igazolt az Al, Fe, Mg, Ba és Pb esetében. Eredményeinkkel ellentétben Galfati *et al.* (2011) rokon fajoknál a talajjal összevetve szignifikáns pozitív korrelációt igazoltak a Cd, Cu, Ni és Zn kapcsán. Tizenhárom növényfajt, köztük a fehér libatopot vizsgálva Liang *et al.* (2016) eredményeinkkel ellentétben szintén szignifikáns pozitív korrelációt tapasztaltak a Cd, Cu, Pb és Zn esetében. A Cr vizsgálatokor Samantaray *et al.* (2001) szignifikáns pozitív korrelációt találtak a talaj és négy faj faj fémkoncentrációja között.

A kaporlevelű ebszékfű növényi szerveinek vizsgálata során szignifikáns negatív korrelációt az Al, Ca és Cu, míg szignifikáns pozitív korrelációt a Fe és Sr mutatott. Lydakis-Simantiris *et al.* (2012) megfigyelték, hogy növekvő talajbéli Cd, Ni és Pb koncentráció hatására az orvosi székfű egyedek növényi szerveinek fémkoncentrációja is emelkedett. Grejtovský *et al.* (2006) ugyanezen faj kapcsán, a Zn esetében figyeltek meg hasonló trendet. Eredményeink ezzel szemben azt mutatták, hogy a fémek talajbéli koncentrációjának csekély hatása van a növények által felvett koncentrációkra. Nouri *et al.* (2009) és Yoon *et al.* (2006) szá-

mos különböző növényfaj vizsgálatok az eredményeinket alátámasztó gyenge korrelációkról számoltak be.

Összefoglalva megállapíthatjuk, hogy a fehér libatop és a kaporlevelű ebszékfű egyaránt alkalmas lehet fémekkel szennyezett talajok környezeti kockázatának csökkentésére a toxikus elemek fitoakkumulációjával. A talajban és a növényi szervekben található fémkoncentrációk között több esetben is szignifikáns korrelációt tapasztaltunk. A két faj fitoextrakciós célú alkalmazását főként mérsékelt szennyezett talajokon javasoljuk, mely során valamennyi növényi szerv betakarítására (beleértve a növényen és a talajon lévő leveleket is) nagy hangsúlyt kell fektetni.

Köszönetnyilvánítás – Munkánk megvalósulását a „Nemzet Fiatal Tehetségeiért Ösztöndíj” című, NTP-NFTÖ-17-B kódjelű pályázat támogatta.

## Irodalomjegyzék

- Applequist, W. I. (2002): A reassessment of the nomenclature of *Matricaria* L. and *Tripleurospermum* Sch. Bip. (Asteraceae). – *Taxon* **51**: 757–761. doi: <https://doi.org/10.2307/1555032>
- Armendariz, M. D. R., Abellan, T. R., Gonzalez-Weller, D., Gonzalez, G. L., Fernandez, A. J. G. & de la Torre, A. H. (2014): Metals (Al, Mn, Sr, Cd and Pb) in phytopharmaceuticals (*Matricaria recutita*, *Tilia officinalis* and *Salvia officinalis*). – *Toxicol. Lett.* **229**: S182. doi: <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2014.06.621>
- Bandiera, M., Dal Cortivo, C., Barion, G., Mosca, G. & Vamerli, T. (2016): Phytoremediation opportunities with alimurgic species in metal-contaminated environments. – *Sustainability-Basel*. **8**: 357. doi: <https://doi.org/10.3390/su8040357>
- Bhargava, A., Shukla, S., Srivastava, J., Singh, N. & Ohri, D. (2008): *Chenopodium*: a prospective plant for phytoextraction. – *Acta Physiol. Plant.* **30**: 111–120. doi: <https://doi.org/10.1007/s11738-007-0097-3>
- Dousset, S., Morel, J. L., Jacobson, A. & Bitton, G. (2001): Copper binding capacity of root exudates of cultivated plants and associated weeds. – *Biol. Fert. Soils*. **34**: 230–234. doi: <https://doi.org/10.1007/s003740100404>
- Galfati, I., Bilal, E., Béji Sassi, A., Abdallah, H. & Zaïer, A. (2011): Accumulation of heavy metals in native plants growing near the phosphate treatment industry, Tunisia. – *Carpath. J. Earth Env.* **6**: 85–100.
- Geneva, M., Markovska, Y., Todorov, I. & Stancheva, I. (2014): Accumulation of Cd, Pb, Zn and antioxidant response in chamomile (*Matricaria recutita* L.) grown on industrially polluted soil. – *Genet. Plant Physiol.* **4**: 131–139.
- Gordon, W. S. & Jackson, R. B. (2000): Nutrient concentrations in fine roots. – *Ecology* **81**: 275–280. doi: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[0275:NCIFR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[0275:NCIFR]2.0.CO;2)
- Grejtovský, A., Markušová, K. & Eliašová, A. (2006): The response of chamomile (*Matricaria chamomilla* L.) plants to soil zinc supply. – *Plant Soil Environ.* **52**: 1–7.
- Gupta, A. K. & Sinha, S. (2007): Phytoextraction capacity of the *Chenopodium album* L. grown on soil amended with tannery sludge. – *Bioresource Technol.* **98**: 442–446. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.01.015>

- Hoefler, C., Santner, J., Puschenreiter, M. & Wenzel, W. W. (2015): Localized metal solubilization in the rhizosphere of *Salix smithiana* upon sulfur application. – *Envir. Sci. Tech.* **49**: 4522–4529. doi: <https://doi.org/10.1021/es505758j>
- Hu, R., Sun, K., Su, X., Pan, Y. X., Zhang, Y. F. & Wang, X. P. (2012): Physiological responses and tolerance mechanisms to Pb in two xerophils: *Salsola passerina* Bunge and *Chenopodium album* L. – *J. Hazard. Mater.* **205–206**: 131–138. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.12.051>
- Ishikawa, Y., Sato, S., Kurimoto, Y., Yamada, H., Hayakawa, A. & Hidaka, S. (2014): Preliminary study of phytoremediation and biomass production by *Salix* species on abandoned farmland polluted with heavy metals. – *J. Arid Land Stud.* **23–24**: 167–172.
- Kacálková, L., Tlustoš, P. & Száková, J. (2015): Phytoextraction of risk elements by willow and poplar trees. – *Int. J. Phytoremediat.* **17**: 414–421. doi: <https://doi.org/10.1080/15226514.2014.910171>
- Kay, Q. O. N. (1994): *Tripleurospermum inodorum* (L.) Schultz Bip. – *J. Ecol.* **82**: 681–697. doi: <https://doi.org/10.2307/2261275>
- Liang, S. X., Gao, N., Li, Z. C., Shen, S. G. & Li, J. (2016): Investigation of correlativity between heavy metals concentration in indigenous plants and combined pollution soils. – *J. Chem. Ecol.* **32**: 872–883. doi: <https://doi.org/10.1080/02757540.2016.1203909>
- Lydakis-Simantiris, N., Skoula, M., Fabian, M. & Naxakis, G. (2012): Cultivation of medicinal and aromatic plants in heavy metal-contaminated soil – Exploitation with caution. 3rd International Conference on Industrial and Hazardous Waste Management, Crete, September 2012.
- Mahar, A., Wang, P., Ali, A., Awasthi, M. K., Lahori, A. H., Wang, Q., Li, R. & Zhang, Z. (2016): Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. – *Ecotox. Environ. Safe.* **126**: 111–121. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.023>
- Malik, R. N., Husain, S. Z. & Nazir, I. (2010): Heavy metal contamination and accumulation in soil and wild plant species from industrial area of Islamabad, Pakistan. – *Pak. J. Bot.* **42**: 291–301.
- Nouri, J., Khorasani, N., Lorestani, B., Karami, M., Hassani, A. H. & Yousefi, N. (2009): Accumulation of heavy metals in soil and uptake by plant species with phytoremediation potential. – *Environ. Earth Sci.* **59**: 315–323. doi: <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0028-2>
- Nwaedozie, G. C., Mohammed, Y., Faruruwa, D. M., Nwaedozie, J. M. & Esekhaagbe, R. O. (2015): Evaluation of accumulation ability for Pb, Cr, Ni, and Mn in native plants growing on a contaminated air force shooting range, Kaduna. – *Glob. J. Sci. Front. Res. B.* **15**.
- Parisien, M. A., Rutter, A. & Zeeb, B. A. (2015): Feasibility of using phytoextraction to remediate a compost-based soil contaminated with cadmium. – *Int. J. Phytoremediat.* **17**: 1137–1143. doi: <https://doi.org/10.1080/15226514.2014.1003792>
- Samantaray, S., Rout, G. R. & Das, P. (2001): Heavy metal and nutrient concentration in soil and plants growing on a metalliferous chromite minespoil. – *Environ. Technol.* **22**: 1147–1154. doi: <https://doi.org/10.1080/09593332208618204>
- Samatadze, T. E., Amosova, A. V., Suslina, S. N., Zagumennikova, T. N., Mel'nikova, N. V., Bykov, V. A., Zelenin, A. V. & Muravenko, O. V. (2014): Comparative cytogenetic study of the tetraploid *Matricaria chamomilla* L. and *Matricaria inodora* L. – *Biology Bull.* **41**: 109–117. doi: <https://doi.org/10.1134/S1062359013060125>
- Sharma, B. & Sharma, K. (2013): Nutrient accumulation in various plant parts of dominant tree species of three different localities. – *Pak. J. Biol. Sci.* **15–16**: 965–968.
- Simon, E., Baranyai, E., Braun, M., Cserhádi, Cs., Fábíán, I. & Tóthmérész, B. (2014): Elemental concentrations in deposited dust on leaves along an urbanization gradient. – *Sci. Total Environ.* **490**: 514–520. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.028>
- Simon, E., Braun, M., Vidic, A., Bogyó, D., Fábíán, I. & Tóthmérész, B. (2011): Air pollution assessment based on elemental concentration of leaves tissue and foliage dust along an urbaniza-

- tion gradient in Vienna. – *Environ. Pollut.* **159**: 1229–1233. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.034>
- Simon, E., Harangi, S., Baranyai, E., Fábíán, I. & Tóthmérész, B. (2016): Influence of past industry and urbanization on elemental concentrations in deposited dust and tree leaf tissue. – *Urban For. Urban Gree.* **20**: 12–19. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.07.017>
- Simon, E., Vidic, A., Braun, M., Fábíán, I. & Tóthmérész, B. (2013): Trace element concentrations in soils along urbanization gradients in the city of Wien, Austria. – *Environ. Sci. Pollut. R.* **20**: 917–924. doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1091-x>
- Stanojkovic-Sebic, A., Pivic, R., Josic, D., Dinic, Z. & Stanojkovic, A. (2015): Heavy metals content in selected medicinal plants commonly used as components for herbal formulations. – *Tar. Bil. Der.* **21**: 317–325. doi: [https://doi.org/10.1501/Tarimbil\\_0000001334](https://doi.org/10.1501/Tarimbil_0000001334)
- Tózsér, D., Magura, T. & Simon, E. (2017): Heavy metal uptake by plant parts of willow species: A meta-analysis. – *J. Hazard. Mater.* **336**: 101–109. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.03.068>
- Tózsér, D., Harangi, S., Baranyai, E., Lakatos, Gy., Fülöp, Z., Tóthmérész, B. & Simon, E. (2018): Phytoextraction with *Salix viminalis* in a moderately to strongly contaminated area. – *Environ. Sci. Pollut. R.* **25**: 3275–3290. doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0699-2>
- Tůma, J., Skalický, M., Tůmová, L., Bláhová, P. & Rosůlková, M. (2004): Potassium, magnesium and calcium content in individual parts of *Phaseolus vulgaris* L. plant as related to potassium and magnesium nutrition. – *Plant Soil Environ.* **50**: 18–26.
- Vangronsveld, J., Herzig, R., Weyens, N., Boulet, J., Adriaensen, K., Ruttens, A., Thewys, T., Vassilev, A., Meers, E., Nehnevajova, E., van der Lelie, D. & Mench, M. (2009): Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. – *Environ. Sci. Pollut. R.* **16**: 765–794. doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-009-0213-6>
- Yoon, J., Cao, X., Zhou, X. & Ma, L. Q. (2006): Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. – *Sci. Total Environ.* **368**: 456–464. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.016>
- Zimmer, D., Baum, C., Leinweber, P., Hrynkiewicz, K. & Meissner, R. (2009): Associated bacteria increase the phytoextraction of cadmium and zinc from a metal-contaminated soil by mycorrhizal willows. – *Int. J. Phytoremediat.* **11**: 200–213. doi: <https://doi.org/10.1080/15226510802378483>



## Testing of metal accumulation of weeds in contaminated areas

Dávid Tőzsér

*Department of Ecology, University of Debrecen*

*H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary*

*e-mail: [tozser.david@windowslive.com](mailto:tozser.david@windowslive.com)*

In the last few decades, the remediation of contaminated areas with weeds is getting more and more attention. In this work we studied the metal (Al, Ba, Ca, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Sr and Zn) accumulation potential of *Chenopodium album* L. and *Tripleurospermum inodorum* (L.) Sch. Bip. based on the elemental concentration in roots, stem and leaves. Furthermore, we studied the correlation in metal concentration between soil and plant samples. Our results demonstrated that both species had low metal accumulation potential, compared to results from previous studies. Among plant parts of the species, we found leaves as the main metal accumulator organ. We indicated significant correlations in metal concentration between soil and plant species. We suggested that both *C. album* and *T. inodorum* can be successfully applied as metal accumulators, primarily due to high concentrations in leaves.

**Keywords:** metal, bioaccumulation, *Chenopodium album*, *Tripleurospermum inodorum*, weed species, plant organs

# A 2014-es jégtörés tulajdonságai és az azt követő erdészeti fakitermelés hatásai a Börzsöny erdeiben

Zoltán László és Standovár Tibor

*Eötvös Loránd Tudományegyetem, Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C*

*e-mail: [zoltan.laci93@gmail.com](mailto:zoltan.laci93@gmail.com)*

**Összefoglaló:** Munkánk során a 2014-ben bekövetkezett – az elmúlt 50 év legnagyobb kiterjedésű és intenzitású – jégtörésének hatásait vizsgáltuk a Börzsönyben. Elvégeztük a jégtörés egyes tulajdonságainak kvantitatív leírását és összehasonlítottuk a korábbi börzsönyi jégtörésekkel kapcsolatos kutatások eredményeivel. A jégtörés előtt felmért területek újrafelvételezésével (azonos módszertan alapján) lehetőség nyílt a jégtörés hatásainak kimutatására. A 885 db mintavételi pont elemzése alapján megállapítható, hogy a jégtörés a nitrofil lágyszárúak tömeges felszaporodását, illetve az alacsony (< 50 cm) újulat borításának növekedését váltotta ki. E változások mértékét befolyásolhatja, hogy megtörtént-e a kidőlt faanyag összetermelése, s ha igen milyen technikával. Az erdészeti gépek által okozott talajbolygatás jobban károsítja az újulatot és nagyobb nitrofil borítást eredményez, mint a tradicionális közelítési technikák (lovas, kézi). Az erdőgazdálkodás alól több évtizede kivont Pogány-Rózsás Erdőrezervátum területén az erdők a gazdaságiakhoz képest kevésbé károsodtak.

**Kulcsszavak:** bolygatásjelző lágyszárúak, erdőrezervátum, *Fagus sylvatica*, jégkár, közelítés, nitrofil lágyszárúak, természetes bolygatás, természetközeli erdőgazdálkodás

## Bevezetés

Az elmúlt 40–50 év során Európa erdeit egyre nagyobb intenzitású természetes bolygatások érték, sokszor jelentős gazdasági károkat okozva (Schelhaas *et al.* 2003). A legelterjedtebb vágásos erdőgazdálkodás elegyfajokban szegény, egykorú, homogén szerkezetű faállományokat alakít ki. Az ilyen állományok gyengébb ellenálló képességgel rendelkeznek természetes bolygatásokkal szemben (Irland 2000, Aszalós *et al.* 2001). A természetes bolygatások (pl. széldöntés, jégtörés) természetvédelmi szempontból kedvezőek, hiszen szerves részei az erdőciklusnak és a keletkező holtfa számtalan élőlénynek biztosít életteret, ezzel növelve a biodiverzitást.

A Börzsönyben 1996-ban, 2001-ben, 2004-ben és 2014-ben történt jégtörés (Zoltán 2018). A 2014-es jégtörés döntően erdőgazdálkodás alatt álló területeket

érintett, ezért a holt faanyag egészségügyi kitermelése nagyrészt már megtörtént. A gazdálkodás alól már több évtizede kivont Pogány-Rózsás Erdőrezervátum területén csak az utak felszabadítása történt meg, így az többé-kevésbé antropogén bolygatás mentes, természetközeli állománynak tekinthető.

A holt faanyag kitermelésére különböző közelítési technikákat alkalmaznak, amelyek eltérően hatnak a nitrofil lágyszárúak és az újulat borítására (Fidej *et al.* 2016). Mivel ilyen nagymértékű bolygatásról még nincsenek magyarországi adataink, célszerűnek láttuk a jégtörés (1) kvantitatív jellemzését és összehasonlítását korábbi bolygatásokkal, (2) közvetlen hatásait vizsgálni a faállományra és az aljnövényzetre, (3) a jégtörés utáni kitermelés hatásait és ezeknek az erdő felújulására gyakorolt hatásait elemezni.

## Módszerek

A kvantitatív jellemzéshez korábbi regionális irodalmi adatokkal végeztünk összehasonlítást. Lékméret eloszlásokat készítettünk különböző dőlési kategóriák (egy folton belül a faállomány mekkora hányada dőlt ki) szerint, 2015-ben készült légifelvételeken alapuló, a teljes Börzsönyt lefedő bolygatási térkép (Tanács *et al.* 2017) alapján.

Az adatgyűjtés az „*Erdei életközösségek védelmét megalapozó többcélú állapotértékelés a magyar Kárpátokban*” – SH-4/13 projekt keretein belül zajlott, annak a protokollját követte (Standovár *et al.* 2016): 70×70 méteres háló rács-pontjaiban kihelyezett 500 m<sup>2</sup>-es mintakörökben információt gyűjtöttünk többek között a bolygatásokról, záródásról, faállományról, (alacsony) újulatról (< 50 cm), lágyszárúakról stb. Az erdőállapot felmérések 2014-ben, a jégtörés előtt megkezdődtek, így a jégtöréssel érintett területek egy részének újrafelvételezése lehetővé tette a jégtörés hatásainak elemzését. A munkánk során 885 db mintavételi pontot vettünk fel az Ipolyerdő Zrt. Diósjenői és Kemencei Erdészeteinek területén a 2015–2017 évek nyári időszakai során (részletek: Zoltán 2018). Mintavételi területeink közé tartozott a Pogány-Rózsás Erdőrezervátum egy része is.

A jégtörés közvetlen hatásait a faállományra és az aljnövényzetre párosított Wilcoxon-féle nem-paraméteres tesztekkel vizsgáltuk. A közelítési hatásvizsgálathoz kiválasztott N=358 pont kijelölésekor elsődleges szempont volt a <25%-os dőlés (a kismértékű dőlés melletti markáns reakció kimutatása céljából, Tanács *et al.* 2017 alapján), és a bükk (*Fagus sylvatica*) dominancia. Azokon a területeken, ahol az újrafelvételezés időpontjáig megtörtént az egészségügyi termelés, összehasonlítottuk a különböző kitermelési módszerek ( $N_{\text{gépi}} = 46$ ,  $N_{\text{kézi}} = 34$ ,  $N_{\text{lovás}} = 39$ ; referenciaként pedig  $N_{\text{nem_kitermelt_gazdasági_erdő}} = 149$ ,  $N_{\text{Pogány-Rózsás_Erdőrezervátum}} = 90$ )

hatásait az újulatra és lágyszárúakra Kruskal-Wallis-próbákkal, majd Dunn-féle post-hoc tesztekkel.

Vizsgálatainkhoz QGIS 2.16.0. szoftvert használtunk, a statisztikai vizsgálatokat R 3.2.2. programmal végeztük el.

## Eredmények

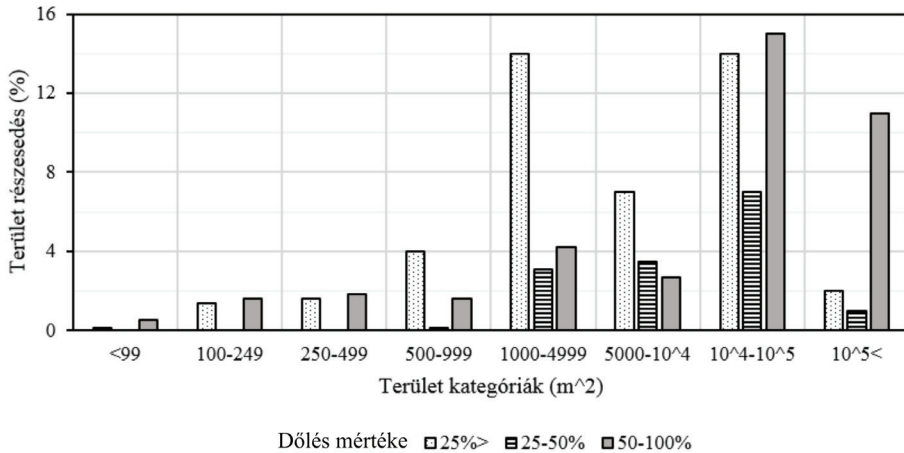
Az 1. táblázat az 1996-os és 2001-es jégtörés jellemzőit hasonlítja a 2014-ben megfigyeltékhez. A 2014-es jégtörés topográfiai és az állományokra jellemző tulajdonságait is figyelembe véve sokkal nagyobb tartományt fedett le, mint a korábbi bolygatások.

A különböző mértékben dőlt foltok méreteloszlását bemutató 1. ábrán látható, hogy a dőlési kategóriák jelentős része a 0,1 hektárnál nagyobb területekről írható le.

**1. táblázat:** Börzsönyi jégtörések legfontosabb kvantitatív jellemzői. A 2004-es jégtörést nem vizsgálták. Az érintett területek topográfiai és állományt leíró adatainak forrásai: 1996: Aszalós et al. 2001; 2001: Aszalós et al. 2004; 2014: Zoltán 2018. A hektárookra vonatkozó kárbebecslések (sporadikus károk is bevonva) forrásai: 1996 és 2001: Kenderes 2008; 2014: Hirka 2015. A m<sup>3</sup>-re vonatkozó kárbebecslések forrásai: 1996: Aszalós et al. 2012; 2001: Tóth Gábor, szóbeli közlés, 2004; 2014: Kiss László, szóbeli közlés, 2017. Az érintett erdészetekre vonatkozó források: 1996, 2001: Standovár et al. 2006.

Év	Börzsönyi jégtörések		
	1996	2001	2014
Kitettség	ÉK-K-DK-D	ÉK-K-DK-D	ÉK-K-(DK-D)-DNY-NY
Merekség (°)	17 <	18 <	15 <
Magasság (m)	438-800	500-700	310-820
Bükk elegyarány (%)	43 <	42 <	0-100 (átlag: 66)
Állomány kora (év)	54 <	50-100	40-125
Károsodott terület (ha)	942	1561	3630
Károsodott faanyag (1000 m <sup>3</sup> )	35	65	200 (150 kitermelve)
Jelentősen érintett erdészetek	Diósjenői Királyréti	Diósjenői Kemencei Királyréti	Diósjenői Kemencei

A jégtörés közvetlen, elsődleges hatásai között szerepel a nitrofil lágyszárúak jelentős mértékű térnyerése ( $W=91460$   $N=885$   $p<0,001$ ). Faji szinten a nagy csalán (*Urtica dioica*), a göcsös görvélyfű (*Scrophularia nodosa*) és a maszlagos nadragulya (*Atropa bella-donna*) jelent meg legnagyobb tömegességben. Az ökörfarkkóró fajok (*Verbascum* spp.) a nagy kiterjedésű dölésekhez kötőd-



**1. ábra:** A 2014-es jégtörés során keletkezett, különböző mértékben dőlt foltok méreteloszlása a manuálisan lehatárolt légifelvétel-alapú poligonok alapján. Az elemzésben csak a dőlt területeket vizsgáltuk (vagyis a csak lombkoronakárosodott területeket nem tartalmazza). Az összes dőlési-kategória együttesen adja ki a 100%-ot.

nek és szokatlanul nagy a tömegességük ezeken a területeken. A siska nádtippán (*Calamagrostis epigeios*) kizárólagosan a jégtörést követően kitermelt területekhez kötődik.

Az alacsony újulat borításáért a bükk, a gyertyán (*Carpinus betulus*) és a magas köris (*Fraxinus excelsior*) fajok borításának növekedése ( $W=220230$   $N=885$   $p<0,001$ ) felelős.

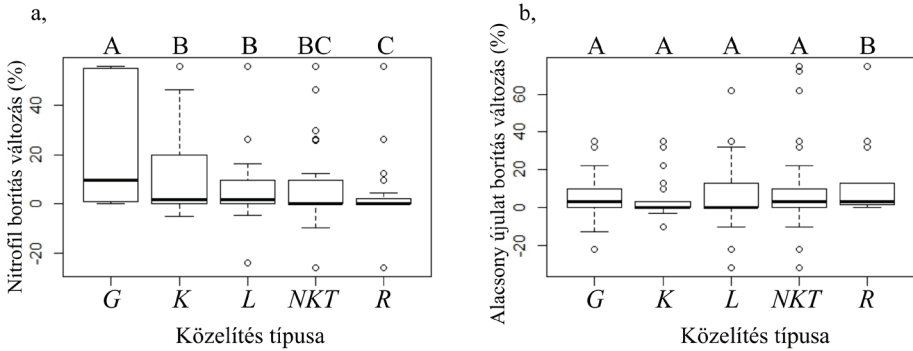
A fő faállományalkotó fajok elegyarányának változásaiért a bükk és a gyertyán felelős (részletek: Zoltán & Standovár 2017), a bükk károsodott a legnagyobb mértékben.

A jégtörést követő kitermelés hatásainak összehasonlítása során a nitrofil lágyszárúak ( $\chi^2=28,17$   $p<0,001$ ) és az alacsony újulat borítása változott ( $\chi^2=16,13$   $p<0,001$ ) szignifikánsan a Kruskal-Wallis tesztek alapján.

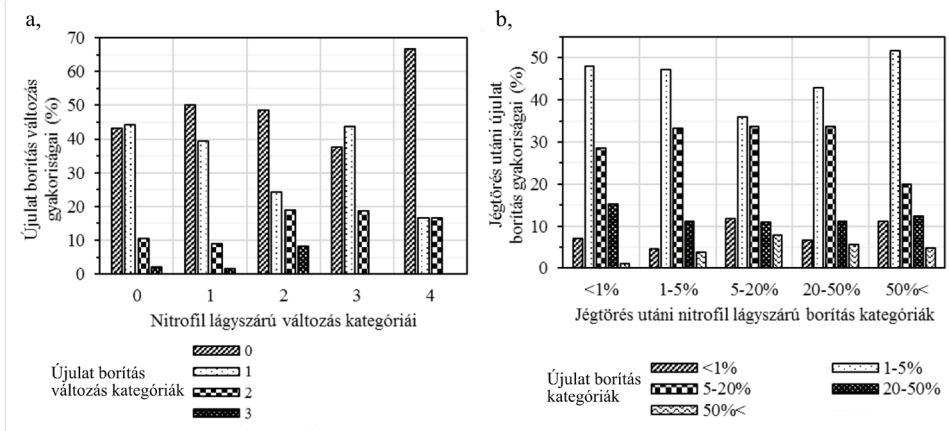
A nitrofil lágyszárúak borítása legnagyobb mértékben a gépi közelítés hatására nőtt meg (2/a ábra). Az erdőrezervátum esetében alig nőtt ez az érték, különbözött a kitermelt területektől, de a nem kitermelt gazdasági erdőktől nem. Minden gazdasági művelés alatt álló erdőben az újulat pusztulása figyelhető meg, míg az erdőrezervátumi területeken maximum csak stagnált az alacsony újulat borítása (2/b ábra).

A 3/a ábrán látható a nitrofil lágyszárúak és az alacsony újulat borítás-változása közötti összefüggés. A 3/b ábra a jégtörés utáni borítási kategóriák gyakoriság-eloszlásait mutatja.

A 3/a ábra eredményei ugyan egyik esetben sem mutatnak szignifikáns különbséget, mégis érdemes megvizsgálni őket. A nitrofil lágyszárú borítás növekedése



**2. ábra:** Nitrofil lágyszárúak és az alacsony újulat borításának jégtörésre adott válaszreakciója különböző összetermelési technikák esetében. Jelmagyarázat:  $\square$ : IQR (interkvartilis terjedelem); —: medián;  $\top$ :  $x > Q3 + 1,5$  IQR és  $x < Q1 + 1,5$  IQR (Q1: alsó kvartilis; Q3: felső kvartilis);  $\circ$ : kiugró értékek; G: gépi, L: lovas, K: kézi, NKT: nem kitermelt gazdasági erdő, R: Pogány-Rózsás Erdőrezervátum. Az a, ábrán a Dunn post-hoc teszt szerint a nitrofil lágyszárúak borítás-változása a gépi kitermelés esetében különbözött mindegyik másik kategóriától (L:  $d=2,59$   $p < 0,01$ ; K:  $d=2,41$   $p < 0,01$ ; NKT:  $d=4,62$   $p < 0,001$ , R:  $d=4,81$   $p < 0,001$ ), illetve az erdőrezervátumi minták különböztek szignifikánsan a többitől (K:  $d=1,85$   $p=0,03$ ; L:  $d=1,86$   $p=0,03$ ), kivéve a NKT-től ( $d=1,07$   $p=0,14$ ). A b, ábrán a Dunn post-hoc teszt szerint az alacsony újulat borítás-változása az erdőrezervátumi minták esetében különbözött szignifikánsan az összes többitől (G:  $d=-2,64$   $p < 0,01$ ; L:  $d=-3,41$   $p < 0,001$ ; K:  $d=-2,34$   $p < 0,01$ , NKT:  $d=-3,39$   $p < 0,001$ ).



**3. ábra:** A nitrofil lágyszárúak, és az alacsony újulat (< 50 cm) borítása közti összefüggés. Az a, ábrán az x-tengely kategóriái azt mutatják meg, hogy hány darab kategóriát változott az ordinális skálán értelmezett borítási érték a jégtörés előtt és után (szövegesen: 0-nál nem történt borítás változás, 1-3 között növekedett, 4-nél pedig tömegessé vált). A különböző mintázatu oszlopok pedig ugyan ezt jelentik az újulat esetében. Az y-tengely pedig azt mutatja meg, hogy hogyan változott az újulat borítás gyakorisága a nitrofil lágyszárú borítás változásának függvényében. A b, ábrán az x-tengelyen a nitrofil lágyszárú-borítás kategóriák láthatók, az oszlopok esetében pedig újulat borítás kategóriák. Az y-tengelyen az látható, hogy milyen gyakorisággal fordult elő az adott tömegességű alacsony újulat, bizonyos mértékű nitrofil lágyszárú tömegesség mellett a jégtörést követően.

mellett egyre nagyobb valószínűséggel nem növekedett az alacsony újulat borítása (3/a ábra, 0 érték). Ugyanitt észre lehet venni azt is, hogy a (3)-as újulat növekedési kategória a magasabb nitrofil lágyszárú növekedési kategóriáknál (3–4) már nem jelenik meg. A 3/b ábrán a (50%<)-os nitrofil lágyszárú borítási kategória esetében látható, hogy az (1-5%)-os újulat borítás kategória az uralkodó, amely az újulat kismértékű jelenlétére utal a többi kategóriához képest.

## Értékelés

Az 1. táblázatból látható, hogy a korábbi évek publikált eredményei eltérnek a 2014-es természetes bolygatásától, kiváltképp az égtáji kitettség jellemzői. A 2014-es jégtörés volt a legintenzívebb és legnagyobb területet érintő.

A jégtörést a nagy területű lékek jellemzik leginkább. Intenzív bolygatások hiányában 10–1000 m<sup>2</sup> között várunk haranggörbe-szerű összefüggést kb. 200–500 m<sup>2</sup>-es lék gyakorisági csúccsal (Kenderes 2008). Az 50-100%-os kategória esetében látható, hogy ez esetben növekvő trendet mutat az eloszlás. Az 1996-os jégtörés során 1–10 hektáros lékek keletkeztek (Aszalós *et al.* 2012), amelyek kisebb területűek, mint a 2014-es során tapasztaltak, hiszen a legnagyobb „lék” több, mint 88 ha területű és totális dőlést szenvedett el (Rakottyás-völgy). Ekkora mértékű dőlésnek már tájleptékű átalakító hatása lehet és természetes körülmények között csak nagyon ritkán fordul elő (lavina, tornádó stb.). A többi dőlési kategória is inkább tájleptékben jelentkezett, nagy, egybefüggő dőlési mintázat szerint.

A nitrofil lágyszárúak és az újulat borítása a jégtörés hatására megváltozott, de a kitermeléskor alkalmazott technológia nagyban befolyásolja e változások irányát, mértékét (2. ábra). A gépi közelítéssel kitermelt állományok esetében a legnagyobb mértékű a nitrofil lágyszárúak borítás-növekedése, amelyet az ismételt nagy területet érintő talajbolygatás okozhat. Az egészségügyi termelés során használt gépi közelítés relatíve nagyobb talajbolygatást okozhat, mintha más felhasználási technológiát alkalmaznának, hiszen fekvő holtfákat kerülgetnek a gépek mozgása közben.

A lovas közelítés is jobbnak tűnik a gépinél. A lovas közelítés tradicionális, természetközeli kitermelési mód, amely kisebb környezetterhelést jelent, mint a gépek használata (Lihai 1996).

Ugyan a kézi kitermelésű területek egy esetben sem különböztek szignifikánsan a többi kitermelési technikától, a box-plotokat megtekintve (2/a ábra) látható, hogy a nitrofil lágyszárúak borítás-változása hasonlít a nem kitermelt gazdasági erdőkhöz és valamelyest különbözik a lovas és gépi kitermelésű területektől. Az alacsony újulat esetében (2/b ábra) megfigyelhető (ugyan kisebb mértékben, mint

a többi kitermelési technológia esetében) az újulat pusztulása is. A kézi közelítés során a faanyag vágásterületen belül történő mozgatásához nem használnak semmilyen gépesített segédeszközt. A faanyagot kézben lehordják, dobják, gurítják csak emberi erőt alkalmazva. Ennek eredményeképp kisebb mértékű a talajsebezés, mint a lovas és gépi vonszolásos technikák alkalmazása során. A kézi kitermelési technológia kíméletességét támasztják alá az eredményeink is.

A kitermelt területeken megjelenő siskanád erdőfelújulást gátló hatása miatt további – potenciálisan később jelentkező – problémákra hívja fel a figyelmet.

A Pogány-Rózsás Erdőrezervátum sok esetben másképp reagált: dőlés helyett inkább koronatorés volt jellemző (Zoltán 2018), valamint jelentősen kisebb mértékű a nitrofil lágyszárúak borítás-növekedése. Valószínűleg azért nem markánsabb a különbség, mert nem telt el kellően hosszú idő a gazdálkodás felhagyása óta, így annak hatásai még érvényesülnek. Az alacsony újulat borítása az erdőgazdálkodás alatt álló állományokban minden esetben csökkenést is mutat (az erdőrezervátumban nem változott vagy növekedett), ami felhívja a figyelmet a közelítési technikák újulatot károsító hatására.

Kapcsolat sejthető a nitrofil lágyszárúak és az alacsony újulat borításának változása (növekedése) között a jégtörés után (3. ábra). Minél tömegesebb a nitrofil lágyszárúak térnyerése, annál kisebb teret adhatnak az újulatnak, amely nem tud olyan gyorsan, akkora eréllyel növekedni (3/a ábra). A jégtörés utáni viszonyokat tekintve (3/b ábra) pedig látható, hogy a tömeges nitrofil lágyszárú jelenlét mellett a többihez mérten alacsonyabb borítással rendelkezik az újulat. Az is lehetséges, hogy mindez csak egy közvetett hatás az egészségügyi termelésen keresztül. E kapcsolat robusztusságának kimutatása több vizsgálatot igényelne.

A kutatásunk eredményei egy, a természeteshez közelebbi gazdálkodási módszer kialakításának szükségességét támasztják alá. Ajánljuk a kevésbé intenzív talajbolygatással járó közelítést, a bolygatásoknak jobban ellenálló heterogén faállomány összetételt, szerkezetet és a holtfák nagyobb mértékű visszahagyását erdőgazdálkodással érintett területeken is. Védett természeti terület esetében nagyobb területen is indokolt lehet az összetermelés elhagyása, a spontán regeneráció biztosítása.

A klímaváltozás során egyre növekvő intenzitással és gyakorisággal jelentkeznek természetes bolygatások, amelyek a homogén állományokat kialakító erdészeti kezelésekkal kombinálódva a 2014-es jégtöréshez hasonló mértékű gazdasági károkat is eredményezhetnek. E károk mérséklése érdekében, valamint a klímaváltozáshoz történő alkalmazkodást is segítő javasolható az elegyetlen, homogén szerkezetű bükkösök elegyfajokban gazdagabb állományokká történő alakítása (Kelemen *et al.* 2013).



Köszönetnyilvánítás – Kutatásunkat az SH-4/13 projekt finanszírozta. Köszönettel tartozunk az Ipolyerdő Zrt. erdészeinek: Szeles Gábornak, Szekán Györgynek, Zanati Lászlónak, Zagyvai Bencének. Terepi adatgyűjtésünket legnagyobb mértékben Vörös Dániel segítette.

## Irodalomjegyzék

- Aszalós, R., Standovár, T., Ruff, J. & Barton, Zs. (2001): Jégtörések és széldöntések a Börzsöny erdeiben. – In: Mátyás, Cs., Führer, E. & Tóth, J. (szerk.): *Gondolatok az erdővédelemről az ezredfordulón. Az MTA Erdészeti Bizottsága és az Erdészet Tudományos Intézet jubileumi ülése Pagony Hubert és Szontagh Pál 75. születésnapja alkalmából*. ERTI, pp. 103–116.
- Aszalós, R., Standovár, T. & Barton, Zs. (2004): A börzsönyi jégtörések okairól az országosan egyre nagyobb területet érintő jégtörések fényében. – In: Mátyás, Cs. & Vigh, P. (szerk.): *Erdő és Klíma IV*. NyME, pp. 249–262.
- Aszalós, R., Imelda, S., Kenderes, K., Ruff, J., Czúcz, B. & Standovár, T. (2012): Accurate prediction of ice disturbance in European deciduous forests with generalized linear models: a comparison of field-based and airborne-based approaches. – *Eur. J. Forest Res.* **131**: 1905–1915. doi: <https://doi.org/10.1007/s10342-012-0641-6>
- Fidej, G., Rozman, A., Nagel, T. A., Dakskobler, I. & Diaci, J. (2016): Influence of salvage logging on forest recovery following intermediate severity canopy disturbances in mixed beech dominated forests of Slovenia. – *iForest*. **9**: 430–436. doi: <https://doi.org/10.3832/ifer1616-008>
- Hirka, A. (ed) (2014): *Országos erdőkár nyilvántartási rendszer. A 2014. évi biotikus és abiotikus erdőgazdasági károk, valamint 2015-ben várható károsítások*. – NAIK Erdészeti Tudományos Intézet, NÉBIH Erdészeti Igazgatóság, 225 p.
- Ireland, L. C. (2000): Ice storms and forest impacts. – *Sci. Total Environ.* **262**: 231–242. doi: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00525-8](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00525-8)
- Kelemen, K., Mag, Zs., Aszalós, R., Benedek, Zs., Czúcz, B., Gálhidy, L., Kovács, B., Standovár, T. & Timár, G. (2013): Hazai erdők jövője a klímaváltozás tükrében. – *Természet Világa* **144**: 7–10.
- Kenderes, K. (2008): *Kelet-közép európai bükkösök természetes faállomány-dinamikája*. – Doktori értekezés. Témavezető: Standovár Tibor. Eötvös Loránd Tudományegyetem.
- Lihai, W. (1996): Assessment of animal skidding and ground machine skidding under mountain conditions. – *J. For. Res.* **7**: 63–72. doi: <https://doi.org/10.1007/BF02843060>
- Schelhaas, M.-J., Nabuurs, G.-J. & Schuck, A. (2003): Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. – *Global Change Biol.* **9**: 1620–1633. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00684.x>
- Standovár, T., Aszalós, R. & Kenderes, K. (2006): *Középhegységi lombdők természetes bolygatásainak vizsgálata távérzékeléses módszerekkel*. – Project Report. OTKA.
- Standovár, T., Szmorad, F., Kovács, B., Kelemen, K., Plattner, M., Roth, T. & Pataki, Zs. (2016): A novel forest state assessment methodology to support conservation and forest management planning. – *Community Ecol.* **17**: 167–177. doi: <https://doi.org/10.1556/168.2016.17.2.5>
- Tanács, E., Orbán, I., Zoltán, L. & Standovár, T. (2017): A 2014. decemberi jég hatására dőléssel és koronatoréssal érintett erdőállományok azonosítása légifotók objektum-alapú elemzésével. – In: Mizsei, E. & Szepesváry, Cs. (szerk.): *XI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia Absztrakt kötet*. Magyar Biológiai Társaság, pp. 128–129.
- Zoltán, L. (2018): *A 2014-es jégtörés és az azt követő kitermelés hatásai a Börzsöny erdeiben*. – Diplomamunka. Témavezető: Standovár Tibor. Eötvös Loránd Tudományegyetem.

Zoltán, L. & Standovár, T. (2017): A 2014-es jégtörés okainak és hatásainak elemzése a Börzsöny erdeiben. – In: Blanka, V. & Ladányi, Zs. (szerk.): *Interdiszciplináris táj kutatás a XXI. században. A VII. Magyar Tájökológiai Konferencia tanulmányai*. Szegedi Tudományegyetem Földrajzi és Földtudományi Intézet, pp. 649–656.

## Attributes and effects of salvage logging after the ice break disturbance in the Börzsöny Mts., 2014

László Zoltán and Tibor Standovár

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

*e-mail: [zoltan.laci93@gmail.com](mailto:zoltan.laci93@gmail.com)*

In the last decades, natural disturbances have caused increasing damages in European forests. In 2014, catastrophic ice damage (the worst in 50 years) occurred in the Börzsöny Mts., Hungary. In our study, we made a quantitative description and comparison of ice disturbance events of the last 20 yrs. in the Börzsöny Mts. We also examined the effects of the 2014's ice disturbance: we resampled 885 sampling points with the same methodology which was used before the ice break. Our results showed that the decrease in canopy closure resulted in increased cover of nitrophilic herbaceous plants and low (below 0.5 m) tree regeneration. We also showed that the salvage logging (and the applied techniques) have an impact on the mentioned cover changes. Compared with traditional logging techniques (horse or human powered), logging with machines could generate more severe damage in the saplings, and could contribute to the increase in the cover of nitrophilic herbs. In the Pogány-Rózsás Forest Reserve (which has been unmanaged for some decades) compared with the managed forests, had slightly less serious effects of the ice break.

**Keywords:** close-to-nature forest management, disturbance indicator herbs, *Fagus sylvatica*, forest reserve, ice damage, salvage logging, natural disturbances, nitrophilic herbs

# Tartalomjegyzék

Adorján Balázs, Oláh Viktor, Kanalas Péter, Nyitrai Balázs és Mészáros Ilona: Az állománystruktúra és a levélfelület index térbeli mintázatának vizsgálata a síkfőkúti cseres-tölgyes mintaterületen . . . . .	1
Balogh Nóra, Tóthmérész Béla, Valkó Orsolya, Deák Balázs, Migléc Tamás, Tóth Katalin, Molnár Zsolt, Vadász Csaba, Tóth Edina, Kiss Réka, Sonkoly Judit, Török Péter, Antal Károly, Tüdősné Budai Júlia és Kelemen András: Szarvasmarhák legelőhasználatára és legelőpreferenciájára . . . . .	15
Biró Éva és Bódis Judit: Adatok a hazai adriai sallangvirág állományok természetvédelmi kezeléséhez . . . . .	25
Bóna Lilla, Merényi Zsolt és Bratek Zoltán: Erdei orchideák és föld alatti gombák felvételezése és együttes előfordulásának vizsgálata a Kárpát- medence területén. . . . .	34
Bozóki Balázs és Antalicz Csaba: A farmosi békamentés eredményei 2007–2016 .	46
Csizmár Mihály, Tóth Annamária és Bratek Zoltán: A városi környezet nagygyombravilága – fajösszetételének és változásainak jellegzetességei. . . . .	59
Czabán Dávid, Gruber Tamás: Visszatértek a hódok – áldás vagy átok? . . . . .	67
Godó Laura: A legelés léptékfüggő hatásai szikes- és homoki gyepek fajgazdagságára . . . . .	75
Kézdy Pál, Csiszár Ágnes, Korda Márton és Bartha Dénes: Inváziós fajok előfordulása és kezelése Magyarország védett és Natura 2000 területein, európai összehasonlítással . . . . .	85
Kiss Tímea és Penksza Károly: A legeltetés hosszú távú hatásai a kiskunsági füves pusztákon . . . . .	104
Kovácsné Koncz Nóra, Posta János, Tóth Katalin, Radócz Szilvia és Béri Béla: Extenzív és intenzív húsmarha fajták legelésének a hatása szikes gyepek növényzetére. . . . .	114
Margóczi Katalin, Körmöczy László és Krnács György: A vegetáció és a talajvízszint évtizedes stabilitása egy dél-kiskunsági semlyéken . . . . .	124

---

Molnár Nóra, Fekete Zsolt és Bokis Alexandra: Idegenhonos ékszerteknős és mocsári teknős populációk jellegzetességei az Újszegedi Holt-Maroson . . .	134
Palásti Péter és Kerepeczki Éva: A Biharugrai halastórendszer ökoszisztéma szolgáltatásai a helyiek szemszögéből–több szempontú szocio-kulturális értékelés . . . . .	141
Radócz Szilvia: Kunhalmok élőhely-rekonstrukciójának eredményei a Hortobágyi Nemzeti Parkban . . . . .	160
Sarlós Dávid és Herényi Márton: A költés sikerességét és a fiókák minőségét befolyásoló tényezők a szalakótánál . . . . .	170
Seres Anikó, Szakálas Judit, Nagy Péter, Boros Gergely, Kampfl Györgyi, Ónodi Gábor és Kröel-Dulay György: A szervesanyag lebontás lehetséges háttérmechanizmusai védett homokpusztagyepéken . . . . .	180
Tóth Edina: Szabad és pásztoroló legeltetés intenzitásfüggő hatásai szikes vegetációban. . . . .	189
Tózsér Dávid: Gyomfajok fémakkumulációjának vizsgálata szennyezett területen	196
Zoltán László és Standovár Tibor: A 2014-es jégtörés tulajdonságai és az azt követő erdészeti fakitermelés hatásai a Börzsöny erdeiben . . . . .	208

# Contents

Balázs Adorján, Viktor Oláh, Péter Kanalas, Balázs Nyitrai and Ilona Mészáros: Assessment of the small-scale spatial patterns in stand structure and leaf area index of the sessile oak-Turkey oak stand of Síkfőkút LTER site . . . . .	14
Nóra Balogh, Béla Tóthmérész, Orsolya Valkó, Balázs Deák, Tamás Miglécz, Katalin Tóth, Zsolt Molnár, Csaba Vadász, Edina Tóth, Réka Kiss, Judit Sonkoly, Péter Török, Károly Antal, Júlia Tüdősné Budai and András Kelemen: Consumption rate and dietary choice of cattle on meadow steppe vegetation . . . . .	24
Éva Biró and Judit Bódis: Data to the management of the Adriatic lizard orchid populations in Hungary . . . . .	33
Lilla Bóna, Zsolt Merényi and Zoltán Bratek: The studying the co-occurrence of forest orchids and mushrooms with hypogeous fruiting bodies in the Carpathian basin . . . . .	45
Balázs Bozóki and Csaba Antalicz: Results of the frog saving program at the Farnos area between 2007–2016. . . . .	58
Mihály Csizmár, Annamária Tóth and Zoltán Bratek: Macrofungi of cities – characteristics of changes and species composition. . . . .	66
Dávid Czabán and Tamás Gruber: Beavers came back – Is it blessing or curse? . . . . .	74
Laura Godó: Scale dependent effects of grazing – species richness of alkaline and sand grasslands . . . . .	84
Pál Kézdy, Ágnes Csiszár, Márton Korda and Dénes Bartha: Occurrence and management of invasive alien species in Hungarian protected areas compared to Europe . . . . .	103
Tímea Kiss and Károly Penksza: The long-term impact of grazing in the grassland of Kiskunság. . . . .	113
Nóra Kovácsné Koncz, János Posta, Katalin Tóth, Szilvia Radócz and Béla Béri: The effect of grazing of extensive and intensive cattle breeds on the vegetation of alkaline grasslands . . . . .	123

---

Katalin Margóczy, László Körmöczy and György Krnács: Decade long stability of vegetation and groundwater level on a wet meadow in Southern-Kiskunság	133
Nóra Molnár, Zsolt Fekete and Alexandra Bokis: Population features of invasive turtle species and European pond turtle in Holt-Maros	140
Péter Palásti and Éva Kerepeczki: The Biharugra fishpond systems' ecosystem services from the locals' view - multiphasic sociocultural valuation	159
Szilvia Radócz: Grassland restoration and plant introduction on four kurgans in the Hortobágy National Park	169
Dávid Sarlós and Márton Herényi: Factors affecting breeding success and the quality of nestlings in the European Roller	179
Anikó Seres, Judit Szakálas, Péter István Nagy Gergely Boros, Györgyi Kampfl, Gábor Ónodi and György Kröel-Dulay: Laboratory food preference experiments with Collembola on the leaves and roots of two dominant grass species from a Hungarian grassland	188
Edina Tóth: Intensity dependent effects of free and pastoral grazing in alkali grassland vegetation	195
Dávid Tózsér: Testing of metal accumulation of weeds in contaminated areas	207
László Zoltán and Tibor Standovár: Attributes and effects of salvage logging after the ice break disturbance in the Börzsöny Mts., 2014	216

## ERRATUM

A Magyar Biológia Társaság mint Kiadó, és a Természetvédelmi Közlemények Szerkesztősége sajnálattal értesíti a Szerzőket és az Olvasókat, hogy a folyóirat 2016-os, 2017-es, 2018-as és 2019-es (22., 23., 24. valamint 25.) köteteiben a DOI-azonosítók prefixei hibásan jelentek meg.

A cikkek fejléceiben, valamint az Irodalomjegyzékek korábbi Természetvédelmi Közlemények cikkekre történő hivatkozásaiban szereplő 10.17779 DOI prefix helyesen: 10.20332.

A prefixek 2020. januárjában a [Magyar Biológia Társaság](#) honlapján minden cikkben javításra kerültek, feltüntetve az eredeti, hibás, és az új, helyes azonosítót is. A DOI-azonosítók helyes számra történő cserélése a Magyar Tudományos Művek Tárában (MTMT) is megtörtént.

A hibáért minden Szerző és Olvasó szíves elnézését kérjük, és tisztelettel kérjük, hogy ezentúl az új, helyes azonosítót legyenek szívesek használni!

A Kiadó és a Természetvédelmi Közlemények Szerkesztősége nevében:

  
Tinya Flóra  
főszerkesztő

Vácrátót, 2020. 01. 27.

Melléklet: AZ MTA Könyvtár és Információs Központ Szakinformatikai Osztályának nyilatkozata a hibás DOI-azonosítók kiadásáról, 2020. 01. 18.



## MTA KÖNYVTÁR ÉS INFORMÁCIÓS KÖZPONT

1051 Budapest, Arany János utca 1.  
Levélcím: H-1245 Budapest, Pf.: 1002  
Telefon: +36 (1) 411-6100  
FAX: +36 (1) 331-6954

Tinya Flóra  
Főszerkesztő Asszony részére  
Magyar Biológiai Társaság  
Természetvédelmi Közlemények szerkesztősége  
1088 Budapest, Baross utca 13.

Tisztelt Főszerkesztő Asszony!

Sajnálattal értesítem, hogy 2015-ben tévedésből a Természetföldrajzi Közlemények DOI prefixét küldtük meg a Természetvédelmi Közlemények számára, mikor a folyóirat bevezette a DOI azonosítók regisztrációját. A rendszer minden résztvevője egyedi prefixet használ, ezért a Természetvédelmi Közleményekben megjelent cikkekben jelenleg szereplő azonosítók aktiválására nincs mód.

Szíves közreműködésüket kérjük a DOI-k javításában, egyben biztosítom Önt, hogy a helyes azonosítók mielőbbi regisztrációjáról, valamint a Magyar Tudományos Művek Tárában (MTMT) szereplő rekordokban és a REAL repozitóriumban tárolt tételekben szereplő hibás azonosítók javításáról a DOI Iroda munkatársai a lehető leghamarabb gondoskodni fognak!

Budapest, 2020. január 18.

Tisztelettel:



.....  
Bilicsi Erika  
osztályvezető  
Szakinformatikai Osztály  
MTA Könyvtár és Információs Központ



## ERRATUM

The Hungarian Biological Society as Publisher, and the Editorial Office of Természetvédelmi Közlemények regrets to state that in the 22nd, 23rd, 24th and 25th volumes of the Journal (years 2016, 2017, 2018, and 2019) the DOI prefix of the Journal has been incorrectly published.

The DOI prefix 10.17779, occurring both in the headlines of the articles, and in the Reference list, in the references of earlier Természetvédelmi Közlemények articles is correctly: 10.20332.

The prefix has been corrected in January 2020, in all articles published on the website of the [Hungarian Biological Society](#); in the new version of the papers both the original, incorrect, and the new, correct prefixes have been represented. The DOI prefix has been also corrected in the Hungarian Scientific Bibliographic Database (MTMT).

We are extremely sorry for any inconvenience caused. We would respectfully ask the Authors and Readers to use hereafter the new, correct DOI prefix.

On behalf of the Publisher and the Editorial Office of Természetvédelmi Közlemények:

  
Flóra Tinya  
Editor-in Chief

Vácrátót , 27th January, 2020

Appendix: Declaration of the Department of Library Systems and Technology, Library and Information Centre of the Hungarian Academy of Sciences about the sending of incorrect DOI prefix. 18th January, 2020



## MTA KÖNYVTÁR ÉS INFORMÁCIÓS KÖZPONT

---

1051 Budapest, Arany János utca 1.  
Levélcím: H-1245 Budapest, Pf.: 1002  
Telefon: +36 (1) 411-6100  
FAX: +36 (1) 331-6954

January 18, 2020

Flóra Tinya  
Editor-in-Chief  
Hungarian Biological Society  
Editorial Office of Természetvédelmi Közlemények  
H-1088 Budapest, Baross street 13.

Dear Editor-in-Chief,

I am very sorry to inform you that we sent the incorrect DOI prefix to Természetvédelmi Közlemények when the journal started the registration of DOI identifiers in 2015 (by mistake we sent you the prefix of Természetföldrajzi Közlemények). Each participant in the DOI system uses a unique prefix, so it is not possible to activate the identifiers currently included in articles of Természetvédelmi Közlemények.

We would like to ask your help in the correction and please be assured that our colleagues will activate the corrected DOIs as promptly as possible and we will correct the erroneous identifiers in the records of the Hungarian Scientific Bibliographic Database and in the REAL repository, too.

Sincerely:



Erika Bilicsi  
Head of Department  
Department of Library Systems and Technology  
Library and Information Centre  
of the Hungarian Academy of Sciences