

TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK

16. ÉVFOLYAM

A Magyar Biológiai Társaság
Környezet- és Természetvédelmi
Szakosztályának közleményei



Budapest, 2010

A folyóirat szerkesztő bizottságának tagjai:

Báldi András (elnök)

Horváth Ferenc

Horváth Győző

Kiss István

Liker András

Lőkös László

Margóczy Katalin

Peregovits László

Szerkesztőség címe:

Báldi András

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

Tel.: 1-2101075, 2677101, Fax: 1-3342785

E-mail: baldi@nhmus.hu

ISSN 1216-4585

© Magyar Biológiai Társaság
1088 Budapest, Bródy S. u. 16.

Tördelés: Pars Kft., Nagykovácsi

TARTALOMJEGYZÉK

| | |
|--|----|
| Kevey Balázs, Lendvai Gábor és Simon György: Fűzlápok a Velencei-tó Madárrezervátumában | 5 |
| Penksza Károly, Szentés Szilárd, Loksa Gábor és Házi Judit: A legeltetés hatása a gyepekre és természetvédelmi vonatkozásai a Tapolcai- és a Káli-medencében | 25 |
| Tóth Viktória: Korhadó fatörzsek szerepe az erdők természetes felújulásában | 51 |
| Tóth János Pál, Bereczki Judit és Varga Zoltán: A Kovács-tarkalepke (<i>Melitaea telona kovacsi</i> Varga, 1967) (Lepidoptera: Nymphalidae) diszperziós képességének és élőhelyválasztásának vizsgálata az Aggteleki-karszt területén | 65 |
| Schmidt Júlia, Breznai Judit, Végvári Zsolt és Barta Zoltán: A darvak éjszakai-középszeleves-választása a hortobágyi Kondás tavon | 79 |
| Lanszki József és Széles L. Gabriella: Vidrák táplálék-összetétele felhagyott halastó- és bányató rendszeren | 91 |

CONTENTS

| | |
|---|-----|
| Kevey, B., Lendvai, G. and Simon, Gy.: Willow swamps in the Bird Sanctuary of Lake Velence | 23 |
| Penksza, K., Szentes, Sz., Loksa, G. and Házi, J.: Nature conservation aspects of grazing in the Tapolca and Kál basins | 34 |
| Tóth, V.: The role of dead wood in a natural tree regeneration | 63 |
| Tóth, J. P., Bereczki, J. and Varga, Z.: Survey of dispersion ability and habitat selection of <i>Melitaea telona kovacsi</i> Varga, 1967 (Lepidoptera: Nymphalidae) in the Aggtelek-karst area | 78 |
| Schmidt, J., Breznai, J., Végvári, Zs. and Barta, Z.: Roost site selection in the cranes of Hortobágy | 90 |
| Lanszki, J. and Széles, L. G.: Diet composition of otters living on abandoned fishpond and gravel pitpond systems | 102 |

Fűzlápok a Velencei-tó Madárrezervátumában

Kevey Balázs^{1a,b}, Lendvai Gábor² és Simon György³

^{1a}Pécsi Tudományegyetem, Növényrendszertani és Geobotanikai Tanszék

^{1b}Pécsi Tudományegyetem, Szőlészeti és Agrobotanikai Tanszék

7624 Pécs, Ifjúság u. 6. E-mail: keveyb@ttk.pte.hu

²7000 Sárbogárd, Ady E. u. 162.

³8000 Székesfehérvár, Széchenyi u. 35. E-mail: tepuisimon@gmail.com

Összefoglaló: Jelen tanulmány 10 cönológiai felvétellel mutatja be a Velencei-tó Madár-rezervátumának fűzlápjait (*Calamagrostio–Salicetum cinereae*). A vizsgált állományok kissé fajszegény jelleget mutatnak, amelynek feltehetően az lehet az oka, hogy kialakulásuk kezdete nem tekint vissza hosszú múltra. A megfigyelések szerint az úszóláp-tőzegréteg még nem eléggé mély és nem összefüggő. Így a termőhelyi viszonyok több lápi növény betelepődését mindaddig nem tették lehetővé. Állományai ennek ellenére mégis értékesnek mondhatók, hisz példaként szolgálhat arra, hogy – az ember által érintetlen helyeken – milyen természetes növénytársulások tudnak kialakulni, amelyek kitűnő élőhelyet nyújtanak az állatvilág számára. A társulás érdekesebb növényei a rostostövű sás (*Carex appropinquata*), a bugás sás (*Carex paniculata*), a villás sás (*C. pseudocyperus*), az éles télisás (*Cladium mariscus*), a védett szálkás pajzsika (*Dryopteris carthusiana*), tőzegpáfrány (*Thelypteris palustris*) és mocsári csorbóka (*Sonchus palustris*), valamint a fokozottan védett hagymaburok (*Liparis loeselii*). A kapott eredmények szerint a vizsgált fűzlápok lényegesen különböznek a Baláta-tó tőzegmohás-fűzlápjaitól (*Sphagno recurvi–Salicetum cinereae*), és közelebbi hasonlóságot mutatnak a Szigetköz nádtippanos-fűzlápjaiával (*Calamagrostio–Salicetum cinereae*), ezért utóbbi asszociációval azonosíthatók.

Kulcsszavak: szüntaxonómia, *Calamagrostio–Salicetum cinereae*, úszó sziget

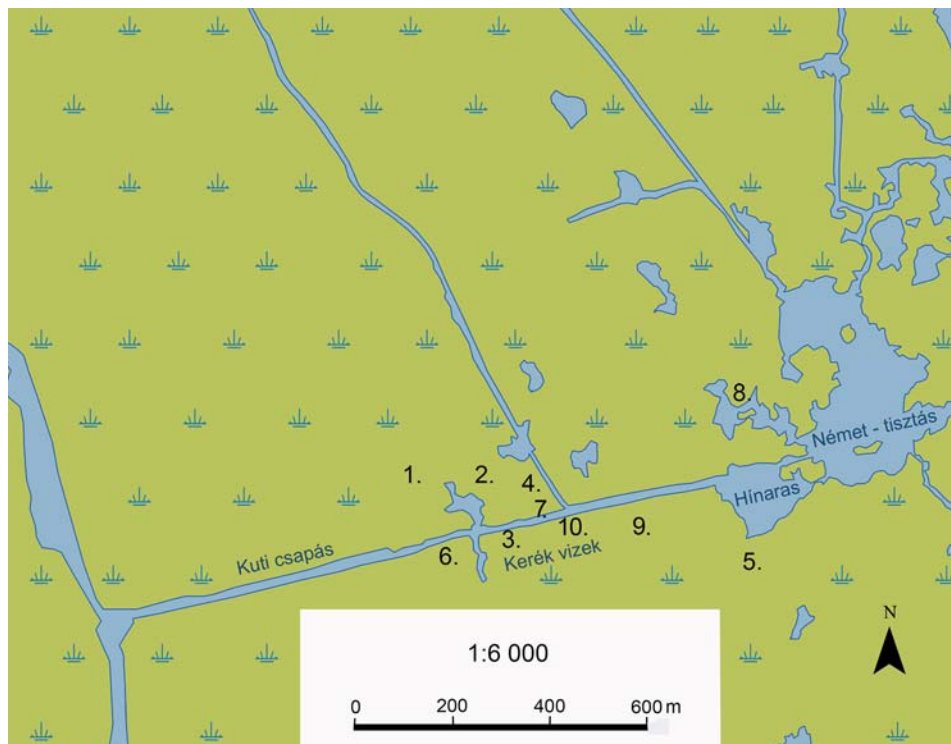
BEVEZETÉS

A Velencei-tóban az ún. úszó szigetek vagy úszólápok előfordulása már viszonylag hosszú ideje ismert, elsősorban a ritka hagymaburok (*Liparis loeselii*) (Balogh 1969, 1983) előfordulási helyeiként. Bár a Velencei-tó növényzetét többen is kutatták (Balogh 1969, 1983, 2000, Borhidi 1969, Borhidi & Balogh 1970, Boros 1953, 1954, Fekete 1954, 1959, Vöröss 1987–1988), az úszólápok növényzetének társulástani vizsgálata ezidáig csak részleges volt, és az ott előforduló fűzlápokra nem terjedt ki. Ezért, a Mezőföld vegetációjának kutatása részeként célul tűztük ki a fűzlápok részletes állapotfelmérését és társulástani viszonyaik tisztázását, amelynek az eredményeit az alábbiakban közöljük.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Mintaterület leírása

Az úszólápok a Velencei-tó nyugati harmadában elterülő szinte teljesen összefüggő nádrengetegben, a Velencei-tavi Madárrezervátum területén találhatóak, viszonylag sekély és hűvös vízben. A fűzlápok általában kicsi, egyetlen mintavételre alkalmas állományai a nagyobb kiterjedésű úszólápok középső részeit borítják. Aljzatuk vízzel átitatott, tömött nád és sástőzeg, amelynek felszínén a talajképződés kezdeti stádiumai figyelhetők meg. Termőhelyük ennek megfelelően erősen tőzeges láptalaj. A tőzegréteg helyenként vékony, könnyen átszakadó. Összesen tíz állományban készítettünk egy-egy társulástani felvételt 2009. július közepén (1. ábra). A tíz mintavételi hely a „Kuti-csapás” és a „Német-tisztás” közötti területre korlátozódik.



1. ábra. Mintavételi helyek a Velencei-tó fűzlápjából (*Calamagrostio-Salicetum cinereae*)

Alkalmazott módszerek

A cönológiai felvételeket a Zürich-Montpellier növénycönológiai iskola (Becking 1957, Braun-Blanquet 1964) hagyományos kvadrát-módszerével készítettük. A felvételek táblázatos összeállítását, valamint a karakterfajok csoportrészesedését és csoporttömegét az „NS” számítógépes programcsomag (Kevey & Hirmann 2002) segítségével végeztük. A felvételkészítés és a hagyományos statisztikai számítások módszere Kevey (2008) dolgozatában megtalálható. A cönológiai felvételek összehasonlítására sokváltozós elemzést, bináris cluster-analízist (Podani 2001) végeztünk (hasonlósági index: Baroni-Urbani–Buser; fúziós algoritmus: group average, illetve complete link). E műveleteknél felhasználtunk egyéb úszó (szupraakvatikus) fűzlápokból készült felvételeket is, amelyek részben a Szigetközben (Kevey & Alexay 1994), részben pedig a belső-somogyi Baláta-tónál (Borhidi & Kevey ined.: 1990) készültek.

A fajok esetében Horváth *et al.* (1995), a szüntaxonoknál pedig Borhidi és Kevey (1996), illetve Kevey (2008) nómenklatúráját követjük. A társulástani és a karakterfaj-statisztikai táblázatok felépítése az újabb eredményekkel (Oberdorfer 1992, Mucina *et al.* 1993, Borhidi 2003, Kevey 2008) módosított Soó-féle (1980) cönológiai rendszerre épül. A növények cönoszisztematikai besorolásánál is elsősorban Soó (1964, 1966, 1968, 1970, 1973, 1980) Synopsis-ára támaszkodtunk, figyelembe véve az újabb kutatási eredményeket is (vö. Borhidi 1993, 1995, Horváth *et al.* 1995, Kevey 2008).

EREDMÉNYEK

Fiziognómia

A vizsgált fűzlápok cserjeszintje közepesen, vagy erősebben fejlett. Borítása 50–75%, magassága pedig 1,5–3 méter. Elsősorban rekettyefűz (*Salix cinerea*) alkotja. Közöttük szórványosan megjelennek a fehér nyár (*Populus alba*) fiatal példányai. Az egyéb cserjék csak igen kicsiny borításban fordulnak elő: egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), kutyabenge (*Frangula alnus*), fagyal (*Ligustrum vulgare*), gyepű rózsza (*Rosa canina*), szeder (*Rubus fruticosus* agg.), madárberkenye (*Sorbus aucuparia*). A cserjékre liánként kúszik fel a sövényiszulák (*Calystegia sepium*), a komló (*Humulus lupulus*) és az ebszőlő (*Solanum dulcamara*). Az újulat jelentéktelen. Gyepszintjük fejlett, s 90–95% borítást mutat. A felső gyepszintben a nád (*Phragmites australis*), az alsó gyepszintben pedig a tőzegpáfrány képez fáciest. Viszonylag nagyobb mennyiségben előforduló lágyszárúak a következők: sövényiszulák, posvány sás (*Carex acutiformis*), parti sás (*C. riparia*), ebszőlő, keskenylevelű gyékény (*Typha angustifolia*).

1. táblázat. *Calamagrostio-Salicetum cinereae*

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | A-D | K | % |
|---|----|---|---|---|---|---|---|---|---|----|-----|-----|-----|
| Lemno-Potamea | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Lemna minor</i> (Hyl, Le) | C | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | V | 100 |
| <i>Lemna trisulca</i> (Hyl, Le) | C | - | + | + | + | + | + | + | + | + | + | V | 90 |
| <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> (Le, Hyn, Pte) | C | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | I | 10 |
| <i>Utricularia vulgaris</i> (Hyl, Le, Hyn, Nym) | C | - | - | - | - | - | - | + | - | - | + | I | 10 |
| Phragmitetea | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Carex acutiformis</i> (Mag, Cgr, MoJ, Sal, Ate) | C | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | V | 100 |
| <i>Carex riparia</i> (Mag, Cgr, MoJ, Sal, Ate) | C | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | V | 100 |
| <i>Eupatorium cannabinum</i> (Epa, Sal, Ate, Ai, Agi) | C | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | V | 100 |
| <i>Lycopus europaeus</i> (Moa, Cal, Bia, Spu, Ate) | C | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | V | 100 |
| <i>Phragmites australis</i> (Mol, FPe, Spu, Ate) | C | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 5 | 5 | 4 | 4-5 | V | 100 |
| <i>Solanum dulcamara</i> (Cal, Bia, Spu, Ate, Ai) | B1 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | IV | 80 |
| | C | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | V | 100 |
| | S | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | V | 100 |
| <i>Typha angustifolia</i> (Pli, Nc, Ory) | C | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | V | 100 |
| <i>Stachys palustris</i> (Moa, Cal, Bin, Spu, Ate) | C | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | IV | 80 |
| <i>Sium latifolium</i> (Sal, Ate) | C | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | IV | 70 |
| <i>Epilobium parviflorum</i> (NG, MoJ, Moa, Ate) | C | - | + | + | + | + | + | - | - | - | + | III | 60 |
| <i>Typha latifolia</i> (Pli, Ory) | C | - | + | + | + | + | + | - | - | - | + | III | 60 |
| <i>Galium palustre</i> (Mag, MoJ, FPi, Spu, Ate) | C | + | + | + | + | + | + | - | - | - | + | II | 40 |
| <i>Rumex hydrolapathum</i> (Ate) | C | - | + | + | + | + | + | - | - | - | + | II | 40 |
| <i>Scutellaria galericulata</i> (Moa, Spu, Ate) | C | + | + | + | + | + | + | - | - | - | + | II | 30 |
| <i>Phalaroides arundinacea</i> (Des) | C | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | I | 20 |
| <i>Iris pseudacorus</i> (Sal, Ate, Ai) | C | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | I | 10 |
| Phragmitetalia (incl. Phragmition) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cladium mariscus</i> (Mag, Cro) | C | - | - | - | - | - | - | + | - | - | + | I | 10 |
| Bolboschoenetalia (incl. Bolboschoenion) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Schoenoplectus tabernaemontani</i> (Pte) | C | + | - | - | - | - | - | - | - | - | + | I | 10 |
| Magnocaricetalia (incl. Magnocaricion) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Carex appropinquata</i> (Cro, Tof, Ate) | C | + | + | - | + | - | - | + | + | + | + | IV | 70 |
| <i>Carex pseudocyperus</i> (Cro, Ate) | C | + | + | + | - | + | + | + | - | + | + | IV | 70 |
| <i>Carex paniculata</i> (Cro, MoJ) | C | + | - | - | - | - | - | - | - | - | + | I | 10 |
| Molinio-Arthenathera | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Poa trivialis</i> (Pte, Spu, Ate, Ai) | C | + | + | + | + | + | - | + | + | - | + | IV | 70 |

1. táblázat (folytatás)

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | A-D | K | % |
|---|----|---|---|---|---|---|---|---|---|----|-----|-----|-----|
| Molinio-Juncetea | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Deschampsia caespitosa</i> (Des, Sal, Ate, Ai) | C | - | + | - | - | - | - | - | - | - | + | I | 10 |
| <i>Valeriana dioica</i> (Mag, Moa, Ate, Ai) | C | - | - | + | - | - | - | - | - | - | + | I | 10 |
| <i>Toffeldietalia</i> (incl. Caricion davallianae) | C | + | - | - | - | - | - | - | - | - | + | I | 10 |
| <i>Liparis loeselii</i> | | | | | | | | | | | | | |
| Molietalia coeruleae | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Angelica sylvestris</i> (Mag, Ate, Ai) | C | + | + | + | - | + | - | - | - | + | + | III | 60 |
| <i>Valeriana officinalis s.str.</i> (Mag, Fic) | C | + | - | - | - | - | - | - | - | - | + | I | 10 |
| Calystegion septum | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Calystegia sepium</i> (Pte, Bia, Pla, Spu, Ate) | B1 | + | + | + | - | + | 1 | + | 1 | - | +1 | IV | 80 |
| | C | + | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | + | +1 | V | 100 |
| | S | + | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | 2 | + | +2 | V | 100 |
| | C | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | V | 100 |
| <i>Sonchus palustris</i> (Pl, Fic, Sal) | | | | | | | | | | | | | |
| Bidentetea (incl. Bidentetalia) | C | - | - | - | - | + | - | - | - | - | + | I | 10 |
| <i>Polygonum minus</i> (Des, Bin, Spu, Ate, Ai) | | | | | | | | | | | | | |
| Salicion albae | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Humulus lupulus</i> (Cal, Ate, Ai) | B1 | - | + | + | - | - | + | - | - | - | + | II | 30 |
| | C | - | + | + | - | - | + | - | - | - | + | II | 40 |
| | S | - | + | + | - | - | + | - | - | - | + | II | 40 |
| | C | - | - | - | - | - | + | - | - | - | + | I | 10 |
| <i>Cucubalus baccifer</i> (Cal, Ulm) | | | | | | | | | | | | | |
| Alnetea glutinosae (incl. Alnetalia glutinosae) | B1 | 3 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 3 | 3 | 4 | 3-4 | V | 100 |
| <i>Salix cinerea</i> (Sci, BSc, SSc) | B2 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | V | 100 |
| | S | 3 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 3 | 3 | 4 | 3-4 | V | 100 |
| | C | 4 | 3 | 4 | 4 | 4 | 4 | 3 | 3 | 4 | 3-4 | V | 100 |
| <i>Thelypteris palustris</i> (Mag) | C | - | + | - | - | - | + | - | - | - | + | I | 20 |
| <i>Dryopteris carthusiana s.str.</i> (F, Agi, Qr, VP) | B1 | - | + | - | - | - | - | - | - | - | + | I | 10 |
| <i>Frangula alnus</i> (Ai, Qr, PQ) | B2 | - | + | - | - | - | - | - | - | - | + | I | 10 |
| | S | - | + | - | - | - | - | - | - | - | + | I | 10 |

1. táblázat (folytatás)

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | A-D | K | % |
|---|----|---|---|---|---|---|---|---|---|----|-----|-----|----|
| Quercus-Fagetea | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ligustrum vulgare</i> (Cp, Qpp) | B1 | + | - | - | - | - | - | - | - | + | + | I | 20 |
| | B2 | - | - | - | - | - | + | - | - | + | + | I | 20 |
| | S | + | - | - | - | - | + | - | - | + | + | II | 30 |
| <i>Crataegus monogyna</i> (Qpp) | B1 | - | - | + | - | - | + | - | - | - | + | I | 20 |
| | B2 | - | - | - | - | - | + | - | - | - | + | I | 10 |
| | S | - | - | - | - | - | + | - | - | - | + | I | 20 |
| Fagetalia sylvaticae | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Sorbus aucuparia</i> (Qr, Qpp, VP) | B1 | - | - | - | - | - | - | - | - | + | + | I | 10 |
| <i>Alnion incanae</i> | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Populus alba</i> (Sal, AQ) | B1 | - | I | + | - | - | - | - | I | I | +1 | II | 40 |
| | B2 | - | + | - | - | - | - | - | - | + | + | I | 20 |
| | S | - | I | + | - | - | - | - | I | I | +1 | II | 40 |
| | C | - | + | - | - | + | + | - | - | - | + | II | 30 |
| <i>Festuca gigantea</i> (Cal, Epa) | | | | | | | | | | | | | |
| Quercetea pubescentis-petraeae | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rosa canina</i> agg. (Pru, Pru) | B1 | - | + | - | - | - | - | - | - | + | + | I | 20 |
| | B2 | - | + | - | - | + | - | - | + | + | + | II | 40 |
| | S | - | + | - | - | + | - | - | + | + | + | III | 50 |
| Indifferens | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Calamagrostis epigeios</i> (MoJ, Fvg, Epa) | C | + | + | + | + | + | - | - | + | + | + | IV | 80 |
| <i>Mentha aquatica</i> (Pte, Moa, Spu, Ate, Ai) | C | + | + | + | - | + | + | + | + | - | + | IV | 80 |
| <i>Lythrum salicaria</i> (Pte, MoJ, Bia, Spu, Ate) | C | + | + | - | + | + | + | + | - | - | + | III | 60 |
| <i>Lysimachia vulgaris</i> (Ai, Pte, SCn, MoJ, Sal) | C | I | + | + | - | + | - | + | - | - | +1 | III | 50 |
| <i>Agrostis stolonifera</i> (Pte, MoJ, FPe, Bia, Pla) | C | - | + | - | + | - | - | - | - | + | + | II | 40 |
| <i>Rubus caesius</i> (Spu) | B2 | - | - | + | - | + | + | - | - | + | + | II | 40 |
| <i>Rubus fruticosus</i> agg. (QFt, Epa, US) | B1 | - | - | + | - | - | + | - | - | - | + | I | 20 |
| | B2 | - | - | + | - | - | + | - | - | - | + | I | 20 |
| | S | - | - | + | - | - | + | - | - | - | + | I | 20 |
| <i>Urtica dioica</i> (Ar, GA, Epa, Spu) | C | - | - | - | + | + | - | - | - | - | + | I | 20 |
| <i>Cirsium arvense</i> (Nc, ChS, Epa) | C | + | - | - | - | - | - | - | - | - | + | I | 10 |
| <i>Juncus articulatus</i> (Pte, Nc, MoJ, Bia, Pla) | C | + | - | - | - | - | - | - | - | - | + | I | 10 |
| Adventiva | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Solidago gigantea</i> | C | - | + | + | + | + | + | - | I | I | +1 | IV | 80 |

2. táblázat. Felvételi adatok

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|--|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Minta felvételi sorszáma | 14519 | 14520 | 14521 | 14522 | 14523 | 14524 | 14525 | 14526 | 14527 | 14528 |
| Északi szélesség | 47 | 47 | 47 | 47 | 47 | 47 | 47 | 47 | 47 | 47 |
| Keleti hosszúság | 11.914 | 11.926 | 11.844 | 11.876 | 11.826 | 11.820 | 11.863 | 11.988 | 11.846 | 11.853 |
| Felvételi évszám I. | 18 32, | 18 33, | 18 33, | 18 33, | 18 33, | 18 32, | 18 33, | 18 33, | 18 33, | 18 33, |
| Felvételi időpont I. | 887 | 033 | 090 | 148 | 466 | 947 | 122 | 425 | 220 | 153 |
| Tengerszint feletti magasság (m) | 2009 | 2009 | 2009 | 2009 | 2009 | 2009 | 2009 | 2009 | 2009 | 2009 |
| Lejtőszög (fok) | 07.14 | 07.14 | 07.14 | 07.14 | 07.14 | 07.15 | 07.15 | 07.15 | 07.15 | 07.15 |
| Cserjeszint borítása (%) | 104 | 104 | 104 | 104 | 104 | 104 | 104 | 104 | 104 | 104 |
| Újulat borítása (%) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Gyepszint borítása (%) | 50 | 75 | 75 | 75 | 60 | 75 | 70 | 50 | 60 | 75 |
| Felvételi terület nagysága (m ²) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Felvételeket készíttette: | 90 | 90 | 90 | 90 | 90 | 90 | 90 | 95 | 95 | 95 |
| | 2 | 3 | 3 | 2,5 | 2,5 | 2,5 | 2,5 | 1,5 | 2,5 | 2,5 |
| | 200 | 400 | 400 | 400 | 400 | 400 | 400 | 200 | 400 | 400 |

Felvételeket készíttette: 1-5: Kevey, Lendvai és Simon (ined.); 6-10: Kevey és Simon (ined.).

Fajkombináció

A vizsgált fűzlápok tíz felvétele alapján a társulásban 13 konstans, 8 szubkonstans és 6 akcesszórius faj szerepel az alábbiak szerint: K V: sövény-szulák, posvány és parti sás, sédkender (*Eupatorium cannabinum*), apró békalencse (*Lemna minor*), keresztes békalencse (*Lemna trisulca*), vízi peszérce (*Lycopus europaeus*), nád, rekettyefűz, ebszőlő, mocsári csorbóka, tőzegpáfrány, keskenylevelű gyékény. – K IV: siska nádtippán (*Calamagrostis epigeios*), rostostövű és villás sás, vízi menta (*Mentha aquatica*), sovány perje (*Poa trivialis*), széleslevelű békakorsó (*Sium latifolium*), magas aranyvessző (*Solidago gigantea*), mocsári tisztosfű (*Stachys palustris*). – K III: erdei angyalgöyökér (*Angelica sylvestris*), kisvirágú fűzike (*Epilobium parviflorum*), közönséges lizinka (*Lysimachia vulgaris*), réti fűzény (*Lythrum salicaria*), gyepű rózsza, széleslevelű gyékény (*Typha latifolia*). A felvételi anyagban ezen kívül 9 szubakcesszórius (K II) és 21 akcidens (K I) faj is szerepel (1. táblázat).

A karakterfajok csoportrészesedésének és csoporttömegének (2. táblázat) vizsgálata alapján az alábbi eredményeket kaptuk:

A fűzlápokban a vízi növények (*Lemno-Potamea* s.l.) csoportrészesedése viszonylag jelentős, de ha a tömegviszonyokat vesszük figyelembe, akkor arányuk elenyésző (1. ábra): K V: apró és keresztes békalencse. – K I: békatutaj (*Hydrocharis morsus-ranae*), közönséges rence (*Utricularia vulgaris*).

A legnagyobb szerepet a mocsári (*Phragmitetea*, *Magnocaricetalia*) növények játsszák, a csoportrészesedés és a csoporttömeg szerint egyaránt (2. ábra): K V: posvány és parti sás, sédkender, vízi peszérce, nád, ebszőlő, keskenylevelű gyékény. – K IV: rostostövű és villás sás, széleslevelű békakorsó, mocsári tisztessű. – K III: kisvirágú fűzike, széleslevelű gyékény. – K II: mocsári galaj (*Galium palustre*), vízi lórom (*Rumex hydrolapathum*), vízmelléki csukóka (*Scutellaria galericulata*). – K I: bugás sás, éles télisás, sárga nőszirm (*Iris pseudacorus*), pántlikafű (*Phalaroides arundinaceum*), kötő káka (*Schoenoplectus tabernaemontani*).

A fűzlápok karakteréhez hozzájárulnak a *Molinio–Juncetea* (incl. *Caricion davallianae*, *Molinietalia*) elemek. Bár ilyen faj kevés akad, arányuk mégsem hanyagolható el (4. ábra): K III: erdei angyalgyökér. – K I: sédbúza (*Deschampsia caespitosa*), hagymaburok, kétlaki macskagyökér (*Valeriana dioica*), orvosi macskagyökér (*Valeriana officinalis*).

Jellemző továbbá a higrofil ruderaliák (*Calystegion*, *Bidentetea*, *Epilobietea*) és a társulásközömbös (*Indifferens*) fajok jelenléte (3. ábra).

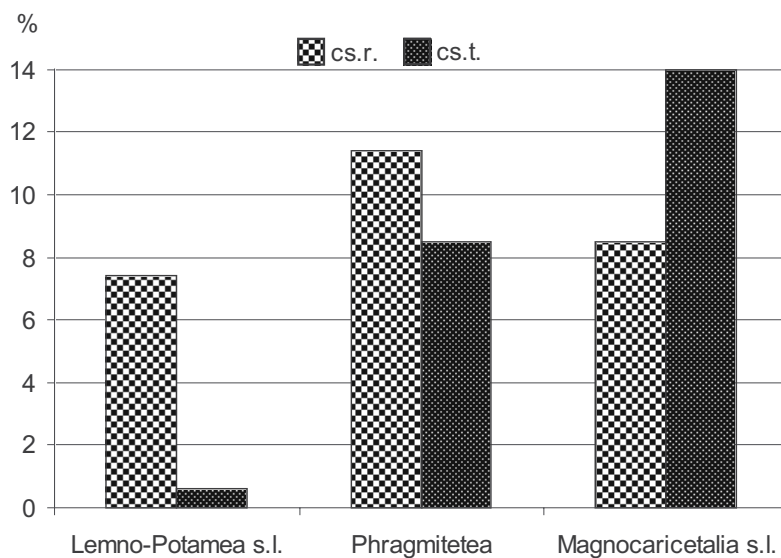
A társulás jellegét elsősorban a láperdei növények (*Alnetea glutinosae*, *Salicion cinereae*) adják, de ilyen fajokból is kevés akad (4. ábra): K V: rekettyefűz, tőzegpáfrány. – K I: szálkás pajzsika, kutyabenge.

A karakterfajok arányát (csoportrészesedés és csoporttömeg) tekintve (*Magnocaricetalia*, *Scheuchzerio–Caricetea nigrae*, *Molinio–Juncetea*, *Galio–*, *Alnetea glutinosae* stb.) a velencei-tavi fűzlápok paraméterei igen hasonlóak a szigetközökhez (*Calamagrostio–Salicetum cinereae*), viszont a baláta-taviaktól (*Sphagno recurvi–Salicetum cinereae*) nagyon eltérőek (5–8. ábra).

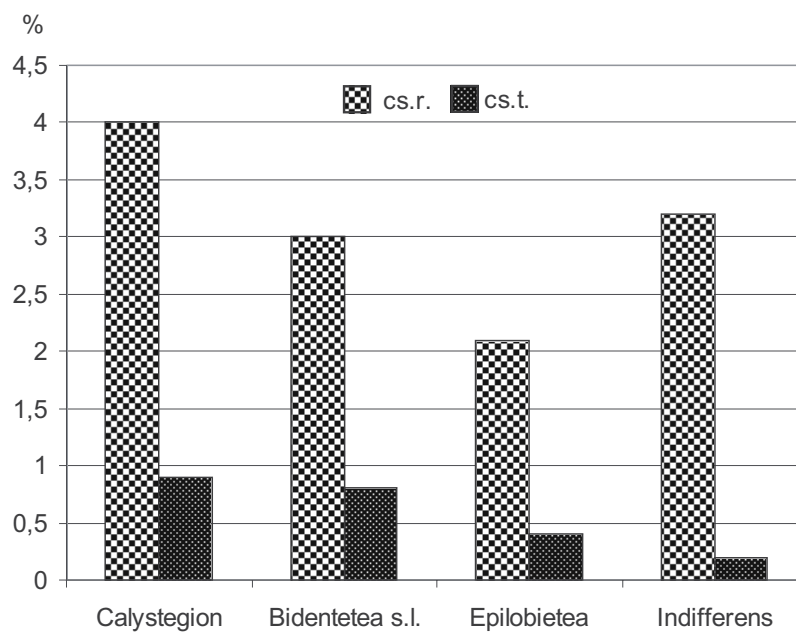
Az elvégzett cluster-analízis szerint a kvadrátok 73–86% (group average), illetve 63–85% (complete link) szimilaritás (27–14%, illetve 37–15% disszimilaritás) mellett kapcsolódnak. E felvételekhez csak 45% (group average), illetve 30% (complete link) szimilaritás (55%, illetve 70% disszimilaritás) mellett kapcsolódnak a belső-somogyi Baláta-tónál készült felvételek, míg a szigetközi anyag köztes helyet foglal el a Velencei-tó és a Baláta-tó között (8–9. ábra).

EREDMÉNYEK MEGVITATÁSA

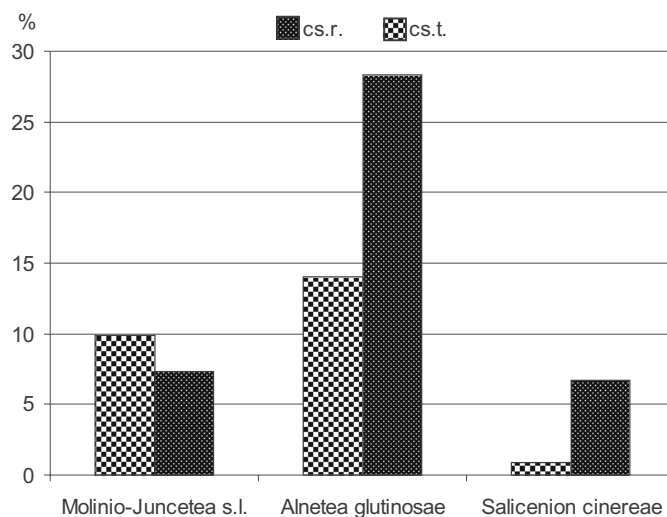
A Velencei-tó fűzlápjainak termőhelyi és növényzeti viszonyai egyaránt arra utalnak, hogy azok a természetes szukcesszió során jöttek létre az úszólápokon,



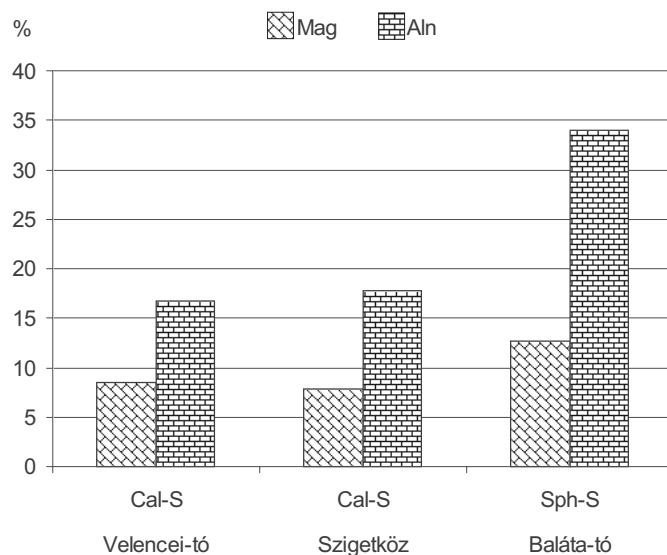
2. ábra. Vízi és mocsári növények csoportrészesedése (cs.r.) és csoporttömege (cs.t.) a Velencei-tó fűzlápjában (*Calamagrostio-Salicetum cinereae*)



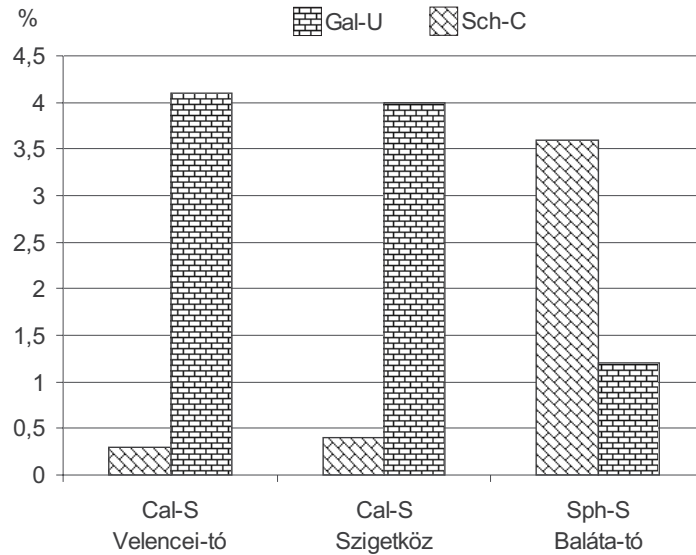
3. ábra. Higrofil ruderaliák és társulásközömbös fajok csoportrészesedése (cs.r.) és csoporttömege (cs.t.) a Velencei-tó fűzlápjában (*Calamagrostio-Salicetum cinereae*)



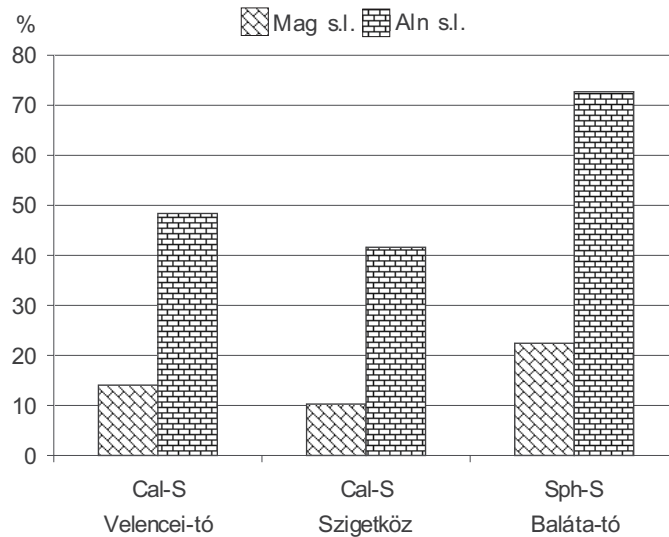
4. ábra. Lápréti és láperdei növények csoportrészesedése (cs.r.) és csoporttömege (cs.t.) a Velencei-tó fűzlápjában (*Calamagrostio-Salicetum cinereae*)



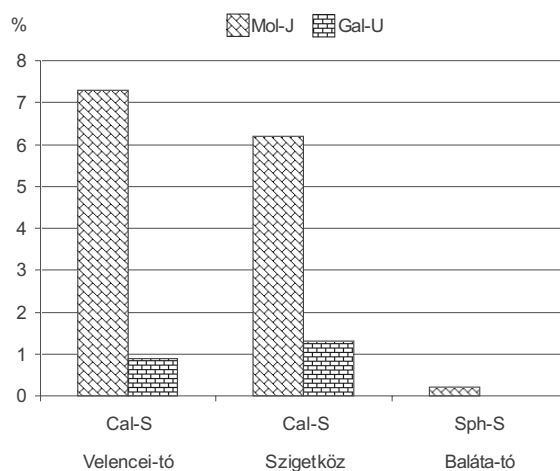
5. ábra. *Magnocaricetalia* s.l. (Mag) és *Alnetea glutinosae* s.l. (Aln) fajok csoportrészesedése a Velencei-tó (Kevey *et al.* ined.: 2009), a Szigetköz (Kevey & Alexay 1994) és a Baláta-tó (Borhidi & Kevey ined.: 1990) szupraakvatikus fűzlápjában (*Cal-*: *Calamagrostio-Salicetum cinereae*; *Sph-S*: *Sphagno recurvi-Salicetum cinereae*)



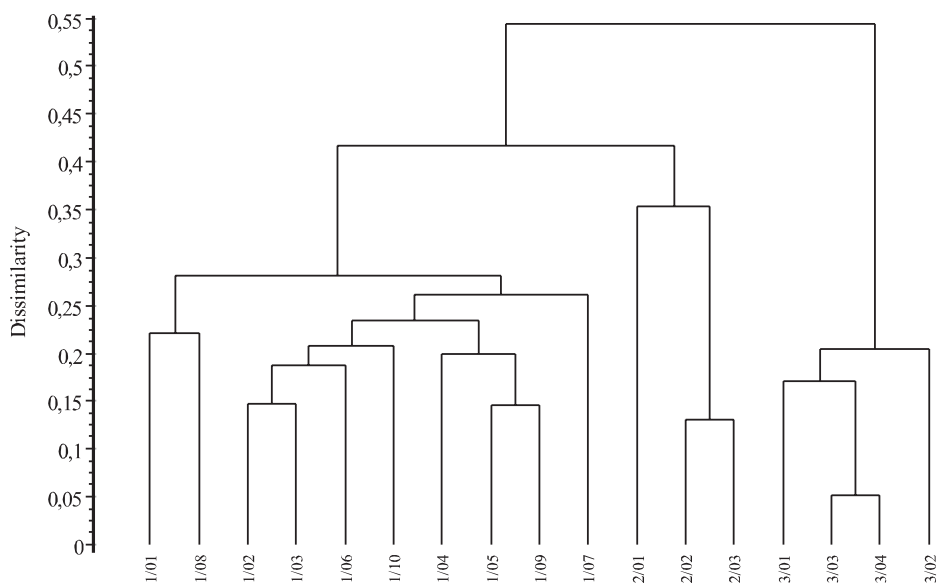
6. ábra. *Scheuchzeria-Caricetea nigrae* s.l. (Sch-C) és *Galio-Urticetea* s.l. (Gal-U) csoportrészesedése a Velencei-tó (Kevey *et al.* ined.: 2009), a Szigetköz (Kevey & Alexay 1994) és a Baláta-tó (Borhidi & Kevey ined.: 1990) szupraakvatikus fűzlápjában (Cal-S: *Calamagrostio-Salicetum cinereae*; Sph-S: *Sphagno recurvi-Salicetum cinereae*)



7. ábra. *Magnocaricetalia* s.l. (Mag) és *Alnetea glutinosae* s.l. (Aln) fajok csoporttömege a Velencei-tó (Kevey *et al.* ined.: 2009), a Szigetköz (Kevey & Alexay 1994) és a Baláta-tó (Borhidi & Kevey ined.: 1990) szupraakvatikus fűzlápjában (Cal-S: *Calamagrostio-Salicetum cinereae*; Sph-S: *Sphagno recurvi-Salicetum cinereae*)



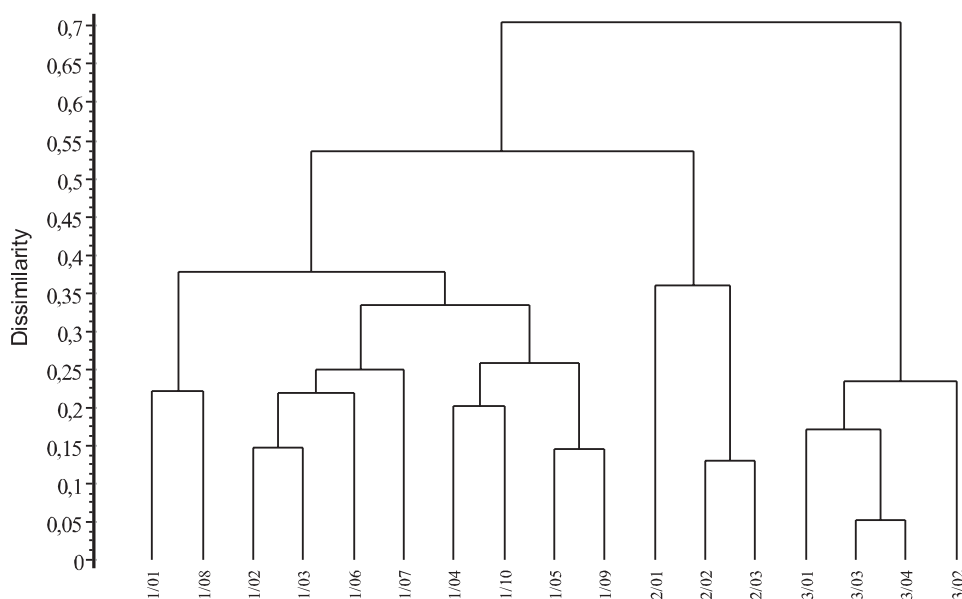
8. ábra. *Molinio–Juncetea* s.l. (Mol-J) és *Galio–Urticetea* s.l. (Gal-U) fajok csoporttömege a Velencei-tó (Kevey *et al.* ined.: 2009), a Szigetköz (Kevey & Alexay 1994) és a Baláta-tó (Borhidi & Kevey ined.: 1990) szupraakvaticus fűzlápjaiban (Cal-S: *Calamagrostio–Salicetum cinereae*; Sph-S: *Sphagno recurvi–Salicetum cinereae*)



9. ábra. A Velencei-tó, a Szigetköz és a Baláta-tó szupraakvaticus fűzlápjainak bináris dendrogramja I. (hasonlósági index: Baroni–Urbani–Buser; fúziós algoritmus: group average) 1/1–10: Velencei-tó „Madár-rezervátum” (Kevey *et al.* ined.: 2009); 2/1–3: Szigetköz „Mosonmagyaróvár: Parti-erdő, Halászi: Kerekszigeti-láp” (Kevey & Alexay 1994); 3/1–4: Belső-Somogy „Szent: Baláta-tó” (Borhidi & Kevey ined.: 1990).

hisz emberi beavatkozásoktól mentes környezetben találhatók. Ennek ellenére egyetlen valódi lápi (*Caricion davallaniae*) növényük a hagymaburok. A láperdei növényeket a cserjék közül a rekettyefűz és a kutyabenge, a lágyszárúak közül pedig csak a tőzegráfrány és a szálkás pajzsika képviseli, bár tágabb értelemben ide sorolható a rostostövű, a bugás és a villás sás is. E viszonylagos fajszegénység feltételezett magyarázata lehet az, hogy e fűzlápok talán még túl fiatalok. Az úszólápok tőzege még hézagos és csak vékony réteget képez a lágyszárú növényzet alatt, ezért még nem nyújt optimális feltételeket a lápi növények megtelepedésére. Természetesen ebben az is szerepet játszhat, hogy a tőzeg keletkezése és bomlása többé-kevésbé egyensúlyban van, de e kérdés eldöntése külön speciális vizsgálatokat igényelne. A higrofil jellegű ruderáliák és társulásközömbös fajok jelenléte különös degradációt nem mutat, mert ezek csoporttömege már elenyésző (2. ábra).

Mivel mind a klasszikus (csoportrészesedés, csoporttömeg) és mind a sokváltozós elemzések szerint a velencei-tavi és a szigetközi supraakvatikus fűzlápok között nagyfokú hasonlóság mutatkozik (4–9. ábra), mindkét táj fűzlápjai ugyanazon asszociációhoz (*Calamagrostio–Salicetum cinereae* Soó et Zólyomi in Soó 1955) sorolhatók. A baláta-tavi anyaggal szembeni nagyfokú eltérés azzal ma-



10. ábra. A Velencei-tó, a Szigetköz és a Baláta-tó supraakvatikus fűzlápjainak bináris dendrogramja II. (hasonlósági index: Baroni–Urbani–Buser; fúziós algoritmus: complete link) 1/1–10: Velencei-tó „Madár-rezervátum” (Kevey *et al.* ined.: 2009); 2/1–3: Szigetköz „Mosonmagyaróvár: Partí-erdő, Halászi: Kerekszigeti-láp” (Kevey & Alexay 1994); 3/1–4: Belső-Somogy „Szent: Baláta-tó” (Borhidi & Kevey ined.: 1990).

3. táblázat. Karakterfajok csoportrészesedése (cs.r.) és csoporttömege (cs.t.) a Velencei-tó fűzlápjában
(*Calamagrostio-Salicetum cinereae*)

| | cs. r. | cs. t. |
|--|--------|--------|
| Lemno-Potamea | 2,4 | 0,2 |
| Hydrochari-Lemnetea (incl. Hydrocharietalia) | 2,3 | 0,2 |
| Lemnion minoris | 2,4 | 0,2 |
| Hydrocharition | 0,2 | 0,0 |
| Hydrochari-Lemnetea s.l. | 4,9 | 0,4 |
| Potametea | 0,0 | 0,0 |
| Potametalia | 0,0 | 0,0 |
| Nymphaeion | 0,1 | 0,0 |
| Potametalia s.l. | 0,1 | 0,0 |
| Potametea s.l. | 0,1 | 0,0 |
| Lemno-Potamea s.l. | 7,4 | 0,6 |
| Cypero-Phragmittea | 0,0 | 0,0 |
| Phragmitetea | 11,4 | 8,5 |
| Phragmitetalia (incl. Phragmition) | 2,6 | 0,4 |
| Bolboschoenetalia (incl. Bolboschoenion) | 0,2 | 0,0 |
| Nasturtio-Glycerietalia (incl. Glycerio-Sparganion) | 0,4 | 0,0 |
| Magnocaricetalia (incl. Magnocaricion) | 5,6 | 13,7 |
| Caricenion rostratae | 1,7 | 0,1 |
| Caricenion gracilis | 1,2 | 0,2 |
| Magnocaricetalia s.l. | 8,5 | 14,0 |
| Phragmitetea s.l. | 23,1 | 22,9 |
| Isoëto-Nanojuncetea (incl. Nanocyperetalia) | 0,0 | 0,0 |
| Nanocyperion flavescens | 1,0 | 0,3 |
| Cypero-Lindernenion | 0,0 | 0,0 |
| Elatini-Lindernenion | 0,0 | 0,0 |
| Heleochloo-Cyperenion | 0,0 | 0,0 |
| Nanocyperion flavescens s.l. | 1,0 | 0,3 |
| Isoëto-Nanojuncetea s.l. | 1,0 | 0,3 |
| Cypero-Phragmittea s.l. | 24,1 | 23,2 |
| Oxycocco-Caricea nigrae | 0,0 | 0,0 |
| Scheuchzerio-Caricetea nigrae (incl. Scheuchzerio-Caricetalia nigrae) | 0,3 | 0,0 |
| Oxycocco-Caricea nigrae s.l. | 0,3 | 0,0 |
| Molinio-Arrhenathera | 0,5 | 0,0 |
| Molinio-Juncetea | 4,5 | 6,9 |
| Tofieldietalia (incl. Caricion davallianae) | 1,0 | 0,1 |
| Molinitetalia coeruleae | 2,9 | 0,2 |
| Deschampsion caespitosae | 0,5 | 0,0 |
| Filipendulo-Cirsion oleracei | 1,0 | 0,1 |
| Molinitetalia coeruleae s.l. | 4,4 | 0,3 |
| Molinio-Juncetea s.l. | 9,9 | 7,3 |
| Molinio-Arrhenathera s.l. | 10,4 | 7,3 |
| Puccinellio-Salicornia | 0,0 | 0,0 |
| Festuco-Puccinellietea | 0,9 | 6,6 |
| Festuco-Puccinellietalia | 0,2 | 0,0 |
| Festuco-Puccinellietea s.l. | 1,1 | 6,6 |
| Puccinellio-Salicornia s.l. | 1,1 | 6,6 |
| Festuco-Bromea | 0,0 | 0,0 |
| Festucetea vaginatae (incl. Festucetalia vaginatae et Festucion vaginatae) | 0,7 | 0,0 |
| Festuco-Bromea s.l. | 0,7 | 0,0 |
| Chenopodio-Sclerantha | 0,1 | 0,0 |
| Oryzetea sativae (incl. Oryzetalia et Oryzion sativae) | 1,6 | 0,3 |

3. táblázat (folytatás)

| | cs. r. | cs. t. |
|--|--------|--------|
| Artemisietea (incl. Artemisietalia et Arction lappae) | 0,1 | 0,0 |
| Galio-Urticetea (incl. Calystegietaalia sepium) | 0,0 | 0,0 |
| Galio-Alliarion | 0,1 | 0,0 |
| Calystegion sepium | 4,0 | 0,9 |
| Galio-Urticetea s.l. | 4,1 | 0,9 |
| Bidentetea (incl. Bidentetalia) | 2,5 | 0,8 |
| Bidention tripartiti | 0,5 | 0,0 |
| Bidentetea s.l. | 3,0 | 0,8 |
| Plantaginetea (incl. Plantaginetalia majoris) | 0,9 | 0,4 |
| Epilobietea angustifolii (incl. Epilobietalia) | 2,1 | 0,4 |
| Urtico-Sambucetea (incl. Sambucetalia et Sambuco-Salicion capreae) | 0,2 | 0,0 |
| Chenopodio-Scleranthea s.l. | 12,1 | 2,8 |
| Quercu-Fagea | 0,0 | 0,0 |
| Salicetea purpureae (incl. Salicetalia purpureae) | 5,7 | 7,5 |
| Salicion albae | 4,9 | 0,9 |
| Salicetea purpureae s.l. | 10,6 | 8,4 |
| Alnetea glutinosae (incl. Alnetalia glutinosae) | 14,0 | 28,3 |
| Alnion glutinosae | 0,0 | 0,0 |
| Salicencion cinereae | 0,9 | 6,7 |
| Alnion glutinosae s.l. | 0,9 | 6,7 |
| Scirpo sylvatici-Alnion glutinosae | 0,0 | 0,0 |
| Berulo erecti-Salicencion cinereae | 0,9 | 6,7 |
| Scirpo sylvatici-Alnion glutinosae s.l. | 0,9 | 6,7 |
| Molinio hungaricae-Alnion glutinosae | 0,0 | 0,0 |
| Serratulo tinctoriae-Salicencion cinereae | 0,9 | 6,7 |
| Molinio hungaricae-Alnion glutinosae s.l. | 0,9 | 6,7 |
| Alnetea glutinosae s.l. | 16,7 | 48,4 |
| Quercu-Fagetea | 0,9 | 0,1 |
| Fagetalia sylvaticae | 0,2 | 0,0 |
| Alnion incanae | 4,5 | 1,0 |
| Alnenion glutinosae-incanae | 0,7 | 0,3 |
| Ulmenion | 0,1 | 0,0 |
| Alnion incanae s.l. | 5,3 | 1,3 |
| Fagion sylvaticae | 0,0 | 0,0 |
| Carpinenion betuli | 0,4 | 0,0 |
| Fagion sylvaticae s.l. | 0,4 | 0,0 |
| Fagetalia sylvaticae s.l. | 5,9 | 1,3 |
| Quercetalia roboris | 0,3 | 0,0 |
| Quercu-Fagetea s.l. | 7,1 | 1,4 |
| Quercetea pubescentis-petraeae | 1,4 | 0,1 |
| Quercetalia cerridis | 0,0 | 0,0 |
| Aceri tatarico-Quercion | 0,5 | 0,2 |
| Quercetalia cerridis s.l. | 0,5 | 0,2 |
| Prunetalia spinosae | 1,2 | 0,1 |
| Quercetea pubescentis-petraeae s.l. | 3,1 | 0,4 |
| Quercu-Fagea s.l. | 37,5 | 58,6 |
| Abieti-Piceea | 0,0 | 0,0 |
| Vaccinio-Piceetea | 0,2 | 0,0 |
| Pino-Quercetalia (incl. Pino-Quercion) | 0,1 | 0,0 |
| Vaccinio-Piceetea s.l. | 0,3 | 0,0 |
| Abieti-Piceea s.l. | 0,3 | 0,0 |
| Indifferens | 3,2 | 0,2 |
| Adventiva | 2,8 | 0,4 |

gyarázható, hogy utóbbi már a *Sphagno recurvi-Salicetum cinereae* (Zólyomi 1934) Soó 1955 társuláshoz tartozik (vö. Borhidi 2003).

Fentiek alapján a Velencei-tó fűzlápjainak cönoszisztematikai helye a növénytársulások rendszerében az alábbi módon vázolható:

Divisio: **Quercu-Fagea** Jakucs 1967

Classis: **Alnetea glutinosae** Br.-Bl. et Tx. ex Westhoff et al. 1946

Ordo: **Alnetalia glutinosae** Tx. 1937

Alliance: **Alnion glutinosae** Malcuit 1929

Suballiance: **Salicinion cinereae** (Th. Müller et Görs ex Passarge 1961)
Kevey 2008

Associatio: **Calamagrostio-Salicetum cinereae** Soó et Zólyomi in
Soó 1955

TERMÉSZETVÉDELMI VONATKOZÁSOK

A Velencei-tó nyugati részén levő Madár-rezervátum 1958 óta áll védelem alatt. Az itt található rekettyefüzes lápi cserjések (*Calamagrostio-Salicetum cinereae*) lényegében úszólápok. Spontán kialakult állományai a nádasok (*Scirpo-Phragmitetum*) rengetege között szórványosan helyezkednek el. Védett növényük a szálkás pajzsika, a rostostövű és bugás sás, a mocsári csorbóka, valamint a szinte mindenütt fáciesképző tőzegrápfrány. A legnagyobb értéket a fokozottan védett hagymaburok képezi. E növény lelőhelye már régóta ismert (vö. Balogh 1969; Illyés 2006, Illyés *et al.* 2007), fűzlápokból azonban még nem jelezte a hazai szakirodalom. Élőhelyén a rekettyefűz viszonylag kisebb árnyékoló hatást gyakorol. Ha a becserjésedési folyamat tovább tart, arra számíthatunk, hogy a hagymaburok erősebben beárnyékoló példányai nem fognak virágozni, esetleg egy idő után nem is hajtanak ki. Amennyiben e kérdés aktuálissá válik, megfelelő természetvédelmi kezelést kell kidolgozni. Sajnos az adventív magas aranyvessző e spontán keletkezett fűzlápokba is behatolt (A-D +1, K IV).

A rendkívül értékes madárvilág (Báldi & Kisbenedek 2000, Csihar 2007) számára e fűzlápok természetes környezetet, élőhelyet biztosítanak. Madárvédelmi szempontból ugyan nem a fűzlápok a legfontosabbak, mégis nagy fontossággal bírnak a vízimadarak biztonságérzetének kialakításában. Örvendetes módon pár éve ismét jelentős gémtelep „működik” a Velencei-tavon. A telep feliszapolódott, kikopott avas nád alakult ki. A nádas fölé emelkedő fűzlápok ideális kilátóhelyet biztosítanak a gémtelep madarainak, jelentősen növelve biztonságérzetüket. A nyár második felében akár százas nagyságrendben is láthatunk nagy kócsagokat

(*Egretta alba*) a Német-tisztás és a Lángi-tisztás közötti nádasba ékelődött fűzlápokon. De bakcsók (*Nycticorax nycticorax*), szürkegémek (*Ardea cinerea*) és kis kócsagok (*Egretta garzetta*) is előszeretettel használják pihenőnek és kilátónak a fűzbokrokat. Terepbejárásunk során számos helyen találtunk jelentős mennyiségű „meszelés” nyomot a fűzlápok alatt, ami szintén jelzi a madarak állandó jelenlétét az adott élőhelyen. A gémféléken kívül a Velencei-tó egyik jelentős madártani értékének, a kékbegy (*Luscinia svecica*) állományának megőrzésében is jelentős szerepe van a fűzlápoknak. A rejtett életmódú madár hímjét leginkább akkor lát-hatjuk, amikor revírt jelző éneke közben fellibben a fűzágáról.

A nehezen megközelíthető úszólápok az emberi tevékenységtől úgyszólván érintetlenek, ezért természetvédelmi szempontból igen jelentősek. Jelen tanulmányban rögzített alapállapot-felmérési eredmények etalonként szolgálhatnak az elkövetkezendő évtizedek kutatásai számára, amikor már a változások kimutatására is sor kerülhet.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönetünket fejezzük ki a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóságának, elsősorban Kiss Péter természetvédelmi őrnek, hogy lehetővé tették számunkra a kutatásokat.

RÖVIDÍTÉSEK

Agi: *Alnenion glutinosae-incanae*, Ai: *Alnion incanae*, AQ: *Aceri tatarico-Quercion*, Ar: *Artemisietea*, Ate: *Alnetea glutinosae*, B1: cserjeszint, B2: újulát, Bia: *Bidentetea*, Bin: *Bidention tripartiti*, BSc: *Berulo erecti-Salicion cinereae*, C: gyepszint, Cal: *Calystegion sepium*, Cgr: *Caricion gracilis*, ChS: *Chenopodio-Scleranthea*, Cp: *Carpinion betuli*, Cro: *Caricion rostratae*, Des: *Deschampsion caespitosae*, Epa: *Epilobietea angustifolii*, F: *Fagetalia sylvaticae*, FiC: *Filipendulo-Cirsion oleracei*, FPe: *Festuco-Puccinellietea*, FPi: *Festuco-Puccinellietalia*, Fvg: *Festucetea vaginatae*, GA: *Galio-Alliarion*, HyL: *Hydrochari-Lemnietea*, Hyn: *Hydrocharition*, incl.: inclusive (beleértve), ined.: ineditum (kiadatlan közlés), Le: *Lemnion minoris*, Mag: *Magnocari-cetalia*, Moa: *Molinetalia coeruleae*, MoJ: *Molinio- Juncetea*, Nc: *Nanocyperion flavescens*, NG: *Nasturtio-Glycerietalia*, Nym: *Nymphaeion*, Ory: *Oryzetea sativae*, Pla: *Plantaginetea*, Pli: *Phragmitetalia*, PQ: *Pino-Quercetalia*, Pru: *Prunetalia spinosae*, Pte: *Phragmitetea*, QFt: *Quercu-Fagetea*, Qpp: *Quercetea pubescentis-petraeae*, Qr: *Quercetalia roboris*, S: summa (összeg), Sal: *Salicion albae*, Sci: *Salicion cinereae*, SCn: *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*, s.l.: sensu lato (tágabb értelemben), Spu: *Salicetea purpureae*, SSc: *Serratulo tinctoriae-Salicion cinereae*, s.str.: sensu stricto (szűkebb értelemben), Tof: *Tofieldietalia*, Ulm: *Ulmenion*, US: *Urtico-Sambucetea*, VP: *Vaccinio-Piceetea*.

IRODALOMJEGYZÉK

- Báldi, A. & Kisbenedek, T. (2000): Bird species numbers in an archipelago of reeds at Lake Velence, Hungary. – *Global Ecology and Biogeography* **9**: 451–462.
- Becking, R. W. (1957): The Zürich-Montpellier Schol of phytosociology. – *Botanical Review* **23**: 411–488.
- Balogh, M. (1969): A *Liparis loeselii* (L.) Rich. a velencei tavon [Liparis loeselii (L.) Rich. Am Velenceer See]. – *Botanikai Közlemények* **56**: 17–19.
- Balogh, M. (1983): *A velencei-tó nyugati medencéjének úszólápjai, és hatásuk a tó vízminőségére.* – Kandidátusi értekezés, kézirat, 110 pp.
- Balogh, M. (2000): Az úszóláp-szukcesszió kérdései I. – *Kitaibelia* **5**: 9–16.
- Borhidi, A. (1969): A *Schoenoplectus litoralis* előfordulása és cönológiai szerepe a Velencei-tónál [Das Vorkommen und die zöologische Rolle von *Schoenoplectus litoralis* (Schrad.) Palla am Velence See]. – *Botanikai Közlemények* **56**: 21–25.
- Borhidi, A. (1993): *A magyar flóra szociális magatartástípusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai.* – Janus Pannonius Tudományegyetem, Pécs, 95 pp.
- Borhidi, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. – *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* **39**: 97–181.
- Borhidi, A. (2003): *Magyarország övénytársulásai.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 610 pp.
- Borhidi, A. & Balogh, M. (1970): Die Entstehung von dystrophen Schaukelmooren in einem alkalischen (szik)-See. – *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* **16**: 13–31.
- Borhidi, A. & Kevey, B. (1996): An annotated checklist of the Hungarian plant communities II. The forest communities. – In: Borhidi A. (ed.): *Critical revision of the Hungarian plant communities.* Janus Pannonius University, Pécs, pp. 95–138.
- Boros, Á. (1953): A Mezőföld növényföldrajzi vázlata. – *Földrajzi Értesítő* **2**: 234–253.
- Boros, Á. (1954): A Vértes, a velencei-hegység, a Velencei-tó és környékük növényföldrajza (Pflanzengeographie des Vértes- und Velenceer Gebirges, des Velenceer Sees und ihrer Umgebung). – *Földrajzi Értesítő* **3**: 280–309.
- Braun-Blanquet, J. (1964): *Pflanzensoziologie* (ed. 3.). – Springer Verlag, Wien–New York, 865 pp.
- Csihar, L. (2007): Dinnyési-fertő természetvédelmi terület és a Velencei-tavi Madárrezervátum. – In: Tardy, J. (szerk): *A Magyarországi vadvizek világa.* Alexandra, Budapest, pp 78–87.
- Fekete, G. (1954): *A Velencei-tó partvidékének sziki növénytársulásai.* – Diplomamunka, kézirat.
- Fekete, G. (1959): *A Velencei-tó, partvidéke és a Velencei-hegység fitocönológiai viszonyai.* – Egyetemi doktori értekezés, kézirat.
- Horváth, F., Dobolyi, Z. K., Morschhauser, T., Lőkös, L., Karas, L. & Szerdahelyi T. (1995): *Flóra adatbázis 1.2.* – Magyar Tudományos Akadémia Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 267 pp.
- Illyés, Z. (2006): A *Liparis loeselii* hazai elterjedése és érzékeny környezetváltást jelző Velencei-tavi élőhelyének vegetációtérképe. – *Tájökológiai Lapok* **4**: 11–32.
- Illyés, Z., Takács, A. A., Takács, G. & Kiss, P. (2007): Szempontok a hagymaburok (*Liparis loeselii*) magyarországi élőhelyeinek természetvédelmi szempontú kezeléséhez. – *Természetvédelmi Közlemények* **13**: 403–410.
- Jakucs, P. (1967): Gedanken zur höheren Systematik der europäischen Laubwälder. – *Contributii Botanice Cluj* **1967**: 159–166.
- Kevey, B. (2008): Magyarország erdőtársulásai (Forest associations of Hungary). Die Wälder von Ungarn. – *Tilia* **14**: 1–488. + CD-adatbázis (230 táblázat + 244 ábra).

- Kevey, B. & Alexay, Z. (1994): A Szigetköz dárdás nádtippanos-fűzlápjai (*Calamagrostio-Salicetum cinereae*). *Calamagrostio-Salicetum cinereae* in Szigetköz, Nord-West-Ungarn. – *Acta Agronomica Óváriensis* **36**: 7–22.
- Kevey, B. & Hirmann, A. (2002): „NS” számítógépes cönológiai programcsomag. – In: *Aktuális flóra- és vegetációkutatások a Kárpát-medencében V*. Pécs, 2002. március 8 – 10. (Összefoglalók), p. 74.
- Malcuit, G. (1929): Les associations végétales de la Vallée de la Lanterne. – *Archives de Botanique, Caën* **2**: 142–154.
- Mucina, L., Grabherr, G. & Wallnöfer, S. (1993): *Die Pflanzengesellschaften Österreichs III. Wälder und Gebüsche*. – Gustav Fischer, Jena–Stuttgart–New York, 353 pp.
- Oberdorfer, E. (1992): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften IV. A. Textband*. – Gustav Fischer Verlag, Jena–Stuttgart–New York, 282 pp.
- Passarge, H. (1961): Zur soziologischen Gliederung der *Salix cinerea*-Gebüsche Norddeutschlands. – *Vegetatio* **10**: 209–228.
- Podani, J. (2001): *SYN-TAX 2000 Computer Programs for Data Analysis in Ecology and Systematics*. – Scientia, Budapest, 53 pp.
- Soó, R. (1955): La végétation de Bátorliget. – *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* **1**: 301–334.
- Soó, R. (1964, 1966, 1968, 1970, 1973, 1980): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I–VI*. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Tüxen, R. (1937): Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands. – *Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft Niedersachsen, Hannover* **3**: 1–170.
- Vöröss, L. Zs. (1987–1988): Adatok a Mezőföld flórájának ismeretéhez. – *Botanikai Közlemények* **74–75**: 121–126.
- Zólyomi, B. (1934): A Hanság növényközvetkezetei. – *Vasi Szemle* **1**: 146–174.

WILLOW SWAMPS IN THE BIRD SANCTUARY OF LAKE VELENCE

Balázs Kevey^{1a,b}, Gábor Lendvai² and György Simon³

^{1a}University of Pécs, Department of Systematic and Ecological Botany

^{1b}University of Pécs, Department of Viticulture and Agrobotany

H-7624 Pécs, Ifjúság u. 6, Hungary. E-mail:

²H-7000 Sárbogárd, Ady E. u. 162, Hungary.

³H-8000 Székesfehérvár, Széchenyi u. 35, Hungary. E-mail:

To assess the current status and phytotaxonomical relations of the willow swamps of Lake Velence, we sampled ten stands along Kuti csapás in the summer of 2009 using the standard method of phytosociological analyses. The studied stands were conspicuously poor in species. The proportion of plants typical of peaty habitats was generally low. The majority of the species were generalists of marshes and ubiquitous of wet habitats. Some of the notable and rare species of the community are *Carex appropinquata*, *C. paniculata*, *C. pseudocyperus*, *Cladium mariscus*, as well as the protected *Dryopteris carthusiana* and *Thelypteris palustris*, and the endangered *Liparis loeselii*. The sampled stands were sufficiently similar in phytosociological characteristics to represent the same community, (*Calamagrostio-Salicetum cinereae*). They were somewhat similar to the willow swamps of the Szigetköz, and much less so in comparison to the willow swamps of Lake Baláta.

Supplementary observations indicated that the layer of the peaty substrate is very shallow, and even discontinuous at places, which suggests the relatively recent origin of these floating islets. Nevertheless, the islets are still very important to science and nature conservation, as they are prime examples of developmental processes of the natural vegetation in undisturbed places, and are excellent habitats for animals, particularly birds.

Keywords: syntaxonomy, *Calamagrostio-Salicetum cinereae*, bird sanctuary, floating islets, Hungary.

A legeltetés hatása a gyepekre és természetvédelmi vonatkozásai a Tapolcai- és a Káli-medencében

Penksza Károly¹, Szentes Szilárd², Loksa Gábor¹
Dannhauser Chris³ és Házi Judit¹

¹*Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék 2103 Gödöllő, Páter Károly utca 1.
E-mail: penksza@gmail.com*

²*Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Növénytermesztési Intézet, Gyepgazdálkodási osztály*

³*University of Limpopo, 9A Ruiter ave, Mokokpane, 0601, Limpopo Province, South Africa*

Összefoglaló: A Tapolcai- és a Káli-medence gyepterületein (Badacsonytomaj, Nemesgulács, Kisapáti, Gyulakeszi, Káptalantóti, Kővágóörs, Köveskál) végeztünk botanikai vizsgálatokat, valamint termésbecslést. A cönológiai felvételeket a növények fajszáma, összborítása, a gyógy- és mérgező fajok száma, a relatív talajnedvesség, relatív nitrogénigény és takarmányozási mutatók alapján értékeltük. A termésbecslés alapján kiszámítottuk a területre terhelhető állatlétszámot és azt összehasonlítottuk a jelenleg ott legelő létszámmal. A vizsgált medencékben a legelterjedtebb hasznosítási mód a szabad legeltetés. Gyepjeikre általában jellemző volt a kedvezőtlen fajösszetétel, melynek kialakulása rendszerint visszavezethető a rossz gazdálkodási stratégiára, a felhagyott területek nagy arányára, mely kiváló lehetőség a ruderalis fajok felszaporodására.

Kulcsszavak: legelő, kaszáló, legeltetés, fajösszetétel, természetvédelem

BEVEZETÉS

A gazdálkodásra használt gyepek sokszor kedvezőtlen adottságú termőterületeken maradtak fenn, melyeket rossz talajadottságok és kevés csapadék jellemez. Ezek okozzák, hogy gyepeink mintegy 70%-a alacsony termőképességű. Jó produktivitásúnak csak mintegy 5% mondható. Tovább rontja a helyzetet a gyepterületek erős fragmentálódottsága, mely alól az Alföld egyes területei képeznek kivételt. A természetvédelmi hasznosítású réteket és legelőket a gyeptípushoz igazodó legeltetéssel, illetve kaszálással és természetkímélő gazdálkodással lehet fenntartani (Láng 1997). Ezen élőhelyek közül kiemelten fontosak a teljes biológiai értékű gyepek, amelyek bár lehetséges hozamuknak csak 60–70%-át adják, ellentétben a fajokban elszegényedett intenzív hasznosítású gyepekkel viszont fajösszetételük természetvédelmi szempontból nagy értéket jelent (Vinczeff 1992, 2001).

A rétek és legelők (természetvédelmi és gyepgazdálkodási) értéke nagymértékben függ botanikai összetételüktől, melyet a természetvédelmi, illetve takarmányozási szempontból hasznos, kevésbé hasznos és az egyéb fajok egymáshoz viszonyított aránya határoz meg (Barcsák & Kertész 1987, Barcsák *et al.* 1978, Dér & Marton 2001). A gyepek fajösszetételének pontos ismeretére és a legeltetés fontosságára számos szerző ráirányítja a figyelmet (Szemán 1990, 1991, 1994–1995, 1997, Tasi 2002, 2003, Kukovics és Jávör 1997). A legelőn fejlődött állatok legértékesebb takarmányát a gyep növényei adják (Kota *et al.* 1993, Vinczeffy 1993a, 1998, 2003), amelyek nyersen és szénának szárítva is feleltethetők az állatokkal.

A NAKP célkitűzései és üzemtervei (2000–2006) közül a Gyepgazdálkodási horizontális célprogram (2078/92/EGK) előírja a hazai gyepterületek állapotának javítását, környezet- és természetkímélő hasznosítási módok elterjesztését, az értékes, védett fajok és társulások védelmét, illetve a védett gyepterületek 100 ezer ha-ról 400 ezer hektárra történő növelését. Az érzékeny természeti területeken (ÉTT) továbbá alkalmazhatók az integrált természetvédelmi, tájvédelmi, talajvédelmi és vízvédelmi zonális célprogramok (Ángyán 2000, Ángyán *et al.* 2003).

A magyarországi extenzív gazdálkodási módszerek közül gazdasági és természetvédelmi szempontból is a gyepgazdálkodási rendszereknek van a legnagyobb jelentőségük. Sok esetben e tevékenység ősgyepeken folyik, ahol a mezőgazdasági és természetvédelmi feladatokat össze kell hangolni. A mezőgazdasági termelés fő célja megfelelő mennyiségű, jó minőségű termékek előállítása minél kisebb ráfordításokkal és minél hatékonyabban, káros környezeti hatások nélkül (Várallyay 2005). A talajhasználati módok közül az erdőgazdálkodás mellett a gyep felel meg legjobban a természetvédelmi elvárásoknak (Birkás & Gyuricza 2004). A magyarországi gyepek döntő részén külterjes gazdálkodás folyik, melynek következtében fajgazdag gyepekkel lehet biztosítani egész évben a talajfedettséget (Barcsák & Kertész 1990, Szemán 1994). A gyepeken folytatott gazdálkodásnak három fő célkitűzése lehet: (1) árutermelés, ami főleg a kérődző állatok tartásán keresztül valósul meg, (2) fenntartható gazdálkodás külterjes módon, kevés beruházással, önfenntartó céllal, (3) természetközeli állapotok fenntartása, illetve a degradált gyepek javítása. Az utolsó célkitűzés megvalósításának fontos elemei lehetnek a gyeprekonstrukciós beavatkozások, a helyesen megválasztott gyepekkezelési mód, illetve intenzitás (Török *et al.* 2007, Vida *et al.* 2008, Deák *et al.* 2008). A NAKP (1999) az intenzív szántóföldi művelésből 1,5 millió hektárt tart indokoltnak kivonni. Ennek egyik felét, 788 ezer ha-t gyepesíteni javasol. Ugyanakkor a jelenlegi gyepterület egy részének (533 ezer ha) erdősítését irányozza elő (Szemán 2005). Ez a folyamat, megvalósulása esetén rövid távon csökkentené a gyep biodiverzitását.

A hazánkban jelenleg található mintegy 1 millió ha gyep közel fele (49,2%) legeltetésre alkalmas, mert aszályos és száraz fekvésben található. 30,1%-uk ned-

ves vagy vizenyős területen van, ezért kaszálásos használatuk célszerű. A legeltetésre és kaszálásra egyaránt alkalmas gyepekből kevesebb van (20,7%), mert azok a füvek többsége számára optimális üde fekvésben található területek (Tasi & Szemán 2006). A természetvédelem oltalma alatt álló gyepek (Natura 2000-es területekkel együtt) területe mintegy 400 ezer hektár (Kárpáti 2007).

ANYAG ÉS MÓDSZER

A vizsgált területek a Tapolcai- és a Káli-medencében találhatók. A szürkemarhákkal legeltetett gyepek Badacsonytördemic, Gyulakeszi és Káptalantóti határában terülnek el. Egy olyan legelőt vontunk be a vizsgálatokba, ahol bivalyok találhatóak, ez Kővágóörsön van. A lólegelők Nemesgulács, Köveskál és Kisapáti határához tartoznak.

Badacsonytördemicen szürkemarha-legelő két részből áll: egy 32 ha-os kiegészítő legelőből és egy 38 ha-os legelőből. A szomszédságukban található 34 ha-os kaszálót is vizsgáltuk, melyet évente egyszer, júliusban kaszálnak. A legelőn 118 állatot tartanak, ami a 38 ha-os legelő esetében 3,1 szürkemarha/ha terhelésnek felel meg. A 32-ha-os kiegészítő legelőre július végén hajtják az állatokat. A legelőkön szabad legeltetést alkalmaznak. A hasznosított részeket *Agostio-Deschampsietum caespitosae* Újvárosi 1947 társulás uralta, az utak melletti taposott részeket kivéve, ahol *Lolio-Cynodontetum dactylidi* Jarolímek *et al.* 1997 volt jellemző. A terület korábbi hasznosítási formája is legelő, illetve kaszáló volt.

Másik szürkemarha-legelőnket a Csobánc lábánál Gyulakeszi határában jelöltük ki. A gyepet az ökológia adottságok miatt egy száraz *Cynodonti-Poëtum angustifoliae* Rapaics ex Soó 1957 és egy nedves *Caricetum acutiformis* Egger 1933 asszociációra uralja. Ezen kívül a lejtőn a *Cynodonti-Poëtum angustifoliae* Rapaics ex Soó 1957 asszociáció is előfordul. A 120 ha-on 125 állatot legeltetnek szabad legeltetéssel (1 állat/ha). A terület magasabban részén korábban szőlőművelést folytattak. A legelőt takarmányozási szempontból (gyepalkotók aránya, átlagos gyepmagasság, talajfedettség) osztottuk egységekre (nedves, száraz).

Káptalantóti mellett jelöltük ki a harmadik szürkemarhalegelőt, mely szintén egy 5 ha-on elterülő 20 állattal legeltetett *Cynodonti-Poëtum angustifoliae* Rapaics ex Soó 1957 (4 állat/ha). A terület 16 éve legelő. Előtte kukoricát termesztettek rajta, de a termésátlagok kicsik voltak.

Egyik lólegelőnket Nemesgulács határában jelöltük ki. A 6 ha-nyi területen 4 lovat tartanak szabad legeltetéssel (0,7 ló/ha) a *Cynodonti-Poëtum angustifoliae* Rapaics ex Soó 1957 gyepen, mely egy domboldalon helyezkedik el. A lejtő alsó

és felső egyharmadában, valamint a legelő melletti kontroll területen mintáztunk. A területen korábban szőlőt termesztettek.

A másik lólegelő Köveskál határában található. A 2 lóval legeltetett kb. 1 hektárnyi gyepe társulás degradált változata *Cynodonti–Poëtum angustifoliae* Raipaics ex Soó 1957. Itt is közvetlen a legelő mellett találtunk kontrollterületet, mely egy *Salvinio nemorosae–Festucetum rupicolae* Zólyomi ex Soó 1964 asszociáció.

Bivalylegelőt a térségben csak egyet találtunk. Ez szintén Kővágóörsön terül el. 10 ha-on 15 állat legel egy *Salvinio nemorosae–Festucetum rupicolae* Zólyomi ex Soó 1964 gyepi társulást (1,5 állat/ha).

Ezeket a gyepeket 5–5 db, egyenként 2 × 2 méteres kvadrátot jelöltünk ki, melyekben Braun-Blanquet (1964) módszerével elvégeztük a növényállomány felvételezését. GPS értékekkel megadva stabil tereptárgyaktól pontos távolságra felmérve jelöltük ki a fix kvadrátokat a terület homogén, legjellemzőbb részén. A borítási értékeket százalékban adtuk meg (I–XI. melléklet). A gyep takarmányozási értékét Klapp *et al.* (1953) szerint eljárva számítottuk ki, melynek megfelelően a növényfajokat besoroltuk –1 és 8 közötti érték kategóriákba. A legjobb takarmányozási értékű fajok 8-as, míg a mérgező fajok –1-es értékűnek számítanak ebben a rendszerben. A fajok takarmányozási értékét besorozva a borítási értékükkel és összegezve azokat, megkapjuk a gyep takarmányozási értékét. A termésmennyiség becsüléséhez Balázs (1949) módszerét használtuk, ahol a gyep produkciója egyenlő a gyep hasznosítható magassága (tarló levonása után) × borítási % × B / 100. A „B” állandó, mely gyepek esetében 400 kg/ha/1 cm zöldtömeg, ha a gyep borítottsága 100 százalékos. A vizsgálatokat május–júniusban végeztük, ezért a becsült produkció száraz fekvésű gyepek esetében az éves zöldtömegnek 60%-át adja, nedves területeken pedig a 40%-át. Ennek megfelelően becsültük az éves hozamot.

Feljegyeztük a gyepek fajszámát, borítását, védett fajait, a gyógy- és mérgező fajokat.

Az egyes gyepek takarmányértékét a következő képlet alapján számoltuk ki Klapp *et al.* (1953) alapján:

$$TÉ = ((a \times A + b \times B + c \times C \dots) / 100) \times x$$

ahol TÉ: a gyep takarmány értéke, a, b, c...: a fajok takarmányérték kategóriái, A, B, C ...: a fajok borítási értékei, x: a fajok összborítása

A produkció becslése a Balázs-féle (Balázs 1949) módszer szerint a következő képlet alapján történt:

$$P = ((M - s) \times B \times b) / 100$$

ahol P: produkció [Kg/ha], M: gyeppmagasság [cm], s: tarlómagasság [cm], B: 400 [kg/ha/cm] tömegkoefficiens 100%-os összborítás mellett, b: borítási% [%].

Az átlagos gyepmagasság és az összborítottság ismeretében megbecsültük az éves terméshozamot, és ez alapján a gyepök állat eltartóképességét. Szarvasmarhák esetében 60 kg/nap zöldtömeggel és 210 napos legeltetési idővel, lovaknál 80 kg/nap zöldtömeggel és 180 napos legeltetési idővel számoltunk. A gyep zöldtermését legeltetési időre vonatkoztatjuk, mert a gyepgazdálkodás-, illetve a legeltetés tervezése szempontból, ez az elfogadott mértékegység (Barcsák & Kertész 1987).

A mintavételi területek kvadrátjainak legfontosabb adatait és a legeltetett területek mintanegyzeiteinek gazdasági szempontból legértékesebb fajainak borítási értékeit táblázatokban foglaltuk össze. A fajnevek Simon (2000) nevezékτανát követik.

EREDMÉNYEK

Szürkemarha- és bivalylegelők

A cönológiai felvételezések során néhány védett fajt is találtunk a kvadrátokban. A badacsonytördemici nem kaszált területen a *Cirsium brachycephalum* volt a természetvédelmi szempontból a legértékesebb és védett faj. A Gyulakeszi és Káptalanóti között elhelyezkedő szürkemarhalegelő lejtőjének alsó harmadában pedig a védett *Lotus borbasii*-t találtuk.

Az 1. táblázat bemutatja a vizsgált legelők összetételének legfontosabb, a gyephasznosítással összefüggő jellemzőit. A 3 település határában elterülő, 6 részegységből álló, szürkemarhával legeltetett gyepök talajfedettsége többségében nem éri el a kívánatos min. 90%-ot, de kielégítő.

A növényfajok száma 30 és 40 faj / 4 m² közötti. Az állatok létfenntartása és termelése szempontjából legfontosabb gyepalkotó növények azok, melyeknek takarmányértéke van, vagyis az állatok elfogyasztják ezeket a növényeket. Ilyenek főleg a pázsitfűfélék és a pillangósvirágúak. Egyes fűfajok azonban gyepgazdálkodásiszempontból gyomnak minősülnek (harmadrendű pázsitfűvek) (Barcsák & Kertész 1987). A savanyúfüvek csak szükségtakarmányok. A táblázat adataiból kitűnik, hogy a bivalylegelőn és a Gyulakeszi nedves területen túlságosan kevés a takarmányértékkel bíró növények borítása. Kedvezőtlen a hasznosítatlan gyep összetétele is Badacsonytördemicen. Utóbbi kettőn a kaszálás megfelelő hasznosítás lenne a savanyúfüvek borítottsága miatt, melyek utálnak a területek nedvesséviszonyaira, ezért alkalmasabb kaszálónak. A bivalylegelő kedvezőtlen összetétele túllegeltetésre utal (kis összborítás és ezen belül is kevés az elsőrendű pázsitfűvek és pillangósok borítása). Ennek bizonyítására Balázs (1949) módszere segítségével megbecsültük a területek éves gyephozamát és a szabad legeltetéssel eltartható állatlétszámot. Ezek alapján a badacsonytördemici legelőn 1,5; a kaszálón 1,3; a

1. táblázat. A gyephasznosítás szempontijából fontos mutatók alakulása a vizsgált szürkemarha- és bivalylegelőkön (2007. május–június)

| Növénycsoport neve (1) | Badacsonytördemic | | Gyulakeszi | | Káptalantóti | Kövágóórs |
|---|-------------------|-------------|--------------------|------------|--------------|------------------|
| | legelt(2) | kaszált (3) | hasznosítatlan (4) | száraz (5) | nedves (6) | bivalylegelő (7) |
| Értékes fűvek, % (8) | 56,8 | 43,6 | 36,0 | 50,4 | 7,0 | 41,2 |
| Gyomszámba menő fűvek, % (9) | 2,6 | 4,8 | 5,0 | 1,2 | 1,4 | 1,8 |
| Savanyúfűvek, % (10) | 11,2 | 9,2 | 17,2 | 3,0 | 52,4 | 0,0 |
| Pillangósvirágúak, % (11) | 2,4 | 1,6 | 2,6 | 3,6 | 3,8 | 5,4 |
| Egyéb növények, % (12) | 14,4 | 12,8 | 21,2 | 21,8 | 42,4 | 26,6 |
| Összes borítottság, % (13) | 87,7 | 72,0 | 82,0 | 80,0 | 107,0 | 75,0 |
| Klapp-féle takarmányérték (max.=8) (14) | 3,2 | 1,9 | 2,5 | 2,3 | 3,2 | 5,6 |
| Becsült hozam, t/ha (15) | 22,6 | 20,2 | 18,9 | 15 | 21,1 | 6,5 |
| Becsült állattartó-képesség tehén+borja/ha (16) | 1,8 | 1,6 | 1,5 | 1,2 | 1,7 | 0,5 |

2. táblázat. A gyephasznosítás szempontijából fontos mutatók alakulása a vizsgált lólegelőkön és kaszálón (2007. május–június)

| Növénycsoport neve (1) | Nemesgulács | | Köveskál | | Kis-apáti | Szigliget |
|---|--------------------|---------------------|--------------|------------|--------------|-------------|
| | lejtő alsó 1/3 (2) | lejtő felső 1/3 (3) | kontroll (4) | legelő (5) | kontroll (6) | kaszáló (7) |
| Értékes fűvek, % (8) | 38,4 | 13,0 | 20,0 | 3,6 | 36,0 | 46,4 |
| Gyomszámba menő fűvek, % (9) | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,4 | 2,8 |
| Savanyúfűvek, % (10) | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,8 |
| Pillangósvirágúak, % (11) | 0,0 | 2,0 | 3,0 | 0,2 | 4,4 | 15,6 |
| Egyéb növények, % (12) | 17,6 | 19,0 | 21,0 | 24,4 | 30,2 | 38,4 |
| Összes borítottság, % (13) | 56,0 | 34,0 | 44,0 | 28,2 | 71,0 | 104,0 |
| Klapp-féle takarmányérték (max.=8) (14) | 1,4 | 0,4 | 1 | 0,3 | 2,3 | 4 |
| Becsült hozam, t/ha (15) | 7,8 | 4,7 | 6,2 | 2,6 | 7,8 | 11 |
| Becsült állattartó-képesség/ha (16) | 0,6 | 0,4 | 0,4 | 0,2 | 0,5 | 0,8 |

hasznosítatlaln területen 1,2 szürkemarha/ha tartható el (1. táblázat). Egy kivétellel valamennyi gyepterhelés túl volt terhelve 2007-ben.

Lólegelő és a kaszáló

A 3 lólegelő különböző részeit és a kaszálót jellemző adatok a 2. táblázatban találhatóak. A nemesgulácsi és köveskáli gyepek talajfedettsége nem kielégítő, nyitottságuk lehetőséget ad a gazdálkodás szempontjából gyomnak minősülő (harmadrendű pázsitfűvek és pillangósok, valamint az egyéb kétszikű gypalkotók), agresszív terjedésű, vagy a szárazságot jól tűrő növények betelepedéséhez. Lehetséges a borítatlan részek elfoglalása az ökológiai értelemben is gyomnak minősülő, invazív fajok által is pl. parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia*), melyet meg is találtunk a köveskáli lólegelőn és még négy szarvasmarhalegelőn, egyelőre kis borítással.

Szembevetve, hogy a nemesgulácsi és a köveskáli legelőkön szinte nem volt mit legelni 2007-ben, hiszen az értékes fűvek és pillangósvirágúak összes aránya nem haladta meg a 40%-ot, illetve egyes területeken 10, vagy a 20%-ot sem. Ennek megfelelően az összes hozamból az állatok számára hasznosnak, legelhetőnek tekinthető is kb. ilyen arányú. Ebből következően a becsült terhelhetőség adatai sem reálisak, mert az összes hozamnak csak kis részét tudják hasznosítani a legelő állatok. Ugyanakkor a legelők aktuális terhelése helyenként még az összes becsült hozamhoz képest is túl nagy volt.

A gyepek bejárása során elvégeztük a területeken szabad legeltetés mellett található aktuális hozam becslését. A növényzet borítottsága (és a gyepphozam) annyira kicsi volt, hogy a lovak az éhség miatt kénytelenek voltak az általuk egyébként elutasított növényeket is megenni.

ÉRTÉKELÉS

A két medencében megvizsgált gyepek növényállományára általában jellemző volt a hasznosíthatóság szempontjából kedvezőtlen fajösszetétel és a nem kellő zártság, vagy kikopárosodás. Az okok között a feltételezhető víz- és tápanyaghiány mellett szerepe van a rossz gazdálkodási stratégiának is. A védett területek kezelői, használói nem tartják be a kezelésre vonatkozó szabályokat, mellőzik a gyomirtó kaszálásokat, nem megfelelő a területhasználat módszere. Olyan gyepe-

ket is legeltetnek, melyeket kaszálással kellene hasznosítani, legalább az első növedék idején. A rossz (szabad-) legeltetési mód miatt nem tudják megbecsülni a területek állattartó képességét, ennek következtében – különösen a vízhiányos területeken – jelentősen túlterhelik a legelőket (Barcsák & Kertész 1987, Vinczeffy 1993b). A kezelési hibák az évek során erősödő leromláshoz vezetnek a növényállományban (kikopárosodás, gyomosodás), a takarmány mennyiségében és minőségében (a hasznosítható termésben). A hasznosítás (legeltetés, kaszálás) teljes mellőzése ugyancsak kedvezőtlen folyamatokat indított el a vizsgált gyepekben. Így például csökkent az elsőrendű pászitfűvek aránya, felgyorsult a cserjésedés.

A vizsgált legelőkön a szabad legeltetés módszere helyett a kishozamú, száraz fekvésű legelőkön a lábalóli legeltetési módszer bevezetése szerencsésebb lehet. A zártabb növényzetű, jobb termőhelyi adottságokkal rendelkező gyepeket legjobb lenne szakaszokra osztva legeltetni és a szakaszokat a fű növekedési ütemének megfelelően váltogatni (Tasi 2010). Ezzel a módszerrel lehet legjobban megbecsülni a legelők terhelhetőségét, elkerülni a túllegeltetést. Jól beilleszthető ebbe a technológiába a gyomirtó kaszálás is.

IRODALOMJEGYZÉK

- Ángyán, J. (2000): *Válaszúton a mezőgazdaság.* – In: Gadó, Gy. (szerk.): *A természet romlása a romlás természete.* Föld Napja Alapítvány, Budapest, pp. 37–59.
- Ángyán, J., Tardy, J. & Vajnáne Madarassy, A. (szerk.) (2003): *Védett és érzékeny természeti területek mezőgazdálkodásának alapjai.* – Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 26–48.
- Ángyán, J., Podmaniczky, L., Tar, F. & Vajnáne Madarassy, A. (szerk.) (1999): *Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program.* – FVM Agrár-környezetgazdálkodási Tanulmánykötetek I. Budapest, 155 pp.
- Balázs, F. (1949): A gyepek termésbecslése növényzozológiai felvételek alapján. – *Agrártudomány* 1: 26–35.
- Barcsák, Z., Baskay, T. & Prieger, K. (1978): *Gyeptermesztés és hasznosítás.* – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 242 pp.
- Barcsák, Z. & Kertész, I. (1987): *Gazdaságos gyeptermesztés és hasznosítás.* – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 260 pp.
- Barcsák, Z. & Kertész, I. (1990): *Gyeptermesztés és hasznosítás.* – Egyetemi jegyzet, Gödöllő. 340 pp.
- Birkás, M. & Gyuricza, Cs. (2004): *Talajhasználat – Műveléshatás – Talajnedvesség.* – SZIE Növénytermesztési Intézet, Gödöllő, 175 pp.
- Braun-Blanquet, J. (1964): *Pflanzensoziologie.* – Springer-Verlag, Wien–New York. 865 pp.
- Dér, F. & Marton, I. (2001): *A gyephasználat kérdései.* – In: Vinczeffy, I. (szerk.) *Gyepgazdálkodásunk helyzete és kilátásai.* DATE, Debrecen, pp. 269–274.
- Deák, B., Török, P., Kapocsi, I., Lontay, L., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2008): Szik- és löszgyep-rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti Park területén (Egyek–Pusztakócs). – *Tájökológiai Lapok* 6: 323–332.
- Kárpáti, L. (2007): Természetvédelem és állattenyésztés. *Magyar Juhászat* 2007(11): 4–6.

- Klapp, E., Boeker, P., König, F. & Stählin, A. (1953): Wertzahlen der Grünlandpflanzen. – *Grünland* **2**: 38–40.
- Kota, M., Zsuposné Oláh, A. & Vinczeff, I. (1993): *A gyepek néhány gyógynövényének takarmányértéke és mikrobiológiai jelentősége*. – In: Vinczeff, I. (szerk.) Legeltetési állattartás. DATE, Debrecen, pp. 159–169.
- Láng, I. (1997): *A gyepek szerepe a biodiverzitás megőrzésében*. – In: Vinczeff, I. (szerk.) Legeltetési állattartás. DATE, Debrecen, pp. 133–137.
- Simon, T. (2000): *A magyar edényes flóra határozója*. – Tankönyvkiadó, Budapest. 845 pp.
- Szemán, L. (1990): *Domb- és hegyvidéki gyepek termőképességének javítási lehetőségei*. – Kandidátusi értekezés. Gödöllő, 144 pp.
- Szemán, L. (1991): Gyepozamnővelés újratelepítéssel. Tudományos Tanácskozás. – In: SZERK.???, „Természetes állattartás”. Hódmezővásárhely, pp. 119–122.
- Szemán, L. (1994): *A rét és legelőgazdálkodás*. – In: Husty, I. (szerk.) Szántóföldi növénytermesztés, rét- és legelőgazdálkodás, erdészet. Info. Prod. Bt. és MŰSZI, Budapest, pp. 130–135.
- Szemán, L. (1994–1995): Grassland yield and seedbed preparation. – *Bulletin of the University of Agricultural Sciences* **6**: 45–51.
- Szemán, L. (1997): Possibilities of renovation on Hungary grasslands. – *XVIII. International Grassland Congress Proceeding. Canada, Saskatoon* **2**: 83–84.
- Szemán, L. (2005): *Rét- és legelőgazdálkodás*. – In: Glatz, F. (szerk.) A rendszerváltás kihatása a természeti környezetre. Rendszerváltás Magyarországon, műhelytanulmányok. MTA Társadalomkutató Központ, pp. 67–93.
- Tasi, J. (2002): *Gyepek gyomnövényei és a gyomszabályozás lehetőségei*. – Egyetemi jegyzet SZIE, Gödöllő, 40 pp.
- Tasi, J. (2003): *Gyepek mérgező és gyomnövényei*. – Egyetemi jegyzet. SZIE Gödöllő, 58 pp.
- Tasi, J. (2010): *Gyepgazdálkodás*. – Egyetemi jegyzet, SZIE, Gödöllő, 94 pp.
- Török, P., Arany, I., Prommer, M., Valkó, O., Balogh, A., Vida, E., Tóthmérész, B. & Matus, G. (2007): Újrakezdett kezelés hatása fokozottanvédett kékperjés láprét fitomasszájára, faj- és virággyepek gazdagságára. – *Természetvédelmi közlemények* **13**: 187–198.
- Várallyay, Gy. (2005): *A föld, mindenekelőtt a talajminőség és a talajhasználat változásai*. – In: Glatz, F. (szerk.): A rendszerváltás kihatása a természeti környezetre. Rendszerváltás Magyarországon, műhelytanulmányok. MTA Társadalomkutató Központ, Budapest, pp. 7–41.
- Vida, E., Török, P., Deák, B. & Tóthmérész, B. (2008): Gyepek létesítése mezőgazdasági művelés alól kivont területeken: a gyepesítés módszereinek áttekintése. – *Botanikai Közlemények* **95**: 101–113.
- Vinczeff, I. (1992): *Adatok gyepjeink gyógynövényeiről*. – In: Vinczeff, I. (szerk.): Természetes állattartás. DATE, Debrecen, pp. 161–178.
- Vinczeff, I. (1993a): Természetes gyepjeink védelme. – *DNYN* **11**: 257–281.
- Vinczeff, I. (1993b): *Legelő- és gyepgazdálkodás*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 400 pp.
- Vinczeff, I. (1998): *Lehetőségeink a legeltetési állattartásban*. – *DGYN* **16**: 1–400.
- Vinczeff, I. (2001): *Lehetőségeink a legeltetési állattartásban*. – *DGYN* **17**: 7–21.
- Vinczeff, I. (2003): Gyepgazdálkodásunk jellemzése. – *Gyepgazdálkodási Közlemények* **1**: 4–12.

NATURE CONSERVATION ASPECTS OF GRAZING IN THE TAPOLCA AND KÁL BASINS

K. Penksza¹, Sz. Szentes², G. Loksa¹ and J. Házi¹

¹*Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences
Department of Nature Conservation and Landscape Ecology, 2103 Gödöllő, Páter Károly 1.
E-mail: penksza@gmail.com*

²*Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences
Institute of Plant Production, Branch of Lawn Management*

Authors have prepared botanical and pedological investigations and yield estimation in several grasslands of the Tapolca and Kál basins (near Badacsonytomaj, Nemesgulács, Kisapáti, Gyulakeszi, Káptalantóti, Kővágóórs and Köveskál villages). Coenological relevés were evaluated based on species number and total coverage of plants, number of medicinal herbs and toxic species, relative soil moisture and nitrogen claim, and forage values. Data of coenological quadrates were compared with each other in favour of evaluating the changes in vegetation caused by grazing with different animal species or its absence, and mowing. Based on yield estimation, animal number suitable for the area was calculated and compared with the current number of grazing animals. The most common utilization method on the research areas is pastoral grazing. Grasslands of the two observed basins are characterised by unfavourable species composition, caused possibly by inappropriate management strategy and high proportion of abandoned areas, which is an excellent opportunity for ruderal species to multiply. Further characteristics are the lack of technological discipline and the lack of weed-killing mowing, due to which those species get an advantage that are also unfavourable for grazing. Only one of the nine observed pastures is not characterised by overgrazing, its strain is almost optimal. The grazing method is chosen inadequately, and as its consequence, in spite of overgrazing, much ungrazed biomass (“dryied as standing”) could be detected in many of the studied areas, consisting mainly of sticky or toxic plants.

Keywords: pasture, hayfield, grazing, species composition, nature conservation

1. melléklet. A Badacsonytördemic határában fekvő szürkemarha kiegészítő-legelő 2007-ben készült cönológiai felvételei

| A felvételek sorszáma | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | átlag |
|-------------------------------|----|----|-----|----|----|-------|
| Borítás (%) | | 77 | 107 | 96 | 72 | 87 |
| <i>Achillea asplenifolia</i> | 1 | 1 | 3 | 2 | 2 | 1,80 |
| <i>Agrostis stolonifera</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,80 |
| <i>Anthriscus sylvestris</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,20 |
| <i>Carex acutiformis</i> | 5 | 2 | 10 | 10 | 5 | 6,40 |
| <i>Carex hirta</i> | 1 | 1 | 2 | 10 | 10 | 4,80 |
| <i>Centaurea pannonica</i> | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,60 |
| <i>Cerastium vulgatum</i> | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0,60 |
| <i>Cirsium vulgare</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,20 |
| <i>Dactylis glomerata</i> | 2 | 5 | 15 | 15 | 5 | 8,40 |
| <i>Deschampsia caespitosa</i> | 0 | 2 | 5 | 0 | 0 | 1,40 |
| <i>Elymus repens</i> | 10 | 5 | 5 | 0 | 0 | 4,00 |
| <i>Festuca arundinacea</i> | 40 | 35 | 15 | 35 | 30 | 31,00 |
| <i>Galium mollugo</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,40 |
| <i>Glechoma hederacea</i> | 1 | 1 | 1 | 2 | 0 | 1,00 |
| <i>Holcus lanatus</i> | 0 | 0 | 2 | 2 | 2 | 1,20 |
| <i>Myosoton aquaticum</i> | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0,40 |
| <i>Plantago lanceolata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,20 |
| <i>Plantago major</i> | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0,80 |
| <i>Plantago media</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0,20 |
| <i>Poa angustifolia</i> | 10 | 3 | 15 | 0 | 2 | 6,00 |
| <i>Poa pratensis</i> | 2 | 10 | 15 | 3 | 3 | 6,60 |
| <i>Potentilla anserina</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,60 |
| <i>Potentilla reptans</i> | 1 | 1 | 2 | 2 | 1 | 1,40 |
| <i>Ranunculus acris</i> | 1 | 2 | 2 | 2 | 1 | 1,60 |
| <i>Ranunculus repens</i> | 0 | 0 | 2 | 1 | 3 | 1,20 |
| <i>Rumex crispus</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0,20 |
| <i>Symphytum officinale</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,40 |
| <i>Taraxacum officinale</i> | 2 | 5 | 3 | 2 | 1 | 2,60 |
| <i>Trifolium fragiferum</i> | 5 | 2 | 3 | 0 | 0 | 2,00 |
| <i>Trifolium hybridum</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,20 |
| <i>Vicia cracca</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,20 |

2. melléklet. A Badacsonytördemic határában fekvő kaszáló 2007-ben készült cönológiai felvételei

| A felvételek sorszáma | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | átlag |
|--------------------------------|----|----|----|----|-----|-------|
| Borítás (%) | | 58 | 58 | 77 | 111 | 72 |
| <i>Achillea asplenifolia</i> | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0,8 |
| <i>Agrostis stolonifera</i> | 0 | 3 | 2 | 2 | 25 | 6,4 |
| <i>Carex acutiformis</i> | 0 | 5 | 4 | 10 | 10 | 5,8 |
| <i>Carex hirta</i> | 3 | 2 | 2 | 5 | 5 | 3,4 |
| <i>Centaurea pannonica</i> | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0,6 |
| <i>Cirsium canum</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0,6 |
| <i>Deschampsia chaespitosa</i> | 0 | 0 | 0 | 10 | 10 | 4 |
| <i>Elymus repens</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 |
| <i>Festuca arundinacea</i> | 35 | 25 | 35 | 30 | 40 | 33 |
| <i>Galium mollugo</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,2 |
| <i>Holcus lanatus</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,8 |
| <i>Lysimachia nummularia</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,4 |
| <i>Mentha aquatica</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 |
| <i>Plantago lanceolata</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,4 |
| <i>Plantago major</i> | 2 | 2 | 1 | 0 | 3 | 1,6 |
| <i>Plantago media</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,2 |
| <i>Poa angustifolia</i> | 0 | 2 | 0 | 1 | 5 | 1,6 |
| <i>Poa pratensis</i> | 0 | 5 | 3 | 3 | 0 | 2,2 |
| <i>Potentilla anserina</i> | 0 | 3 | 0 | 0 | 3 | 1,2 |
| <i>Potentilla reptans</i> | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1,2 |
| <i>Ranunculus acris</i> | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0,8 |
| <i>Ranunculus repens</i> | 3 | 2 | 3 | 2 | 2 | 2,4 |
| <i>Rumex crispus</i> | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,4 |
| <i>Sonchus arvensis</i> | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0,4 |
| <i>Taraxacum officinale</i> | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0,8 |
| <i>Trifolium fragiferum</i> | 0 | 2 | 2 | 2 | 1 | 1,4 |
| <i>Vicia cracca</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,2 |

3. melléklet. A Badacsonytördemic határában fekvő szürkemarha-legelő hasznosítatlan részének 2007-ben készült cönológiai felvételei

| A felvételek sorszáma | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | átlag |
|-----------------------------------|----|----|----|----|----|-------|
| Borítási % | 75 | 95 | 92 | 81 | 65 | 82 |
| <i>Achillea collina</i> | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Agrostis stolonifera</i> | 15 | 35 | 30 | 15 | 0 | 19 |
| <i>Alopecurus pratensis</i> | 5 | 2 | 3 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Althaea officinalis</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,2 |
| <i>Calystegia sepium</i> | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 0,8 |
| <i>Carex acutiformis</i> | 0 | 5 | 10 | 35 | 3 | 10,6 |
| <i>Carex hirta</i> | 5 | 5 | 2 | 2 | 10 | 4,8 |
| <i>Carex vulpina</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 |
| <i>Centaurea pannonica</i> | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Chenopodium chenopodioides</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,2 |
| <i>Cirsium brachycephalum</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0,2 |
| <i>Cirsium canum</i> | 0 | 1 | 2 | 2 | 2 | 1,4 |
| <i>Cirsium arvense</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,2 |
| <i>Deschampsia caespitosa</i> | 20 | 5 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Elymus repens</i> | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| <i>Epilobium parviflorum</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,2 |
| <i>Festuca arundinacea</i> | 0 | 15 | 5 | 2 | 35 | 11,4 |
| <i>Galium mollugo</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0,6 |
| <i>Inula britannica</i> | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0,6 |
| <i>Juncus articulatus</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,2 |
| <i>Juncus effusus</i> | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0,8 |
| <i>Lycopus europaeus</i> | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0,8 |
| <i>Lythrum salicaria</i> | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0,6 |
| <i>Myosoton aquaticum</i> | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,6 |
| <i>Plantago major</i> | 2 | 5 | 3 | 5 | 3 | 3,6 |
| <i>Poa pratensis</i> | 0 | 0 | 3 | 3 | 2 | 1,6 |
| <i>Potentilla anserina</i> | 0 | 3 | 5 | 0 | 0 | 1,6 |
| <i>Potentilla reptans</i> | 2 | 2 | 3 | 1 | 1 | 1,8 |
| <i>Prunus spinosa</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,2 |
| <i>Ranunculus acris</i> | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0,8 |
| <i>Ranunculus repens</i> | 5 | 2 | 2 | 2 | 0 | 2,2 |
| <i>Rumex conglomeratus</i> | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Solanum dulcamara</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,2 |
| <i>Solidago gigantea</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,2 |
| <i>Sonchus arvensis</i> | 1 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0,8 |
| <i>Stenactis annua</i> | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0,6 |
| <i>Taraxacum officinale</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0,8 |
| <i>Teucrium scorodonia</i> | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Trifolium fragiferum</i> | 10 | 3 | 0 | 0 | 0 | 2,6 |
| <i>Typha angustifolia</i> | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0,4 |

4. melléklet. A Badacsonytördemic határában fekvő szürkemarha-legelő 2007-ben készült cönológiai felvételek

| A felvételek sorszáma | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | átlag |
|------------------------------|----|-----|-----|----|-----|-------|
| Borítás (%) | 98 | 119 | 103 | 98 | 102 | 108 |
| <i>Achillea asplenifolia</i> | 5 | 2 | 5 | 3 | 3 | 3,6 |
| <i>Agrostis stolonifera</i> | 5 | 15 | 15 | 5 | 10 | 10 |
| <i>Carex hirta</i> | 2 | 10 | 5 | 3 | 10 | 6 |
| <i>Centaurea pannonica</i> | 2 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Dactylis glomerata</i> | 3 | 0 | 2 | 3 | 0 | 1,6 |
| <i>Elymus repens</i> | 2 | 2 | 1 | 3 | 2 | 2 |
| <i>Festuca arundinacea</i> | 30 | 15 | 20 | 25 | 20 | 22 |
| <i>Glechoma hederacea</i> | 5 | 5 | 3 | 10 | 7 | 6 |
| <i>Lotus corniculatus</i> | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 1,5 |
| <i>Mentha longifolia</i> | 5 | 10 | 7 | 5 | 10 | 7,4 |
| <i>Plantago major</i> | 5 | 10 | 10 | 5 | 5 | 7 |
| <i>Potentilla reptans</i> | 2 | 2 | 2 | 0 | 1 | 2 |
| <i>Taraxacum officinale</i> | 10 | 5 | 10 | 5 | 8 | 7,6 |
| <i>Trifolium fragiferum</i> | 2 | 15 | 5 | 10 | 8 | 8 |
| <i>Trifolium pratense</i> | 2 | 5 | 5 | 2 | 3 | 3,4 |
| <i>Trifolium repens</i> | 15 | 20 | 10 | 15 | 10 | 17,5 |
| <i>Verbena officinalis</i> | 2 | 1 | 1 | 1 | 3 | 1,5 |

5. melléklet. A Badacsonytördemic határában fekvő szürkemarha által nem hasznosított területeken 2007-ben készült cönológiai felvételek

| A felvételek sorszáma | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | átlag |
|-----------------------------------|----|----|-----|----|-----|-------|
| Borítási % | 74 | 90 | 103 | 73 | 132 | 94 |
| <i>Alopecurus pratensis</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Carex acutiformis</i> | 15 | 55 | 10 | 15 | 40 | 27 |
| <i>Carex hirta</i> | 0 | 2 | 0 | 5 | 10 | 3,4 |
| <i>Centaurea pannonica</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Chenopodium chenopodioides</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,2 |
| <i>Cirsium arvense</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0,8 |
| <i>Cirsium canum</i> | 0 | 0 | 0 | 15 | 5 | 4 |
| <i>Eupatorium cannabinum</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Festuca arundinacea</i> | 40 | 15 | 70 | 5 | 30 | 32 |
| <i>Gallium mollugo</i> | 5 | 0 | 2 | 0 | 3 | 2 |
| <i>Holcus lanatus</i> | 0 | 10 | 5 | 3 | 5 | 4,6 |
| <i>Humulus lupulus</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Lysimachia vulgaris</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,4 |
| <i>Lythrum salicaria</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 0,8 |
| <i>Poa pratensis</i> | 0 | 2 | 1 | 2 | 10 | 3 |
| <i>Potentilla reptans</i> | 3 | 3 | 10 | 3 | 5 | 4,8 |
| <i>Ranunculus repens</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 | 1 |
| <i>Rumex crispus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,4 |
| <i>Sanguisorba officinalis</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 |
| <i>Sonchus arvensis</i> | 2 | 0 | 0 | 10 | 7 | 3,8 |
| <i>Symphytum officinale</i> | 0 | 0 | 0 | 10 | 5 | 3 |
| <i>Urtica dioica</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Vicia cracca</i> | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0,8 |

6. melléklet. A Gyulakeszi határában fekvő szürkemarha-legelő száraz részén 2007-ben készült ökológiai felvételek

| A felvételek sorszáma | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | átlag |
|--------------------------------|----|----|----|----|----|-------|
| Borítás (%) | 66 | 98 | 69 | 86 | 79 | 80 |
| <i>Achillea collina</i> | 3 | 5 | 2 | 3 | 5 | 3,6 |
| <i>Agrostis stolonifera</i> | 2 | 15 | 8 | 3 | 5 | 6,6 |
| <i>Ambrosia artemisiifolia</i> | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,6 |
| <i>Bromus mollis</i> | 2 | 3 | 1 | 0 | 0 | 1,2 |
| <i>Carduus acanthoides</i> | 5 | 5 | 2 | 3 | 3 | 3,6 |
| <i>Carex hirta</i> | 5 | 2 | 2 | 3 | 3 | 3 |
| <i>Cynodon dactylon</i> | 2 | 5 | 3 | 5 | 15 | 6 |
| <i>Cynoglossum officinale</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Dactylis glomerata</i> | 5 | 5 | 3 | 3 | 5 | 4,2 |
| <i>Daucus carota</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 |
| <i>Elymus repens</i> | 2 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1,6 |
| <i>Erigeron annuus</i> | 2 | 2 | 1 | 1 | 0 | 1,2 |
| <i>Erigeron canadensis</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0,2 |
| <i>Euphorbia esula</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,2 |
| <i>Festuca arundinacea</i> | 15 | 10 | 10 | 20 | 15 | 14 |
| <i>Lotus corniculatus</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Mentha longifolia</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,4 |
| <i>Odontites rubra</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 |
| <i>Ononis spinosa</i> | 0 | 5 | 3 | 2 | 0 | 2 |
| <i>Phleum pratense</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 | 1 |
| <i>Plantago lanceolata</i> | 2 | 2 | 2 | 2 | 1 | 1,8 |
| <i>Plantago major</i> | 0 | 2 | 0 | 3 | 2 | 1,4 |
| <i>Poa angustifolia</i> | 15 | 20 | 20 | 15 | 15 | 17 |
| <i>Polygonum aviculare</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 |
| <i>Potentilla reptans</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 |
| <i>Pulicaria dysenterica</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 |
| <i>Sisymbrium officinale</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Taraxacum officinale</i> | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0,8 |
| <i>Trifolium repens</i> | 0 | 5 | 5 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Trifolium fragiferum</i> | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0,6 |
| <i>Trifolium pratense</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 1 |
| <i>Verbascum blattaria</i> | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0,8 |
| <i>Verbena officinalis</i> | 2 | 3 | 0 | 1 | 2 | 1,6 |

7. melléklet. A Gyulakeszi határában fekvő szürkemarha-legelő nedves részén 2007-ben készült cönológiai felvételek

| A felvételek sorszáma | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | átlag |
|--------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-------|
| Borítás (%) | 107 | 106 | 107 | 132 | 113 | 113 |
| <i>Agrostis stolonifera</i> | 5 | 5 | 10 | 10 | 5 | 7 |
| <i>Althaea officinalis</i> | 2 | 2 | 2 | 2 | 5 | 2,6 |
| <i>Ambrosia artemisiifolia</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,4 |
| <i>Angelica sylvestris</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Carex acutiformis</i> | 50 | 45 | 50 | 35 | 55 | 47 |
| <i>Centaurea pannonica</i> | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0,8 |
| <i>Cirsium arvense</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 |
| <i>Cirsium canum</i> | 2 | 5 | 2 | 3 | 5 | 3,4 |
| <i>Cirsium vulgare</i> | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0,6 |
| <i>Crepis tectorum</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,2 |
| <i>Deschampsia caespitosa</i> | 5 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1,4 |
| <i>Dipsacus sylvestris</i> | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0,8 |
| <i>Erigeron annuus</i> | 2 | 2 | 2 | 2 | 0 | 1,6 |
| <i>Eupatorium cannabinum</i> | 2 | 3 | 0 | 2 | 0 | 1,4 |
| <i>Hypericum tetrapterum</i> | 2 | 2 | 0 | 2 | 0 | 1,2 |
| <i>Juncus effusus</i> | 2 | 0 | 0 | 20 | 3 | 5 |
| <i>Juncus articulatus</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Lycopus europaeus</i> | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 1,6 |
| <i>Mentha aquatica</i> | 2 | 3 | 5 | 15 | 5 | 6 |
| <i>Odontites rubra</i> | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Plantago major</i> | 2 | 2 | 2 | 2 | 4 | 2,4 |
| <i>Polygonum lapathifolia</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,6 |
| <i>Potentilla reptans</i> | 0 | 2 | 2 | 2 | 2 | 1,6 |
| <i>Pulicaria dysenterica</i> | 10 | 15 | 10 | 10 | 3 | 9,6 |
| <i>Ranunculus repens</i> | 2 | 2 | 3 | 3 | 3 | 2,6 |
| <i>Rumex conglomeratus</i> | 5 | 5 | 5 | 8 | 10 | 6,6 |
| <i>Rumex crispus</i> | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0,8 |
| <i>Stachis palustris</i> | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0,6 |
| <i>Trifolium repens</i> | 5 | 2 | 5 | 5 | 0 | 3,4 |
| <i>Verbena officinalis</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 |
| <i>Vicia cracca</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Xanthium strumarium</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 5 | 1,4 |

8. melléklet. A Káptalantóti határában fekvő szürkemarha-legelő 2007-ben készült cönológiai felvételei

| A felvételek sorszáma | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | átlag |
|-------------------------------|----|----|----|----|----|-------|
| Borítás (%) | 64 | 75 | 69 | 70 | 95 | 75 |
| <i>Achillea collina</i> | 5 | 3 | 3 | 5 | 10 | 5,2 |
| <i>Agrimonia eupatoria</i> | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0,8 |
| <i>Arrhenatherum elatius</i> | 0 | 3 | 2 | 0 | 2 | 1,4 |
| <i>Arthemisia vulgaris</i> | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0,8 |
| <i>Calamagrostis epigeios</i> | 0 | 0 | 5 | 0 | 2 | 1,4 |
| <i>Carduus acanthoides</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Cichorium intybus</i> | 3 | 3 | 5 | 0 | 3 | 2,8 |
| <i>Cirsium arvense</i> | 0 | 1 | 0 | 3 | 2 | 1,2 |
| <i>Convolvulus arvensis</i> | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0,6 |
| <i>Dactylis glomerata</i> | 5 | 5 | 1 | 2 | 3 | 3,2 |
| <i>Daucus carota</i> | 2 | 1 | 5 | 5 | 0 | 2,6 |
| <i>Dipsacus fullonum</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 5 | 1,6 |
| <i>Erigeron canadensis</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,4 |
| <i>Festuca arundinacea</i> | 10 | 10 | 10 | 0 | 10 | 8 |
| <i>Festuca rupicola</i> | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,6 |
| <i>Fragaria viridis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 1 |
| <i>Galium mollugo</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0,6 |
| <i>Holcus lanatus</i> | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,4 |
| <i>Knautia arvensis</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Linaria vulgaris</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,2 |
| <i>Melandrium album</i> | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Odontites rubra</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,2 |
| <i>Picris hieracioides</i> | 1 | 2 | 2 | 1 | 3 | 1,8 |
| <i>Plantago lanceolata</i> | 3 | 3 | 5 | 0 | 2 | 2,6 |
| <i>Poa angustifolia</i> | 15 | 25 | 20 | 45 | 35 | 28 |
| <i>Rumex acetosa</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,2 |
| <i>Stenactis annua</i> | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Tanacetum vulgare</i> | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0,8 |
| <i>Taraxacum officinale</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Thesium ramosum</i> | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Trifolium arvense</i> | 0 | 5 | 0 | 0 | 3 | 1,6 |
| <i>Trifolium repens</i> | 5 | 3 | 2 | 1 | 2 | 2,6 |
| <i>Trifolium striatum</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Vicia angustifolia</i> | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,6 |
| <i>Vicia hirsuta</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0,2 |

9. melléklet. A kispáti lólegelő 2007-ben készült cönológiai felvételei

| A felvételek sorszáma | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | átlag |
|--|-----|-----|----|-----|----|-------|
| Borítás (%) | 100 | 123 | 86 | 117 | 96 | 104 |
| <i>Achillea collina</i> | 3 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2,2 |
| <i>Briza media</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Carex flacca</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Carex divulsa</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 |
| <i>Centaurea pannonica</i> | 2 | 0 | 3 | 5 | 2 | 2,4 |
| <i>Cichorium intybus</i> | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0,6 |
| <i>Cirsium canum</i> | 2 | 5 | 2 | 5 | 2 | 3,2 |
| <i>Daucus carota</i> | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0,8 |
| <i>Deschampsia caespitosa</i> | 0 | 0 | 0 | 4 | 5 | 1,8 |
| <i>Erigeron canadensis</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0,2 |
| <i>Festuca arundinacea</i> | 40 | 45 | 40 | 45 | 50 | 44 |
| <i>Galium verum</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Holcus lanatus</i> | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0,6 |
| <i>Lathyrus pratensis</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 |
| <i>Leontodon hispidus</i> | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0,8 |
| <i>Lotus tenuis</i> | 2 | 3 | 5 | 10 | 3 | 4,6 |
| <i>Medicago lupulina</i> | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0,4 |
| <i>Ononis spinosa</i> | 5 | 10 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Plantago lanceolata</i> | 15 | 25 | 10 | 15 | 10 | 15 |
| <i>Plantago major</i> | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 | 2,2 |
| <i>Poa pratensis</i> | 2 | 3 | 2 | 2 | 3 | 2,4 |
| <i>Prunella vulgaris</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0,2 |
| <i>Pulicaria dysenterica</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 5 | 1,4 |
| <i>Ranunculus acris</i> | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0,8 |
| <i>Ranunculus repens</i> | 5 | 2 | 2 | 1 | 3 | 2,6 |
| <i>Senecio erraticus subsp. barbareifolius</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,4 |
| <i>Taraxacum officinale</i> | 2 | 5 | 0 | 2 | 0 | 1,8 |
| <i>Trifolium fragiferum</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,2 |
| <i>Trifolium pratense</i> | 5 | 5 | 3 | 3 | 5 | 4,2 |
| <i>Trifolium repens</i> | 5 | 5 | 2 | 5 | 2 | 3,8 |
| <i>Veronica arvensis</i> | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Vicia cracca</i> | 5 | 3 | 2 | 2 | 0 | 2,4 |

10. melléklet. A nemesgulácsi lólegelő 2007-ben készült cönológiai felvételei

| Felvétel sorszáma | lejtő al-só 1/3-a | | | | | | | | | | lejtő felső 1/3-a | | | | | | | | | | kontoll | | | | |
|-------------------------------|-------------------|----|----|----|----|------|----|----|----|----|-------------------|------|----|----|----|----|-----|------|----|----|---------|---|-----|------|--|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | átl. | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | átl. | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | átl. | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | átl. | |
| Borítás (%) | 44 | 59 | 52 | 60 | 64 | 56 | 24 | 38 | 39 | 44 | 27 | 34 | 26 | 64 | 42 | 48 | 38 | 44 | | | | | | | |
| <i>Achillea collina</i> | 10 | 5 | 5 | 8 | 5 | 6,6 | 5 | 8 | 5 | 5 | 5 | 5,6 | 5 | 8 | 5 | 5 | 5,6 | 5 | 8 | 5 | 5 | 5 | 5,6 | | |
| <i>Arenaria serpyllifolia</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 | 1 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0,8 | 1 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0,8 | 1 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0,8 | |
| <i>Artemisia vulgaris</i> | 1 | 2 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Bromus inermis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,4 | |
| <i>Bromus mollis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Cichorium intybus</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Convolvulus arvensis</i> | 0 | 0 | 2 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Crepis rheoedifolia</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 2 | 2 | 1,4 | 1 | 0 | 2 | 2 | 1,4 | 1 | 0 | 2 | 2 | 2 | 2 | 1,4 | |
| <i>Cynodon dactylon</i> | 20 | 15 | 15 | 10 | 5 | 13 | 5 | 15 | 5 | 3 | 5 | 6,6 | 5 | 15 | 5 | 3 | 6,6 | 5 | 15 | 5 | 3 | 5 | 6,6 | | |
| <i>Dactylis glomerata</i> | 2 | 5 | 3 | 5 | 5 | 4 | 2 | 2 | 2 | 1 | 2 | 1,8 | 2 | 2 | 2 | 1 | 1,8 | 2 | 2 | 2 | 1 | 2 | 1,8 | | |
| <i>Elymus repens</i> | 1 | 3 | 2 | 1 | 2 | 1,8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Erigeron annuus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0,6 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0,6 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0,6 | | |
| <i>Erigeron canadensis</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,8 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1,2 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1,2 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1,2 | | |
| <i>Falcaria vulgaris</i> | 0 | 2 | 3 | 2 | 0 | 1,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Festuca arundinacea</i> | 2 | 5 | 5 | 15 | 30 | 11,4 | 3 | 5 | 15 | 20 | 0 | 8,6 | 3 | 5 | 15 | 20 | 8,6 | 3 | 5 | 15 | 20 | 0 | 8,6 | | |
| <i>Festuca rubra</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,4 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 | | |
| <i>Lolium perenne</i> | 2 | 10 | 5 | 2 | 2 | 4,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Medicago lupulina</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0,8 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,8 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0,8 | | |
| <i>Melandrium album</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Melilotus officinalis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0,6 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0,6 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0,6 | | |
| <i>Nonea pulla</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,4 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 | | |
| <i>Petrorhagia prolifera</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0,4 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0,4 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | |
| <i>Picris hieracioides</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 2 | 0 | 0 | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 | 1,8 | | |
| <i>Plantago lanceolata</i> | 2 | 2 | 3 | 2 | 2 | 2,2 | 5 | 0 | 0 | 0 | 5 | 2 | 5 | 0 | 0 | 5 | 2 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 2 | |
| <i>Poa angustifolia</i> | 2 | 5 | 3 | 5 | 5 | 4 | 0 | 2 | 3 | 2 | 3 | 2 | 0 | 2 | 3 | 2 | 2 | 0 | 2 | 3 | 2 | 3 | 2 | 2 | |
| <i>Solidago gigantea</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | |
| <i>Tanacetum vulgare</i> | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0,6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Taraxacum officinale</i> | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |

10. melléklet (folytatás)

| Felvétel sorszáma | lejtő al-só 1/3-a | | | | | lejtő felső 1/3-a | | | | | kontoll | | | | | átl. | | |
|-----------------------------|-------------------|----|----|----|----|-------------------|----|----|----|----|---------|-----|----|----|----|------|----|-----|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | | | |
| Borítás (%) | 44 | 59 | 52 | 60 | 64 | 56 | 24 | 38 | 39 | 44 | 27 | 34 | 26 | 64 | 42 | 48 | 38 | 44 |
| <i>Tragopogon orientale</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Trifolium arvense</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 3 | 1 |
| <i>Trifolium campestre</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 |
| <i>Trifolium repens</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0,6 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,2 |
| <i>Verbena officinalis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Vicia angustifolia</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0,4 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Vitis vinifera</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,2 |

11. melléklet. A köveskáli lólegelő 2007-ben készült cönológiai felvételei

| Felvétel sorszáma | lólegelő | | | | | | kontroll | | | | | |
|---|----------|----|----|----|----|------|----------|----|----|----|----|------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | átl. | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | átl. |
| Borítás (%) | 23 | 31 | 25 | 36 | 27 | 28,4 | 53 | 68 | 67 | 90 | 81 | 71,8 |
| <i>Achillea collina</i> | 2 | 5 | 5 | 5 | 4 | 4,2 | 3 | 5 | 3 | 3 | 5 | 3,8 |
| <i>Agrimonia eupatoria</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 | 1,8 |
| <i>Ambrosia artemisiifolia</i> | 1 | 2 | 2 | 3 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Arrhenatherum elatius</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,4 |
| <i>Artemisia absinthium</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,6 |
| <i>Artemisia vulgaris</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Astragalus cicer</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 |
| <i>Bothriochloa ischaemum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 |
| <i>Bromus japonicus</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,4 | 3 | 5 | 3 | 3 | 3 | 3,4 |
| <i>Carduus acanthoides</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,4 |
| <i>Centaurea biebersteinii</i> | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0,8 | 1 | 2 | 2 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Centaurea scabiosa</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0,6 |
| <i>Cichorium intybus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 | 1,8 |
| <i>Clematis vitalba</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0,4 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Coronilla varia</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dactylis glomerata</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,4 | 5 | 3 | 5 | 5 | 5 | 4,6 |
| <i>Daucus carota</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,2 | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 | 1,8 |
| <i>Dianthus pontederacae</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 |
| <i>Dipsacus laciniatus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,4 |
| <i>Elymus repens</i> | 2 | 2 | 3 | 3 | 4 | 2,8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Erigeron annuus</i> subsp. <i>annuus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 | 1,8 |
| <i>Erigeron canadensis</i> | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0,6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Eryngium campestre</i> | 0 | 2 | 0 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Falcaria vulgaris</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 2 | 0 | 2 | 0 | 1,8 |
| <i>Festuca valesiaca</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 5 | 15 | 15 | 7,6 |
| <i>Galium verum</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,6 |
| <i>Galium mollugo</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,2 |
| <i>Hypericum perforatum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0,6 |
| <i>Lathyrus tuberosus</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Linum tenuifolium</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,2 |
| <i>Lotus corniculatus</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Medicago varia</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 | 3 | 3 | 4 | 3 |
| <i>Medicago falcata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0,8 |
| <i>Medicago minima</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,2 |
| <i>Melandrium album</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 |
| <i>Melica ciliata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,2 |
| <i>Petrorhagia prolifera</i> | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,2 |
| <i>Picris hieracioides</i> | 0 | 2 | 1 | 1 | 2 | 1,2 | 5 | 3 | 0 | 0 | 0 | 1,6 |
| <i>Pimpinella saxifraga</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,4 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Plantago lanceolata</i> | 1 | 2 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Plantago media</i> | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0,8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Poa angustifolia</i> | 5 | 3 | 3 | 5 | 5 | 4,2 | 20 | 25 | 15 | 20 | 20 | 20 |
| <i>Poa compressa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

11. melléklet (folytatás)

| Felvétel sorszáma | lőlelő | | | | | | kontroll | | | | | |
|-----------------------------|--------|----|----|----|----|------|----------|----|----|----|----|------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | átl. | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | átl. |
| Borítás (%) | 23 | 31 | 25 | 36 | 27 | 28,4 | 53 | 68 | 67 | 90 | 81 | 71,8 |
| <i>Potentilla arenaria</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Potentilla argentea</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 3 | 1 |
| <i>Prunus spinosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Rosa canina</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,4 | 0 | 5 | 0 | 10 | 0 | 3 |
| <i>Rubus caesius</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,4 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 |
| <i>Salvia nemorosa</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Salvia verticillata</i> | 0 | 5 | 2 | 2 | 3 | 2,4 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 |
| <i>Salvia aethiopsis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,4 |
| <i>Sanguisorba minor</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Scabiosa ochroleuca</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Silene vulgaris</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Teucrium chamaedrys</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,4 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 1 |
| <i>Thymus odoratissimus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,4 |
| <i>Trifolium campestre</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Vicia angustifolia</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0,8 |

12. melléklet. A kővágóörsi bivalylegelő 2007-ben készült cönológiai felvételei

| A felvételek sorszáma | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | átlag |
|-----------------------------|----|----|----|----|----|-------|
| Borítás (%) | 55 | 78 | 78 | 66 | 62 | 68 |
| <i>Achillea collina</i> | 3 | 4 | 4 | 3 | 2 | 3,2 |
| <i>Adonis vernalis</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 1 |
| <i>Ballota nigra</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,2 |
| <i>Bromus japonicus</i> | 0 | 2 | 3 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Carduus acanthoides</i> | 0 | 3 | 0 | 2 | 0 | 1 |
| <i>Carex hirta</i> | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0,6 |
| <i>Centaurea pannonica</i> | 2 | 2 | 0 | 2 | 0 | 1,2 |
| <i>Convolvulus arvensis</i> | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0,4 |
| <i>Cynodon dactylon</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 3 | 1 |
| <i>Dactylis glomerata</i> | 10 | 10 | 5 | 10 | 8 | 8,6 |
| <i>Daucus carota</i> | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0,8 |
| <i>Dipsacus laciniatus</i> | 0 | 4 | 0 | 2 | 1 | 1,4 |
| <i>Elymus repens</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 0,8 |
| <i>Erigeron annuus</i> | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0,6 |
| <i>Festuca pseudovina</i> | 10 | 5 | 15 | 10 | 15 | 11 |
| <i>Galium verum</i> | 3 | 3 | 4 | 3 | 2 | 3 |
| <i>Hypericum perforatum</i> | 1 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0,8 |
| <i>Lolium perenne</i> | 4 | 15 | 10 | 5 | 2 | 7,2 |
| <i>Lotus corniculatus</i> | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1,2 |
| <i>Odontites rubra</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,2 |
| <i>Ononis spinosa</i> | 5 | 5 | 3 | 5 | 0 | 3,6 |
| <i>Picris hieracioides</i> | 1 | 1 | 2 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Pimpinella saxifraga</i> | 1 | 0 | 0 | 1 | 3 | 1 |
| <i>Plantago lanceolata</i> | 2 | 2 | 1 | 2 | 2 | 1,8 |
| <i>Poa angustifolia</i> | 2 | 3 | 2 | 1 | 5 | 2,6 |
| <i>Potentilla argentea</i> | 2 | 2 | 1 | 3 | 2 | 2 |
| <i>Potentilla arenaria</i> | 2 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Prunus spinosa</i> | 0 | 5 | 5 | 3 | 2 | 3 |
| <i>Rumex crispus</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Salvia pratensis</i> | 0 | 0 | 3 | 0 | 2 | 1 |
| <i>Scabiosa ochroleuca</i> | 2 | 0 | 2 | 2 | 1 | 1,4 |
| <i>Thymus glabrescens</i> | 1 | 2 | 3 | 2 | 3 | 2,2 |
| <i>Verbena officinalis</i> | 2 | 2 | 3 | 1 | 0 | 1,6 |

13. melléklet. Szigliget határában levő kaszáló 2007-ben készült cönológiai felvételei

| A felvételek sorszáma | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | átlag |
|-------------------------------|----|----|-----|----|----|-------|
| Borítás (%) | 98 | 79 | 103 | 71 | 87 | 88 |
| <i>Achillea collina</i> | 0 | 1 | 2 | 2 | 0 | 1 |
| <i>Agrostis stolonifera</i> | 5 | 5 | 3 | 10 | 5 | 5,6 |
| <i>Allium angulosum</i> | 1 | 2 | 10 | 0 | 0 | 2,6 |
| <i>Calamagrostis epigeios</i> | 15 | 10 | 15 | 10 | 15 | 13 |
| <i>Calystegia sepium</i> | 0 | 0 | 1 | 2 | 2 | 1 |
| <i>Carex acutiformis</i> | 25 | 20 | 25 | 20 | 30 | 24 |
| <i>Carex elata</i> | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Cirsium canum</i> | 10 | 2 | 2 | 0 | 5 | 3,8 |
| <i>Daucus carota</i> | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0,6 |
| <i>Deschampsia caespitosa</i> | 5 | 10 | 0 | 0 | 5 | 4 |
| <i>Festuca arundinacea</i> | 5 | 10 | 5 | 0 | 10 | 6 |
| <i>Galium mollugo</i> | 1 | 2 | 1 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Galium verum</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Juncus subnodulosus</i> | 10 | 0 | 10 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Juncus articulatus</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,2 |
| <i>Lotus tenuis</i> | 2 | 1 | 0 | 2 | 1 | 1,2 |
| <i>Lythrum salicaria</i> | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1,2 |
| <i>Mentha aquatica</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 1 |
| <i>Phragmites australis</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,2 |
| <i>Plantago lanceolata</i> | 5 | 3 | 5 | 10 | 5 | 5,6 |
| <i>Potentilla reptans</i> | 2 | 5 | 10 | 5 | 3 | 5 |
| <i>Ranunculus acris</i> | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1,4 |
| <i>Ranunculus repens</i> | 2 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1,4 |
| <i>Sonchus arvensis</i> | 2 | 1 | 2 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Symphytum officinale</i> | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0,8 |
| <i>Taraxacum officinale</i> | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0,4 |
| <i>Vicia cracca</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,2 |

Korhadó fatörzsek szerepe az erdők természetes felújulásában

Tóth Viktória

7817 Diósvizsló, Korvin O. u. 19. E-mail: montia21@gmail.com

Összefoglaló: Napjainkban az erdők korhadó faanyaga, mint számos élőlénycsoport élettere, egyre nagyobb érdeklődésre tart számot. Az alábbi szemle a korhadó holt fákon (anyatörzsek, nurse logs) megtelepedő újulatra szeretné felhívni a figyelmet. A holt fán történő felújulásnak elsősorban mikroklimatikus okai vannak, ott bír nagy jelentőséggel ahol szélsőségesek a termőhelyi körülmények, boreális és magashegységi fenyvesekben, mocsarakban, lápokban. Az újulat megtelepedésére a nagyméretű, erősen korhadt fák a legalkalmasabbak, és főként a kis magmérettel rendelkező fajok telepsznek meg nagy sikerrel a korhadó holt fákon. A szemle a korhadó holtfán történő felújulás abiotikus paramétereivel, az anyatörzs és az újulat faja által meghatározott tulajdonságokkal, valamint egyéb biotikus paramétereivel kíván foglalkozni. Legvégeül a jelenség hazai előfordulására hoz néhány példát.

Kulcsszavak: fekvő holtfa, anyatörzsek (nurse logs), korhadás

BEVEZETÉS

Napjainkban, amikor a biológiai sokféleség megőrzése sürgető feladatunk, egyre nagyobb figyelmet kap a holt faanyag, mely a legkülönbözőbb szervezeteknek biztosít élőhelyet. Számos élőlény kizárólag a korhadó faanyaghoz kötődik. Ismeretes, hogy sok gomba, moha, szaproxil rovarfaj, odúlakó madár stb. áll szoros kapcsolatban a holtfával (Maser & Trappe 1984, Csóka 2000, Ódor *et al.* 2004, Lonsdale *et al.* 2008).

A holt fák költő helyet, táplálkozó-, vadászterületet, búvóhelyet biztosítanak számos gerinces állat számára. A kétélűek elsősorban búvóhelyként és vadászterületként használják a korhadó fatörzseket. A hullók gyakran sütkéreznek a fényben gazdag lékekben található holt fákon. A kisemlősök előszeretettel mozognak a holt fák mentén, és használják őket búvóhelyül, vagy készítenek üregeikben kotorékot. Számos denevér faj a holt fák odvait, leváló kéreg alatti repedéseit választja éjszakázó- és/vagy telelőhelyül. A nagyobb méretű holtfák üregeit gyakran használják kotorékul a ragadozó emlősök is. (Bobiec *et al.* 2005, Bull 2002, Csóka 2000)

Bielowieza Őserdőben a területen rendszeresen költő 177 madárfaj közül 109 „erdei faj”, melyek többsége odúlakó. Az odúlakó madarak zöme a harkályok által készített odvakban fészkel. A holt faanyag jelentőségét mutatja, hogy pl. a

fehérhátú harkály (*Dendrocopos leucotos* Sharpe et Dresser) az esetek 52%-ban élő fába, míg 48%-ban valamilyen holt fába készítette el a fészekodóját (Bobic *et al.* 2005).

A tápanyag forgalomban, és magában a korhadás folyamatában fontos szerepet töltenek be a szaproxyl gombák (Ódor *et al.* 2004, Lonsdale *et al.* 2008). Például Svédországban a kb. 2120 vöröslis faj 40%-a szaproxil, melynek egy negyede a gombák közül kerül ki (Lonsdale *et al.* 2008). Mohák között is vannak olyan fajok, melyek kizárólag a korhadó holt fákhoz kötődnek (Ódor *et al.* 2004). A lebomló fatörzseken, tuskókon magasabb rendű növények is képesek megtelepedni, és bizonyos körülmények között ez az egyetlen igazán sikeres módja az erdő felújulásának (Harmon *et al.* 1986, Hofgaard 1993, Bobiec *et al.* 2005).

„A holtfa – mint gyűjtőfogalom – alatt különböző méretű, mennyiségű, eredetű, fafajú, térbeli eloszlású, elhelyezkedésű, korhadtságú, megjelenésű (álló/ fekvő) elhalt farészeket lehet összefoglalni, melyek funkciója rendkívül sokrétű.” (Bartha & Oroszi 2004)

A holt faanyagot többféleképpen osztályozhatjuk. Mérete szerint két nagyobb csoportra lehet osztani finom fa törmelékre (FWD, Fine Woody Debris) és durva fa törmelékre (CWD, Coarse Woody Debris), melyek mérettartományának megállapítása egyes szerzők esetén különböző lehet. Például Krus és Johnson (1999) szerint a finom fatörmelék átmérője 5–9 cm, a durva fatörmeléké pedig 10 cm-nél nagyobb, ezzel szemben pl. Bobiec *et al.* (2005) a durva fatörmeléken minden 5 cm átmérőjűnél nagyobb, és 1 m-nél hosszabb száradékot, ágat, fatörzset ért.

További csoportosítást tesz lehetővé a holtfa pozíciója, mely alapján beszélhetünk álló-, és fekvő holtfáról. Az álló holtfát tovább csoportosíthatjuk a szerint, hogy ép, vagy facsonk, illetve eredete szerint lehet természetes, vagy mesterséges (pl. fatuskó) (Bobic *et al.* 2005).

Meghatározó szempont a holtfa faja, illetve a fa lehet lombos, vagy tűlevelű (Ódor *ex verb.*), valamint a csoportosítás történhet a fa keménysége alapján is, eszerint a holtfa lehet keményfájú vagy puhafájú (Bobic *et al.* 2005). A holt fa egy-egy speciális csoportját képezik az élőfa elhalt részei (elhalt ágak, leváló kéregdarabok stb.), vagy az élő és élettelen fák odvai (Csóka 2000).

A holtfát osztályozhatjuk korhadási állapota szerint is. Ez nagyon fontos szempont, ugyanis a fa jelentős változásokon megy keresztül a korhadási folyamat során. A holtfa korhadási állapota befolyásolja azt, hogy mely gomba-, állat- vagy növénycsoport képes rajta megtelepedni. A korhadás mértékének megállapítására számtalan osztályozás létezik, melyek több szakaszra bontják a folyamatot. Ezekben közös, hogy figyelembe veszik a fa anyagának keménységét, az oldalágak meglétét, a törzs kéreggel való borítottságát, a fa átmérőjének alakját, és azt, hogy a rönk mennyire élesen határolódik el a talajtól (Söderström 1988, Lee & Sturgess

2002, Ódor & van Hees 2004, Bobiec *et al.* 2005, Zielonka & Piatek 2004, Christy & Mack 1984, Ódor *et al.* 2004, Standovár & Kenderes 2003, Maser & Trappe 1984).

Még néhány fontosabb fogalmat használnak a holtfával kapcsolatban, melyek a korhadó fatörzseken történő felújulásra vonatkoznak. Anyatörzseknek (dajkafák, nevelőfák, nurse logs) nevezik azokat a fekvő holt fákat, melyeken fásnövénnyek csemetéi vagy egyéb edényes növények fejlődnek (Bobiec *et al.* 2005). Lineáris felújulás alatt azt a jelenséget értik, amikor terpesztett gyökereken álló idősebb fák, sűrűn egymás mellett, egy vonal mentén helyezkednek el (Scherzinger 1996).

Azt, hogy hogyan is keletkeznek a terpesztett gyökerű fák Kovácsik (1933) nagyon szemléletesen írja le: „Az érintetlen őserdőkben igen gyakoriak a lábakon álló fák, melyek a talaj felett többé-kevésbé magasan – egészen mintegy másfél méternyire kiemelkedő gyökereikkel a forró földön léggökerekkel bíró fáinak benyomását teszik. Gyakori ugyanis az őserdőkben, ahol kidőlt, korhadózó, mohalepte fatörzsek szanaszét hevernek, hogy az azokra lehullott mag a fatörzset ellepő mohában kikel, kicsírázik. Az apró facsemete egyideig [sic!] a mohakészítette [sic!] televényföldből veszi fel táplálékát. Idővel azonban, növekedése folyamán, a csemete gyökereit a fatörzs felületén leereszti a talajig és pedig a heverő törzs mindkét oldalán. Bizonyos idő elteltével a kidőlt fa, melyen a fiatal fácska fejlődik, teljesen elporladva összeesik. A rajta nőtt fa gyökerei között és alatt ilyenképen a kidőlt fa kerületének megfelelő nagyságú üreg támad s csupán e felett kezdődik a törzs.”

Magát a holtfán történő felújulás jelenségét Göppert már 1863-ban leírta. Az 1930–1940-es években egyre többen figyeltek fel a holtfán megtelepedő újulatra (Arnborg 1942, Muzsnay 1899, 1933, Kovácsik 1933). Paczoski kutatásai (1930) azért számítottak úttörőnek, mert felismerte a korhadó faanyagban történő csírázás jelentőségét a szubalpin fenyvesek felújulásában. Napjainkban ismét egyre többen foglalkoznak a holtfával és az anyatörzseken történő felújulással.

KORHADÓ HOLT FÁN TÖRTÉNŐ FELÚJULÁS ABIOTIKUS PARAMÉTEREI (FÖLDRAJZI, TÁRSULÁSTANI VISZONYAI, MIKROKLÍMA)

Elsősorban boreális és magashegységi fenyvesekből ismeretes a holtfán történő felújulás, és itt is bír a legnagyobb jelentőséggel (Brang *et al.* 2003, Harvey *et al.* 1987, Suzuki *et al.* 1987, Taylor *et al.* 1990, Nakagawa *et al.* 2001, Narukawa *et al.* 2003, Sugita & Tani 2001, Mori *et al.* 2004, Sugita & Nagaike 2005, Narukawa & Yamamoto 2001, Paczoski 1930, Arnborg 1942, Muzsnay 1899, 1933, Kovácsik

csik 1933, Gratzner & Rai 2004, Harmon *et al.* 1986, Harmon & Franklin 1989, Zielenka & Piatek 2004, Standovár & Kenderes 2003). Jelentőségét jól szemlélteti, hogy Svédországban a fiatal fenyők 40%-a korhadó fatörzseken található (Hofgaard 1993), Babia Góran az újulat 50%-a található meg holtfán (Bobiec *et al.* 2005). Ezekben az erdőkben a holtfa által biztosított kis felületre sűrű újulat koncentrálódik, pl. Chhetri (2004) leírja, hogy Bhután fenyveseiben az uralkodó fafaj újulatának 62%-a a talaj felszín mindössze 15%-át borító anyatörzseken telepedett meg.

A holtfán történő felújulás kevésbé ismert lomberdőkben, és inkább fenyő elegyes lomberdőkben – jegenyefenyves bükkösökben, boreális nyár erdőkben – mutatták ki a lineáris felújulás jelentőségét, igaz itt is elsősorban az elegy fafajként szereplő fenyők kötődnek a holtfához (Kovácsik 1933, Földvály 1933, Szewczyk & Szwagrzyk 1996, Lee & Sturges 2002). Közép-európai természetközeli erdőkben több helyütt megfigyelték a jelenséget (Standovár & Kenderes 2003), de csak unikális jelleggel.

Pyle és Brown (2002) észak-amerikai lombos erdőkben tölgy anyatörzseken is kimutatták a holtfán történő felújulást. Itt azonban a főleg tölgyekből és juharokból álló újulat már elsősorban a talajon fordult elő, szemben a túlevelű erdőkben tapasztalt tendenciákkal, melynek okaként többek közt a viszonylag szárazabb mikroklímát, és a nagyobb magméretet jelölték meg (Pyle & Brown 2002).

Mérsékeltövi esőerdőkben, és trópusi köderdőkben, ahol magas a talajnedvesség, és dús az aljnövényzet, a fák magvainak csírázása, valamint csíracsemetéinek túlélése szinte kizárólag a magasabb térszintet képviselő korhadó faanyagokon biztosított (Lusk 1995, Lusk & Kelly 2003, Lusk & Ogden 1992, Santiago 2000, Cooray 1974). Hasonló a helyzet a mocsarakban, lápokban és folyóparti ligeterdőkben is (Huenneke & Sharitz 1986, Harmon *et al.* 1986, Hornberg *et al.* 1997, Titus 1990), ahol a magoncok csak a víz színe fölé emelkedő helyeken tudnak sikeresen túlélni. Ezek a többletvíztől, illetve áradásoktól védett helyek, az idős fák gyökfőjénél kialakult halmok, vagy a kidőlt korhadó fák. A kolonizált törzseket a fiatal fák előbb-utóbb átnövik és kialakul a gyökfő körüli kis szigetszerű kúpocskák (Bobiec *et al.* 2005). Ez az egyik módja a hazai lápjainkból is ismert lábas éterek keletkezésének (Bartha 2008).

Az anyatörzseken való felújulás jelenségét különböző mértékben, de szinte mindenhol kimutatták, és ott bír gyakorlati jelentőséggel, ahol szélsőségesek a termőhelyi körülmények. Tehát elsősorban nem földrajzi, hanem termőhelyi okai vannak a megjelenésének, főként üde, nedves mikroklímán alakul ki.

A KORHADÓ HOLTFA ÁLTAL MEGHATÁROZOTT PARAMÉTEREK A FELÚJULÁSBAN

A holtfa fajának szerepe

A holtfa faja hatással van a korhadási folyamatra a fa szövettani tulajdonságai, valamint kémiai összetétele által (Ward & McCormick 1982, Taylor & Shaw 1983, Tseng *et al.* 2007, Csóka 2000). Azonos mikroklimatikus körülmények között a lágylombos fafajok gyorsabban bomlanak le, mint a keménylombosok, így kevesebb idő áll rendelkezésre a fán történő megtelepedésre (Csóka 2000).

A kéregben és a gesztben különféle allelopatikus hatású anyagok halmozódhatnak fel, melyek gátolják a csírázást és a gyökérzet fejlődését. Ezért az anyatörzs fafaja nagymértékben befolyásolja, hogy mely fajok tudnak az adott holtfán felújulni. Egyes fafajok előnyös helyzetbe kerülnek az által, hogy kevésbé érzékenyek az adott vegyületre, mint mások, és versenytársak nélkül aknázhatják ki a holtfák által biztosított erőforrásokat (Ward & McCormick 1982, Taylor & Shaw 1983, Tseng *et al.* 2007).

Elsősorban tűlevelűek kérgének allelopatikus hatására történtek vizsgálatok. Például Ward és McCormick (1982) kimutatták, hogy a kanadai hemlockfenyő (*Tsuga canadensis* (L.) Cartiere) avarja 76%-ban gátolta a fajtársak magvainak csírázását és 52%-ban a vörös tölgy (*Quercus rubra* L.) csírázását, majd megvizsgálták a növény különböző szerveiből nyert kivonatokat is, és megállapították, hogy bizonyos mértékig a törzset borító kéreg is allelopatikus hatású.

Egy másik kísérletben, Taylor és Shaw (1983) sziklás-hegységi szürke luc (*Picea engelmannii* Parry) kéreg kivonatának hatását tesztelte különböző tűlevelű fafajok csírázására és magoncaik fejlődésére. Azt tapasztalták, hogy a legtöbb fajra a kivonat allelopatikus hatású a kéregben felhalmozódott kondenzált tanninok és hidroxil-sztilbének miatt (Taylor & Shaw 1983).

Taiwan mérsékeltövi erdeiben a hinoki álciprus (*Chamaecyparis obtusa* Sieb. and Zucc. var. *formosana* (Hayata) Rehder) anyatörzseken vizsgálták az álciprus felújulási sikerének okait. Arra az eredményre jutottak, hogy az álciprus csemeték dominanciáját a lombhullató fajok csemetéivel szemben a holtfa kérgében felhalmozódott szalicilsav allelopatikus hatása okozza (Tseng *et al.* 2007).

Az egyes fafajok kérge bizonyos fajokra allelopatikus tulajdonságú, ez a korai korhadási fázisokban mindenképpen befolyásolja, hogy mely fajok képesek megtelepedni az adott anyatörzsön.

A korhadási folyamat és a korhadási fázis szerepe a felújulásban

A kidőlt fatörzsek felszíne változik a korhadási folyamat alatt (Graham & Cromack 1982), és a felszín paramétereinek változatossága maga után vonja a magoncok és az idősebb újulat mennyiségi és minőségi változatosságát (Iijima *et al.* 2007, Simard *et al.* 1998, Narukawawa *et al.* 2003, Takahashi *et al.* 2000). A holtfa megfelelő közeget biztosít a magvak csírázásához, a gyökerek növekedéséhez, továbbá jó a víztároló kapacitása, és a korhadás során folyamatosan nő a hozzáférhető tápanyagok mennyisége is (Maser & Trappe 1984, Lee & Sturges 2002, Narukawa *et al.* 2003, Bobiec *et al.* 2005, Takahashi *et al.* 2000, Harmon *et al.* 1986). Mindezek a tulajdonságok alkalmassá teszik az edényes növények megtelepedésére, így a fás szárú növények megtelepedésére is.

A faanyag bomlásának előrehaladása során repedések jelennek meg a fa felszínén, és ezekben szervesanyag felhalmozódás jön létre, és hozzáférhetővé válik az esetlegesen puhább geszt is, ezzel egyenes arányban emelkedik a holtfán megtelepedő edényes növények, illetve facsemeték száma (Iijama 2007, Lusk 1995, Lee & Sturges 2002). A holtfát kolonizáló gerinctelen állatok, madarak, gombák, mohák és zuzmók, valamint edényes növények közösségeinek fajösszetétele és mennyiségi viszonyai a korhadás során folyamatosan változnak (Bobiec *et al.* 2005, Ódor *et al.* 2004).

Először azok az epifil zuzmó- és mohafajok dominálnak, melyek az élő fa kérgére is jellemzőek. Már a korhadásnak ebben az első fázisában megjelennek a korai epyxil májmohák és lombos mohák is, melyek a korhadás középső fázisaiban válnak dominánsakká, majd felváltják őket a késői epyxil fajok, melyek kizárólag az erősen korhadt fákhöz kötődnek. A folyamat végére pedig azokban az erdőben, melyekre jellemzőek a csupasz talaj felszínek, egyre dominánsabbá válnak a talajlakó és indifferens mohafajok (Ódor *et al.* 2004, Söderström 1988).

Gombák esetén a fa halálát követő időszakban az ektotrof patogének (sebzési patogének) és a szaproxil fajok lappangó propagulumai a jellemzőek. A korai korhadási fázisban a tágtúrúsú fajok, a folyamat középső szakaszában viszont a kompetitív fajok lesznek dominánsak. A legvégső fázisra több, funkcionálisan eltérő csoport jellemző (ruderalis fajok, mikorrhizás gombák, lebontók, szaproxilek) (Maser & Trappe 1984, Ódor *et al.* 2004).

Edényes növények elsősorban az erősen korhadt holtfákon fordulnak elő (Lee & Sturges 2002, Ódor *et al.* 2004, Szweczyk & Szwagrzyk 1996). A kolonizáció különböző hosszúságú időt vesz igénybe, a korhadás ütemének függvényében, melyet elsősorban a terület mikroklímája és a korhadó törzs faja határoz meg. Kimutatták, hogy a Tatra szubalpin fenyveseiben az első edényes növények megjelenése 20 évvel a fa pusztulása után következik be, és a legtöbb növényfaj csak 50 év elteltével telepszik meg a korhadó faanyagon (Zielonka & Piatek 2004).

Holtfaanyag mérete

Nem csak a korhadás mértéke, hanem a holtfa mérete (térfogata, mellmagassági átmérője) is meghatározó paramétere a különböző élőlény csoportok kolonizációnak (Ódor *et al.* 2004), és ez által a felújulásnak is. A vékonyabb törzsek kisebb felületük miatt kevesebb újulat megtelepedését teszik lehetővé, mint a nagyobb átmérőjűek (Heunneke & Staritz 1986, Takahashi 1994), mivel rajtuk kisebb a megtapadás esélye és kevesebb ideig állnak rendelkezésre az erdőben, mert előbb lebomlanak. Így a fa mérete nemcsak térbeli, hanem időbeli korlátot is jelent a kolonizálhatóság szempontjából. Lee és Sturgess (2002) boreális nyár erdőben kimutatta, hogy a 20 cm-nél nagyobb átmérőjű fekvő holtfákon a korhadó fákat kolonizáló edényes növényfajok 95%-a megtalálható, míg az ennél kisebb átmérőjű kidőlt fákon mindössze két lágyszárú faj fordult elő.

AZ ÚJULAT ÁLTAL MEGHATÁROZOTT PARAMÉTEREK

A magvak méretének növekedésével csökken a holtfán történő megtelepedés esélye. A kisméretű magvakkal rendelkező fajok általában nagyobb gyakorisággal találhatóak meg bolygatott talajfelszíneken (Nakashizuka 1989), vagy korhadó fákon, mint a nagyobb magvúak (Lusk 1995, Lusk & Kelly 2003, Christie & Armesto 2003, Gratzer & Rai 2004, Narukawa & Yamamoto 2001, Anderson & Winterton 1996, Pyle & Brown 2002). Ezért nagyobb számban jelennek meg kis magvú fajok a holtfákon. Részben ezzel is magyarázható, hogy a kis maggal rendelkező tűlevelek felújulási képessége jobb a korhadó fákon a nagyobb magvú lombos fafajokkal szemben.

A magméretén túl a csíranövények morfológiája (pl. a gyököcske hossza), és bizonyos vegyületekkel szemben mutatott rezisztenciája (pl. más növény számára allelopatikus vegyületekkel szemben) is befolyásolja a felújulás sikerét (Nakamura 1992, Taylor & Shaw 1983, Tseng *et al.* 2007).

EGYÉB BIOTIKUS PARAMÉTEREK

Holtfaanyagot borító moharéteg szerepe

A holtfákat gyakran különböző vastagságú és sűrűségű moharéteg fedi, melynek megítélése eltérő a szakirodalomban. Egyik nézőpont szerint a vastag moharéteggel fedett rönkön nehezebben tudnak megtelepedni a fák (Harmon *et al.* 1986, Harmon & Franklin 1989), mert csíranövényeik gyököcskéikkel nehezebb

ben érik el a tápanyagokban gazdag humuszos korhadékot. Mások szerint viszont éppen a moharéteg biztosít elegendő humuszt, és megfelelő vízellátást a csíranövények túléléséhez (Iijama *et al.* 2007, Gratzer & Rai 2004, Santiago 2000). Az elmentmondást Nakamura (1992) oldja fel, ugyanis szerinte a csíranövények morfológiájától és a mohaközösség struktúrájától függ, hogy a mohaborítás éppen segíti, vagy gátolja a csírázást, és a magoncok túlélését. Azok a fenyők, melyek csíranövényei hosszú gyököcskét fejlesztenek, könnyedén áthatolnak a legvastagabb moharétegeken is, és elérik a humuszt (Nakamura 1992). Ezért ezek minden mohastruktúra típuson jól újulnak, míg azok a fenyők, amelyek rövidebb gyököcskét fejlesztenek, lényegesen rosszabb felújulási paramétereket mutatnak (Nakamura 1992). A vastag sűrű moharétegek azért kedvezőtlenebbek a vékony mohaborítással szemben, mert eltolják a magoncok gyökér-hajtás arányát a hajtás növekedés rovására, míg a vékonyabb moharétegek esetén a gyökér- és hajtásnövekedés kedvező marad (Iijama *et al.* 2004).

Mikrobák szerepe

Korai korhadási fázisban, a magasabb rendű növények számára felvehető tápanyagok mennyisége még alacsony, ekkor az edényes növények megtelepedésében nélkülözhetetlenné válnak a holtfát kolonizáló mikorrhiza gombapartnerek (Maser & Trappe 1984). A mikorrhiza gombák különösen a nyitvatermők túléléséhez és növekedéséhez elengedhetetlenek, közöttük vannak olyanok, melyek kizárólag a holtfákhoz kötődnek (Kropp 1982). Kimutatták, hogy a korhadási folyamat előre haladásával a faanyagban folyamatosan nő a mikorrhiza gombapartnerek mennyisége, mely hozzájárul ahhoz, hogy a magasabb korhadási fázisokban meg nő a magoncok túlélési esélye (Maser & Trappe 1984, Harvey *et al.* 1979).

A másik fontos tulajdonság, mely hozzá járul a későbbi korhadási fázisok jobb kolonizációjához, hogy a korhadás során nő a nitrogénfixáló baktériumok mennyisége, és így a növények számára felvehető nitrogén is (Hendrickson 1991).

A holtfákon alacsonyabb a magvakat és csíranövényeket károsító patogén gombák száma, mint a talajban (McKee *et al.* 1982, Tseng *et al.* 2007, O'Hanlon-Manners & Kotanen 2004). Például az eltérő patogén mennyiség miatt a sziklás-hegységi szürke luc erdőben a holtfán megtelepedő csíranövények túlélése (fafajtól függően 42%, illetve 52%) jóval magasabb volt a talajhoz (13%, illetve 12%) képest (Zhong & van der Kamp 1999).

Összességében a korhadási folyamat során megváltozó mikrobiális közösség nagyban hozzájárul ahhoz, hogy az edényes növények számára leginkább az erősen korhadat fatörzsek alkalmasak a megtelepedésre. A korhadó holtfán történő

jobb felújulást segíti a magvakra és magoncokra specializálódott patogén gombák alacsonyabb száma is.

Vadhatás

A holtfa közvetve is segítheti az erdő felújulását. Ha egy területen széldöntés miatt sok a fekvő holtfa, akkor fizikai jelenlétével védelmet nyújthat a vadkárosítástól (Stevens 1997, Peterson & Picket 1995). Ilyenkor nem csak az anyatörzseken megjelenő újulat, hanem a törzsek mellett növekvő csemeték is jelentősen függenek a holtfák jelenlététől (Stevens 1997, Peterson & Picket 1995). Viszont ott, ahol magas a vadlétszám és vékony a hóréteg a lékekben lezajló gyorsabb hóolvadás miatt, a holtfa sem nyújt megfelelő védelmet a rágási kártól (Kupfersmid & Bugmann 2005).

HOLTFÁN TÖRTÉNŐ FELÚJULÁS HAZAI TAPASZTALATAI

Hazánkban elsősorban olyan helyeken sikerült megfigyelni a holtfán történő felújulást, ahol magas a relatív páratartalom és viszonylag gyors a korhadási folyamat, tehát patak menti és ártéri ligeterdőkben, lápokban, hűvös és nedves mikroklímájú völgyekben. A legtöbb esetben azonban csak a holtfán történő csírázás folyamata tapasztalható, és néhány évesnél idősebb újulatot – nem is beszélve az idős lábas fákról – csak kivételes körülmények között lehet találni. Ilyen kivételt a vendvidéki Felsőszőlnök határában, a Szabó-völgyben figyelhetünk meg, ahol egy kis fahídon mézgás éger (*Alnus glutinosa* L.), luc (*Picea abies* (L.) Karst.), bükk (*Fagus sylvatica* L.) és hegyi juhar (*Acer pseudoplatanoides* L.) többéves, kefesűrű újulata fordul elő. A soproni Hidegvíz-völgyben két 1,5 méter körüli lucfenyővel találkozhatunk, melyek egy korhadt facsonkon telepedtek meg. Égerlápokban találhatóak olyan idős lábas égerek, melyek gyökerei között még felismerhetőek a fekvő holtfa maradványai, pl. a szatmár-beregi Bockereki-erdőben (Bartha 2008). Minden bizonnyal gyakrabban figyelhetnénk meg az anyatörzseken történő felújulást, ha több holtfa fordulna elő erdeinkben és a jelenség ismertebb lenne a szakmai körökben.

ÖSSZEGRZÉS

A holtfán történő felújulás jelensége régóta ismert. Főként magashegységi és boreális fenyvesekben bír nagy jelentőséggel, de olyan társulásokban is szerephez jut, ahol szélsőségesek a termőhelyi körülmények, nagy a talaj nedvességtartalma,

vagy gyakoriak az áradások. Elsősorban a fenyők felújulása zajlik nagy gyakorisággal az anyatörzseken, mivel kis magmérettel rendelkeznek, ezért könnyebben tapadnak meg a holtfaanyag repedéseiben, alacsonyabb versengő képességük és mikorrhiza gombapartnerük iránti igényük miatt is kedvezőbb feltételekre lelnek a talajfelszínből szigetként kiemelkedő korhadó fákon.

A holtfán történő felújulás paramétereit alapvetően négy nagy csoportba lehet sorolni. Az első csoportot az abiotikus tényezők (talaj, mikroklíma stb.), a második csoportot az anyatörzs tulajdonságai (fafaja, korhadási állapota, mérete stb.), a harmadik csoportot pedig az újulat (csíranövény morfológiai tulajdonságai, rezisztencia, magméret stb.) tulajdonságai határozzák meg, és legvégül de nem utolsósorban a negyedik csoportot az egyéb biotikus paraméterek alkotják (pl. mikrobiális közösség, moharéteg szerkezete). A különböző paraméterek szorosan hatnak egymásra és hatásuk összegződik, mint a legtöbb biológiai, ökológiai jelenség esetében.

Az anyatörzsek jelentősége abban áll, hogy kedvező közeget biztosítanak a csírázáshoz (tápanyagforrás, víztároló szerep stb.), a gypszinthez képest alacsonyabb a magokat károsító patogének létszáma, valamint bizonyos esetekben alacsonyabb lehet a vadhatás is.

Bár hazánkban ritkán találkozhatunk a jelenséggel – elsősorban hűvös, nedves mikroklímájú területeken – egy érdekes színező eleme lehetne erdeinknek.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönöm Bartha Dénesnek, hogy biztatott a szemelvény megírására, Horváth Ferencnek, Ódor Péternek és Szmorad Ferencnek a szemelvény írása közben nyújtott tanácsait és kritikai megjegyzéseit.

IRODALOMJEGYZÉK

- Arnborg, T. (1942): Lågaföryngring i en syd-lappländsk granurskog. – *Sven. Skogsvårdsför. Tidskr.* **40**: 47–78. (Idézi Hofgaard, A. (1993): Structure and regeneration patterns in a virgin *Picea abies* forest in northern Sweden. – *J. Veget. Sci.* **4**: 601–608.)
- Baier, R., Meyer, J. & Göttlein, A. (2007): Regeneration niches of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) saplings in small canopy gaps in mixed mountain forests of the Bavarian Limestone Alps. – *Eur. J. Forest Res.* **126**: 11–22.
- Bartha, D. & Oroszi, S. (2004): *Őserdők a Kárpát-medencében*. – *Ekvilibrum*, Budakeszi, pp. 124–130.
- Bartha, D. (2008): A Bockerek-erdő élőhelytípusai. – In: Bartha, D. & Vidéki, R. (szerk.): *A Bockerek-erdő*. NYÍRERDŐ Nyírségi Erdészeti Zrt., Nyíregyháza–Sopron, p. 209.
- Bobiec, A., Gutowski, J. M., Laudenslayer, W. F., Pawlaczyk, P. & Zub, K. (2005): *The afterlife of a tree*. – WWF Poland, 248 pp.
- Bull, E. (2002): The Value of Coarse Woody Debris to Vertebrates in the Pacific Northwest. – *USDA Forest Service Gen. Tech. Rep.* **181**: 171–178.

- Csóka, Gy. (2000): Az elpusztult, korhadó fa szerepe az erdei biodiverzitás fenntartásában. – In: Frank, T. (szerk.): *Természet, erdő, gazdálkodás*. – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, pp. 85–98.
- Chhetri, P. B. (2004): *Structure and composition of mixed conifer forests in Western Bhutan*. – Degree of Master of Science in Mountain Forestry at UNI BOKU Vienna, University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna, 67 pp.
- Christy, E. J. & Mack, R. N. (1984): Variation in the demography of juvenile *Tsuga heterophylla* across the substratum mosaic. – *J. Ecol.* **72**: 75–91.
- Földvály, M. (1933): Őserdő-rezervációk az Északkeleti Kárpátokban. – *Erdészeti Lapok* **72**: 416–432.
- Göppert, H. (1868): *Skizzen zur Kenntnis der Urwalder Schlesiens und Böhmens*. – Dresden, 57 pp.
- (Idézi Scherzinger, W. (1996): *Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung*. – Ulmer, Stuttgart, 447 pp.)
- Gratzer, G. & Rai, P. B. (2004): Density-dependent mortality versus spatial segregation in early life stages of *Abies densa* and *Rhododendron hodgsonii* in Central Bhutan. – *For. Ecol. Manage.* **192**: 143–159.
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G., Sedell, J. R., Lienkaemper, G. W., Cromack, K. & Cummins K. W. (1986): Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. – *Adv. Ecol. Res.* **15**: 133–302.
- Harmon, M. E. & Franklin, J. F. (1989): Tree seedlings on logs in *Picea*–*Tsuga* forests of Oregon and Washington. – *Ecology* **70**: 48–59.
- Harvey, A. E., Larsen, M. J. & Jurgensen, M. F. (1979): Comparative distribution of Ectomycorrhizae in soils of three Western Montana forest habitat types. – *Forest Sci.* **25**: 350–358
- Hendrickson, O. Q. (1991): Abundance and activity of N_2 -fixing bacteria in decaying wood. – *Can. J. For. Res.* **21**: 1299–1304.
- Heuneke, L. F. & Sharitz, R. R. (1986): Microsite abundance and distribution of woody seedlings a South Carolina cypress-tupelo swamp. – *American Midland Natural* **115**: 328–335.
- Hofgaard, A. (1993): Structure and regeneration patterns in a virgin *Picea abies* forest in northern Sweden. – *J. Veget. Sci.* **4**: 601–608.
- Iijima, H., Shibuya, M. & Saito, H. (2007): Effects of surface and light conditions of fallen logs on the emergence and survival of coniferous seedlings and saplings. – *J. For. Res.* **12**: 262–269.
- Kovácsik, D. (1933): Az őserdőkről. – *Erdészeti Lapok* **72**: 433–437.
- Kropp, B. R. (1982): Formation of Mycorrhizae on nonmycorrhizal Western Hemlock outplanted on rotten wood and mineral soil. – *Forest Sci.* **28**: 706–710.
- Kruys, N. & Jonsson, B. G. (1999): Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests in northern Sweden. – *Can. J. For. Res.* **29**: 1295–1299.
- Kupferschmid, A. & Bugmann, H. (2005): Effect of microsites, logs and ungulate browsing on *Picea abies* regeneration in a mountain forest. – *For. Ecol. Manage.* **205**: 251–265.
- Lee, Ph. & Sturgess, K. (2002): Assemblages of vascular plants on logs and stumps within 28-year-old aspen-dominated boreal forests. – *USDA Forest Service Gen. Tech. Rep.* **181**: 369–380.
- Lonsdale, D., Pautasso, M. & Holdenrieder, O. (2008): Wood-decaying fungi in the forest: conservation needs and management options. – *Eur. J. Forest Res.* **127**: 1–22.
- Lusk, C. H. (1995): Seed size, establishment sites and species coexistence in Chilean rain forest. – *J. Veget. Sci.* **6**: 249–256.
- Lusk, C. H. & Kelly, C. K. (2003): Interspecific variation in seed size and safe sites in a temperate rain forest. – *New Phytol.* **158**: 535–541.
- Lusk, C. H. & Ogden, J. (1992): Age structure and dynamics of podocarp-broadleaf forest in Tongariro National Park, New Zealand. – *J. Ecol.* **80**: 379–393.

- Maser, C. & Trappe, J. M. (eds) (1984): *The seen and unseen world of the fallen tree*. – Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-164. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 56 pp.
- McKee, A., Laro, G. & Franklin, J. F. (1982): Structure, composition and reproductive behaviour of terrace forests, South Fork Hoh River, Olympic National Park. – In: Starkey, E. E., Franklin, J. F. & Matthews, J. W. (eds): *Ecological research in the national parks of the Pacific Northwest*. – Oregon State University, Forest Research Laboratory, Corvallis, Oregon, USA. pp. 22–29.
- Muzsnay, G. (1933): Néhány szó az őserdőről. – *Erdészeti Lapok* **72**: 1192–1199.
- Nakamura, T. (1992): Effect of bryophytes on survival of conifer seedlings in subalpine forests of central Japan. – *Ecol. Res.* **7**: 155–162.
- Nakashizuka, T. (1989): Role of uprooting in composition and dynamics of an old-growth forest in Japan. – *Ecology* **70**: 1273–1278.
- Narukawawa, Y., Iida, S., Tanouchi, H., Abe, S. & Yamamoto (2003): State of fallen logs and the occurrence of conifer seedlings and saplings in boreal and subalpine oldgrowth forest in Japan. – *Ecol. Res.* **18**: 267–277.
- Narukawa, Y. & Yamamoto, S. (2005): Development of conifer seedlings roots on soil and fallen logs in boreal and subalpine coniferous forests of Japan. – *For. Ecol. Manage.* **175**: 131–139.
- Ódor, P. & van Hees, F. M. (2004): Preferences of dead wood inhabiting bryophytes for decay stage, log size and habitat types in Hungarian beech forests. – *J. Bryology* **26**: 79–95.
- Ódor, P., van Hees, A. F. M., Heilmann-Clausen, J., Christensen, M., Aude, E., van Dort, K. W., Piltaver, A., Siller, I., Veerkamp, M. T., Grebenc, T., Kutnar, L., Standovár, T., Kosec, J., Matočec, N. & Kraigher, H. (2004): Ecological succession of bryophytes, vascular plants and fungi on beech coarse woody debris in Europe. – *Nat-Man Working Report* **51**: 1–140.
- O’Hanlon-Manners, D. L. & Kotanen, P. M. (2004): Logs as refuges from fungal pathogens for seeds of eastern hemlock (*Tsuga canadensis*). – *Ecology* **85**: 284–289.
- Paczoski, J. (1930): *Die Waldtypen von Białowieża*. – Państwowa Rada Ochrony Przyrody, Kraków, 575 pp. (Hivatkozta Földváry M. (1933): Őserdő-rezervációk az Északkeleti Kárpátokban. – *Erdészeti Lapok* **72**: 416–432.)
- Peterson, C. J. & Pickett, S. T. A. (1995): Forest reorganization: a case study in an old-growth forest catastrophic blowdown. – *Ecology* **76**: 763–774.
- Pyle, C. & Brown, M. M. (2002): The effects of microsite (logs versus ground surface) on the presence of forest floor biota in a second-growth hardwood forest. – *USDA Forest Service Gen. Tech. Rep.* **181**: 393–403.
- Santiago, S. L. (2000): Use of coarse woody debris by the plant community of a Hawaiian montane cloud forest. – *Biotropica* **32**: 633–641.
- Scherzinger, W. (1996): *Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung*. – Ulmer, Stuttgart, 447 pp.
- Söderström L. (1988): Sequences of bryophytes and lichens in relation to substrate variables of decaying coniferous wood in Northern Sweden. – *Nord. J. Bot.* **8**: 89–97.
- Standovár, T. & Kenderes, K. (2003): A review on natural stand dynamics in beechwoods of East Central Europe. – *Applied Ecol. & Environ. Res.* **1**(1–2): 19–46
- Stevens, V. (1997): *The ecological role of coarse woody debris: An overview of the ecological importance of CWD in BC Forests*. – British Columbia Ministry of Forests Research Program, 26 pp.
- Szewczyk, J. & Szwagrzyk, J. (1996): Tree regeneration on rotten wood and soil old-growth stand. – *Plant Ecol.* **122**: 37–36.
- Taylor, R. J. & Shaw, D. C. (1983): Allelopathic effects of Engelmann spruce bark stilbenes and tannin-stilbene combinations on seed germination and seedling growth of selected conifers. – *Can. J. Bot.* **61**: 279–289

- Takahashi, K. (1994): Effect of size structure, forest floor type and disturbance regime on tree species composition in a coniferous forest in Japan. – *J. Ecol.* **82**: 769–773.
- Takahashi, M., Sakai, Y., Ootomo, R. & Shinozaki, M. (2000): Establishment of tree seedlings and water-soluble nutrients in coarse woody debris in an old-growth *Picea–Abies* forest in Hokkaido, northern Japan. – *Can. J. For. Res.* **30**: 1148–1155.
- Tseng, M. H., Lai, W. R., Hsieh, C. L. & Kuo, Y. H. (2007): Allelopathy on bark of downed logs of *Chamaecyparis obtusa* Sieb. and Zucc. var. *formosana* (Hayata) Rehder. – *J. Chemical Ecol.* **33**: 1283–1296.
- Zhong, J. & van der Kamp, B. J. (1999): Pathology of conifer seed and timing of germination in high-elevation subalpine fir and Engelmann spruce forests of the southern interior of British Columbia. – *Can. J. For. Res.* **29**: 187–193.
- Zielonka, T. & Piatek, G. (2004): The herb and dwarf shrubs colonization of decaying logs in subalpine forest in the Polish Tatra Mountains. – *Plant Ecol.* **172**: 63–72.
- Ward, H. A. & McCormick, L. H. (1982): Eastern hemlock allelopathy. – *Forest Sci.* **28**: 681–686.

THE ROLE OF DEAD WOOD IN A NATURAL TREE REGENERATION

Tóth, V.

H-7817 Diósvizsló, Korvin O. u. 19, Hungary. E-mail: montia21@gmail.com

Dead wood is an important habitat for numerous organisms in the forest ecosystems. This paper aims at reviewing the mechanism of the colonisation a rooted dead wood (nurse logs) by seedlings.

Microclimatic factor is the results of the tree regeneration on nurse logs. Nurse logs are important in swamps, marches, boreal and alpin coniferous forests. Seedlings colonise better a large sized, well rotted logs than the small in the lower decay classes. Small seeded trees colonise better the nurse logs than the large seeded.

This review explore the tree regeneration abiotic, and species depending parameters by nurse logs, and seedlings, and other biotic parameters. At least represented some nurse logs in the Hungarian forests.

Keywords: lying dead wood, nurse logs, rotted wood

A Kovács-tarkalepke (*Melitaea telona kovacsi*
Varga, 1967) (Lepidoptera: Nymphalidae)
diszperziós képességének és élőhelyválasztásának
vizsgálata az Aggteleki-karszt területén

Tóth János Pál, Bereczki Judit és Varga Zoltán

DE, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék
4032 Debrecen, Egyetem tér 1. E-mail: acutiformis@yahoo.com

Összefoglaló: A Kovács-tarkalepke (*Melitaea telona kovacsi*) egy pontomediterrán faj szubendemikus, természetvédelmi szempontból fontos, védett alfaja. Elterjedése jelentősen csökkent és fragmentálódott az utóbbi évtizedekben. Populációinak megőrzését célzó kezelések kidolgozásához fontosak ezek biológiai sajátosságaira, mint a tápnövény- és élőhelyválasztásra, a diszperziós képességre és mozgásmintázatra vonatkozó ismeretek. Ezek tisztázásának eddig akadálya volt, hogy a közelrokon nagy tarkalepkétől (*Melitaea phoebe*) való faji különállóságot csak a legutóbbi években tisztázták. 2009 májusában 4 alkalommal 10 mintavételi helyen 307 *M. telona kovacsi* és 139 *M. phoebe* egyedet jelöltünk meg, amelyek 12%-át sikerült visszafognunk. Felmértük a mintavételi területeken a lárvális tápnövény (*Cirsium pannonicum*) és a legfontosabb nektárforrás (*Dianthus pontederæ*) denzitását. Eredményeink azt mutatják, hogy a *M. telona kovacsi* egyedei kevésbé helyhez kötöttek, számukra az egymástól több száz méterre levő foltok is elérhetőek, azonban nagy sűrűségben csak ott fordulnak elő, ahol a lárvális tápnövény magas denzitású. Ezekben a mintavételi helyeken az ubiquista *M. phoebe* aránya alacsony volt, míg a degradáltabb gyepeken magasabb. Adataink arra engednek következtetni, hogy az élőhelyválasztásnál a legfontosabb a lárvális tápnövény magas denzitása, míg a nektárforrás jóllehet fontos, de a lárvális tápnövénnyel szemben másodlagos jelentőségű.

Kulcsszavak: jelzés-visszafogás, mozgásmintázat, tápnövény, nektárforrás

BEVEZETÉS

A *Melitaea telona kovacsi* Varga, 1967 egy pontomediterrán faj szubendemikus, természetvédelmi szempontból fontos, védett alfaja (Varga *et al.* 2005, Pencsenye *et al.* 2007, Varga 2007). Populációi olyan erdőssztyep vegetációjú élőhelyfoltokhoz kötődnek, ahol a száraz-félszáraz gyepekben lárvális tápnövénye, a magyar aszat (*Cirsium pannonicum*) jelentős állományban van jelen. Populációi a gyűjteményi adatok tanúsága szerint az 1960-as években még több helyen jelen voltak a Budai-hegyekben, a Pilisben és az Északi-középhegységben, mára azonban csupán néhány szűkebb területre szorultak vissza: a Budai-hegyek, az Aggtele-

leki-karszt és a Borsodi-dombság néhány pontjára. A legdrasztikusabb hanyatlás talán a Bükk hegységben tapasztalható. Bár a hegység több lelőhelyéről jelentős mennyiségű múzeumi anyag áll rendelkezésre, jelenleg csupán egyetlen biztosnak látszó előfordulása ismert. Egyedül az Aggteleki-karszt és a hozzá csatlakozó Gömöri-dombvidék (Gömörszőlős környéke) olyan terület, ahol viszonylag stabil, hosszú távon is megőrizhető állományok tenyésztését igazolhattuk (Varga *et al.* 2005, Varga 2008). Az Aggteleki-karszt „Szinpetri”-fáciesű mészkőterületein még számos olyan élőhely van egymás szomszédságában, ami megfelelő körülményeket biztosít a *kovacsi*-populációk tenyésztésére. Ezek többsége olyan élőhelyfolt, amelyet az edafikus viszonyok miatt egyelőre nem fenyeget a cserjésedés, illetve beerdősődés. Egészen más a helyzet a Bükk hegységben, ahol az ismert potenciális élőhelyek esetenként több 10 km-es távolságban vannak egymástól, és a becserjésedés is előrehaladottabb.

Az élőhelyek izolációjában két kulcsfontosságú tényező van: az élőhely környéke és az adott élőlény diszperziós képessége (Ricketts 2001, Schmitt *et al.* 2000, Tischendorf & Fahrig 2000a, Wratten *et al.* 2003). Így ha az izoláció jellegét meg akarjuk érteni, először is ismernünk kell, hogy az élőhelyet potenciálisan benépesítő forráspopulációk milyen távolságra vannak az élőhelytől, illetve egymástól, mekkora e populációk mérete, és hogy milyen a táji közeg (mátrix) a két izolált élőhely között. Az élőhelyfoltok strukturális összeköttetése jóval kevésbé fontos, mint a populációk közti funkcionális kapcsolat. Ez pedig a faj egyedeinek mozgékonyaságától függ. Egy másik fontos tényező a táj kontextusa, ami elősegítheti, vagy akadályozhatja az egyedek mozgását az élőhelyfoltok között (Tscharrntke & Brandl 2004). A különböző fajok mozgási mintázatai, diszperziós képességei igen eltérőek lehetnek, még egy olyan szűkebb csoporton belül is, mint a „nappali” lepkek (Scott 1975). Fontosak tehát az olyan jellegű kutatások, amelyek a fajok diszperziós tulajdonságait vizsgálják.

Vizsgálatunk során arra kerestük a választ, hogy az általunk tanulmányozott tarkalepke-populációk egyedei mennyiben helyezték kötötték, illetve diszperzióképesek, és ezáltal milyen erősségű a kapcsolat a különböző távolságban levő élőhelyfoltok között. Ezen kívül más, a diszperziót befolyásoló ökológiai vonatkozásokra is kíváncsiak voltunk: milyen erősségű kapcsolat mutatható ki a lárvális tápnövény sűrűsége és a populációk nagysága között, illetve melyek az imágók által használt fő nektárforrások.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A mintavételi területek

A vizsgálatainkat három jól ismert *Melitaea telona kovacsi* lelőhelyen végeztük el: a Jósmafő melletti Szőlőhegyen, a Tornakápolna és Varbóc között található Zabanyik-hegyen, illetve a Borház-tetőn (1. ábra). A mintavételi területek vegetációja a különböző típusú magyaraszatos-pacsirtafüves szálkaperje gyepek (*Polygalo majori-Brachypodium pinnati*) csoportjába sorolhatók. A kijelölésnél az alábbi szempontok játszottak szerepet: a vizsgált faj legyen jelen a területen, a mintavételi kvadrátok eltérő távolságban legyenek egymástól, és eltérő sűrűségben legyen jelen a *C. pannonicum*.

A Jósmafő melletti Szőlőhegy hosszú ideig extenzív művelés alatt állt. A legjellemzőbb művelési forma ezen a területen a ritkásan telepített gyümölcsösök, amelyeknek a gypszintjét rendszeresen kaszálták. Ennek a biológiai sokféleséget megőrző gazdálkodási formának a hatására a természetközeli erdőssztyepra sokban hasonlító másodlagos növényzeti struktúra jött létre. Itt öt mintavételi helyet jelöltünk ki a domb D-i, DK-i kitettséggű lejtőin.

A: Természetközeli, sekély, törmelékes talajú, kétszikűekben gazdag, magas fajdiverzitású gyepek (pl. hangyabogáncs – *Jurinea mollis*, kardos peremisz – *Inula ensifolia*, magyar aszat – *Cirsium pannonicum*, nagy pacsirtafű – *Polygala major*, piros pozdor – *Scorzonera purpurea*, számos ernyősvirágzatú), foltokban törpe nőszirmmal (*Iris pumila*).

B: Másodlagos, mérsékelten degradált gyepek, amelyre a a pázsitfűfélék dominanciája és az alacsony fajdiverzitás jellemző. A lárvális tápnövény gyakorlatilag hiányzik.

C: Fél-természetes, üdébb félszáraz gyepek, korábbi erdősztye kaszáló. Keskeny erdősztye választja el a további nyílt területektől. Az ANP igazgatósága – a terület állapotától függően – időszakosan lekaszálja. A magas, többfajú szálfű állomány mellett magaskórós kétszikű fajok (*Echium russicum* – piros kígyószisz, *Peucedanum cervaria* – szarvaskocsord, *Centaurea spinulosa* – töviskes imola) és sarjtelepképzők (*Inula hirta* és *I. ensifolia* – borzas- és kardos peremisz, *Thymus* spp. – kakukkfüvek, *Dorycnium germanicum* – selymes dárdahere) jellemzőek rá.

L: Évenként rendszeresen kaszált gyepek. Jellemző rá, hogy egyes pillangósok igen nagy borításban vannak jelen, mint pl. az *Onobrychis arenaria* (homoki balta-cím) és a *Vicia tenuifolia* (keskenylevelű bükköny).

N: Enyhén cserjésedő, kétszikűekben szegényebb gyepek.

A Zabanyik-hegyen a ritkás sorokban álló kiszáradt gyümölcsfák jelenléte arra utal, hogy valaha ennek a hegynek a déli lejtőjét is gyümölcsösök borították,

hasnólóan a jósvafői Szőlőhegyhez. Növényzetét és nappali lepke-együttesét az előbbivel összehasonlítva, szárazabb, melegebb élőhelynek látszik. Ennek a területnek egyes fajgazdag gyepfoltjai valószínűleg edafikus okok miatt eredendően



1. ábra. A mintavételi helyek topográfiája, valamint a *M. phoebe* (fekete) és *M. telona* (fehér) megfigyelt arányai.

fátlanok. A csúcs közelében egy fajgazdag erdőssztyep-szegéllyel (pl. *Dracocephalum austriacum* – osztrák sárkányfű, *Anemone sylvestris* – erdei szellőrózsa, *Cytisus procumbens* – sziklai zanót, *Euphorbia polychroma* – színeváltó kutyatej, *Geranium sanguineum* – piros gólyaorr) határolt idős molyhos tölgy csoport található. Itt három mintavételi területet jelöltünk ki.

G: Az erdőszegély melletti DK-i kitettségű oldal. Fajgazdag, jó természetességű pacsirtafüves szálkaperje-gyep, a magyar aszat (*Cirsium pannonicum*) sűrű állományával.

H: A Szőlősardó felé néző DNy-i kitettségű domboldal szárazabb és kissé fajszegényebb gyepe, melyre jellemző a *Stipa joannis* és a *S. tirsza* dominanciája.

I: Erősen cserjésedő fajszegény gyep, amelynek DK-i és ÉK-i oldalát fekete-fenyő (*Pinus nigra*) telepítés határolja.

A Borház-tetőn főleg szőlőművelés folyt a múltban. Ennek nyoma még ma is látható egy-egy megmaradt szőlőtöke képében. Az ÉK-i kitettségű, kissé üdőbb, sudár rozsnokos lejtőit rendszeresen leégetik. Ezen a területen két Ny-i kitettségű mintavételi helyet jelöltünk ki egymáshoz közel, amelyeket gyakorlatilag csak egy földút választ el egymástól.

J: Enyhén cserjésedő, törmelékes talajú száraz gyep, foltokban sok árvalányhajjal (*Stipa tirsza*) és sztyeprétekre jellemző kétszikűekkel (pl. *Cirsium pannonicum* – magyar aszat, *Inula ensifolia* – kardlevelű peremizs, *Linum flavum* – sárga len, *Pulsatilla grandis* – leánykörtörcsin).

K: Az erdőszegélyhez közeli erősen cserjésedő szálkaperjés gyepfolt.

A vizsgált taxon

A *Melitaea telona* Fruhstorfer, 1908 pontomediterrán elterjedésű faj melynek elkülönülését a *Melitaea phoebe*-től ([Denis & Schiffermüller], 1775) ma már több közlemény bizonyítja (Varga 1967, 2007, Varga *et al.* 2005, Russell *et al.* 2007, Pecsénye *et al.* 2007, Leneveu *et al.* 2009, Tóth & Varga 2010). Areája a Földközi-tenger keleti partvidékétől Kis-Ázsián át a Balkán-félsziget ÉNy-i részéig, illetve Dél-Itáliáig terjed. A Kárpát-medencében a fő elterjedési területtől izolált alfaj: a Kovács-tarkalepke – *M. telona kovacsi* Varga, 1967 képviseli, foltoszerű élőhelyekkel (Gyulai *et al.* 2010). Hazánkban a *Cirsium pannonicum* az egyetlen biztosan ismert tápnövénye (Varga *et al.* 2005), míg más földrajzi régiókban különböző Asteraceae-eket, főleg *Centaurea*-fajokat fogyaszt, nagyrészt helyi endemizmusokat (Russell *et al.* 2007). A faj évente egy nemzedékű, az imágók rajzása hazai viszonyok között általában májustól június közepéig tart, amit természetesen az adott év időjárási viszonyai kissé módosíthatnak. A nőtények a petéket csomókban helyezik el a tápnövény talajhoz közeli leveleinek fonákára. A kikelő her-

nyók eleinte szövedékükben társasan táplálkoznak hámozó rágást végezve, majd a nyár melegebb időszakában nyugalmi állapotba vonulnak, és a 3. lárvális stádiumban teelnek át. Az áttelelt hernyók csak a következő év tavaszán bújnak elő újra, és megkezdik a táplálkozást, kezdetben még társasan, majd szétszélednek az élőhelyen, és magányosan táplálkoznak tovább. A megfelelő fejlettségi szint elérése után a fűavar között bebábozódnak, és mintegy két hetes fejlődés után kelnek ki az imágók (Varga *et al.* 2005).

Az előbbivel közelrokon, illetve külső hasonlóságuk miatt gyakran összekevert nagy tarkalepke – *Melitaea phoebe* ([Denis & Schiffermüller], 1775) a legnagyobb elterjedési területű faj a Melitaeini tribuszon belül. Areája É-Afrikától egészen K-Ázsiáig szinte folytonos, ezen a területen belül több alfaját tartják számon. Magyarországon általánosan elterjedt, és minden mintavételi helyünkön jelen volt. Hernyói többféle tápnövényt fogyasztanak: *Centaurea*, *Carduus*, *Cirsium* spp. Azonban rá is igaz az egész Melitaeini tribuszra jellemző irido-glikozidokhoz való specializáció (Wahlberg 2001). A faj kinevelhető *Cirsium pannonicum*on, sőt természetben az említett tápnövényről gyűjtött több hernyóról is kiderült, hogy *M. phoebe*-k. A biztos elkülönítés legtöbbször csak a 4. stádiumban levő hernyóknál lehetséges, ugyanis ezeknél igen eltérő a fejtok színe. Ez a *phoebe*-nél fekete, míg a *telona* esetében téglavörös. A fiatal hernyók itt is társasan, szövedékben kezdenek táplálkozni. Azonban az előzőtől eltérően ennek a fajnak általában két nemzedéke van hazánkban. Az első nemzedék a *M. telona*-val rajzik egy időben, míg a második június végétől, július elejétől augusztus végéig, szeptember elejéig. Az említett két fajt összevetve elmondható, hogy míg a *M. phoebe* egy széles elterjedési területtel rendelkező euryök faj, addig a *M. telona* egy sokkal szűkebb areájú tápnövény specialista.

Bár a két faj erősen hasonló egymáshoz, a lepkék az esetek túlnyomó többségében nagy biztonsággal elkülöníthetőek a szárny mintázata és a csápbunkó alakja alapján (Varga 1967, 2007, Varga *et al.* 2005).

A vizsgálati módszerek

2009. május 15 és 25 között jelölés-visszafogás vizsgálatot végeztünk 10 mintavételi területen 4, illetve 3 alkalommal. A mintavételezések 50 × 40 m-es kvadrátokban történtek, 9:00 és 13:00 óra között kb. 3 órás időintervallumban. Egyszerre öt mintavételi helyen dolgoztunk párhuzamosan. Az elfogott egyedek hátulsó szárnyának fonákára vékony hegyű alkoholos filccel egy betűből és egy számból álló kódot írtunk. Minden mintavételi hely egyedi betűazonosítót kapott, így visszafogás esetén a kód lehetővé tette a mozgásmintázat feltárását. A megjelölt egyedekről az alábbi információkat rögzítettük a terepnaplóba: az egyed fajtát,

ivarát és az elfogás előtti aktivitását. Ez utóbbinak a főbb nektárforrások azonosításában volt jelentősége. Mint már a bevezetőben említettük, a *M. phoebe* és *M. telona* külső morfológiájuk tekintetében hasonlóak, ezért annak érdekében, hogy ellenőrizzük a faji identifikáció következetességét, minden visszafogásnál a mintavételező személyek újra feljegyezték az adatokat.

Az újonnan megfogott egyedek és a már megjelölt visszafogott egyedek arányából becsülhető a populáció mérete. Sajnálatos módon a visszafogások alacsony száma miatt a Jolly-Seber modellek és ennek módosított változatai igen nagy standard hibával dolgoztak, sokszor olyan értékekkel, amelyek biológiai szempontból nem értelmezhetőek (negatív számok). Így ezen becslések használatától el kellett tekintenünk. Az összehasonlító elemzéseknél az utolsó három napon megjelölt egyedek számát vettük figyelembe. Ennek az oka az, hogy az első vizsgálati napon nem minden helyen tudtuk elvégezni a mintavételezést. Bár ilyen módon nem használtuk ki a jelölés-visszafogás által nyújtott statisztikai eszköztárat, pontosabb képet kaptunk a faj tömegességi viszonyairól, mint egy egyszerű transzekt vizsgálat során.

A mintavételi helyeket GPS-szel bemértük, majd ezeket a Google Earth segítségével műhold felvételre illesztettük (1. ábra). A mintavételi kvadrátok egymástól való távolságát egy olyan szakasz hossza adja meg, amelynek végpontjai a kvadrátok középpontjai. A terepnapló adatai alapján egy ábrát készítettünk, amelynek segítségével láthatóvá tettük a mintavételi helyek között megfigyelt mozgási eseményeket.

A jelölés-visszafogás befejezése után a mintavételi helyeken felmértük a korábbi vizsgálatok során tisztázott lárvális tápnövény magyar aszat (*Cirsium pannonicum*) és a terepnapló alapján legfontosabbnak bizonyult nektárforrás, a magyar szegfű (*Dianthus ponederae*) denzitását. Random módon kijelöltünk 5 db 2×2 m-es kvadrátot, majd ezekben megszámláltuk az előbb említett növényeket. Az értékekből kiszámoltuk, hogy átlagosan hány tő esik egy m^2 -re. A növények denzitása és az utolsó három napon megfigyelt egyedszámok összege között lineáris kevert modell (Linear Mixed Model) segítségével vizsgáltuk, hogy van-e kapcsolat, és ha igen, akkor az milyen erősségű. A modellben a mintavételi helyszínek (Zabanyik-hegy, Jósvafő-szőlőhegy, Borház-tető) random faktorként lettek beállítva. A statisztikai analíziseket az R 2.9.2 programcsomaggal végeztük.

EREDMÉNYEK

A mintavételezés teljes ideje alatt 307 *M. telona kovacsi* és 139 *M. phoebe* egyedet jelöltünk meg, ebből mindössze 12%-ot sikerült visszafognunk. A megjelölt *M. telona kovacsi* egyedek 56%-a nőstény, 44%-a hím volt. A visszafogások során téves határozást nem észleltünk.

A *M. phoebe* az összes mintavételi területen jelen volt, azonban nagyon eltérő arányokban (1. ábra). A legnagyobb eltéréseket a jósvafői Szőlőhegyen kijelölt mintavételi területek mutatták. Ezeken 8%-tól 64%-ig változott a *M. phoebe* százalékos részesedése. A legkisebb eltérést a Borház-tető esetén tapasztaltuk: 56 illetve 54%-ot, viszont itt a két mintavételi hely egymáshoz igen közel található. A Zabanyik-hegyen ez az arány 7–23% között változott.

Összehasonlítva az egyes mintavételi területeken megfigyelt egyedszámokat, azt tapasztaltuk, hogy a vizsgált faj az „A” és a „G” helyen volt legnagyobb egyedszámban jelen, míg a legkisebb egyedszámokat az „N” és a „B” helyeken figyeltük meg (1. és 2. táblázat).

A jelölés-visszafogás során 64 alkalommal figyeltünk meg táplálkozó egyedeket, amelyek 49%-ban nőstények, 51%-ban hímek voltak. Elmondható, hogy ez az arány nem tér el jelentősen az összesen megjelölt egyedek ivararányától (56% nőstény, 54% hím). *Dianthus pontederæ*-n 62 (96%) alkalommal rögzítettünk táplálkozást, egy-egy esetben indás infűn (*Ajuga reptans*) és nagy pacsirtafüvön (*Polygala major*).

A lárvális tápnövény *Cirsium pannonicum* és a szinte egyetlen nektárforrás *Dianthus pontederæ* denzitása, valamint a megfigyelt *M. telona kovacsi* egyedszámok (2. táblázat) kapcsolatának vizsgálatokor mindkét esetben szignifikáns (a tápnövény esetében $p = 0,0002$, $F = 94,7$ míg az imaginális nektárforrásnál $p = 0,0119$, $F=14,9$) bár kissé eltérő erősségű összefüggést találtunk. Érdekes, hogy ha összevetjük a *M. telona kovacsi* és *M. phoebe* arányát a mintavételi helyeken rögzített tápnövény denzitással, akkor azt látjuk, hogy nincsen olyan terület, ahol magas a *C. pannonicum* denzitása és a *M. phoebe* is nagy arányban lenne jelen.

1. táblázat. Az egyes napokon megjelölt *Melitaea telona* (t) és *M. phoebe* (ph) egyedszámok. Néhány területen (nagybetűk) nem tudunk mintát venni az első napon (–).

| dátum | A | | L | | N | | B | | C | |
|----------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| | t | ph | t | ph | t | ph | t | ph | t | ph |
| V.16 | 28 | 4 | – | – | – | – | 10 | 8 | 22 | 0 |
| V.20 | 24 | 5 | 16 | 3 | 7 | 9 | 11 | 5 | 8 | 4 |
| V.22 | 12 | 1 | 1 | 1 | 3 | 5 | 0 | 4 | 6 | 4 |
| V.25 | 6 | 1 | 7 | 6 | 1 | 4 | 1 | 1 | 4 | 0 |
| Összesen | 70 | 11 | 24 | 10 | 11 | 18 | 22 | 18 | 40 | 8 |
| | J | | K | | G | | H | | I | |
| | t | ph | t | ph | t | ph | t | ph | t | ph |
| V.15 | 14 | 13 | 9 | 1 | 27 | 0 | – | – | – | – |
| V.18 | 11 | 22 | 8 | 11 | 15 | 9 | 8 | 2 | 13 | 2 |
| V.21 | 3 | 5 | 4 | 0 | 15 | 4 | 6 | 0 | 4 | 3 |
| V.25 | 1 | 1 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Összesen | 29 | 41 | 21 | 13 | 59 | 13 | 14 | 2 | 17 | 5 |

2. táblázat. Az utolsó három napon megfigyelt *M. telona* egyedek számának összege (N), valamint a *Cirsium pannonicum* (C.p.) és a *Dianthus ponederae* (D.p.) denzitásának értékei az egyes mintavételi helyeken.

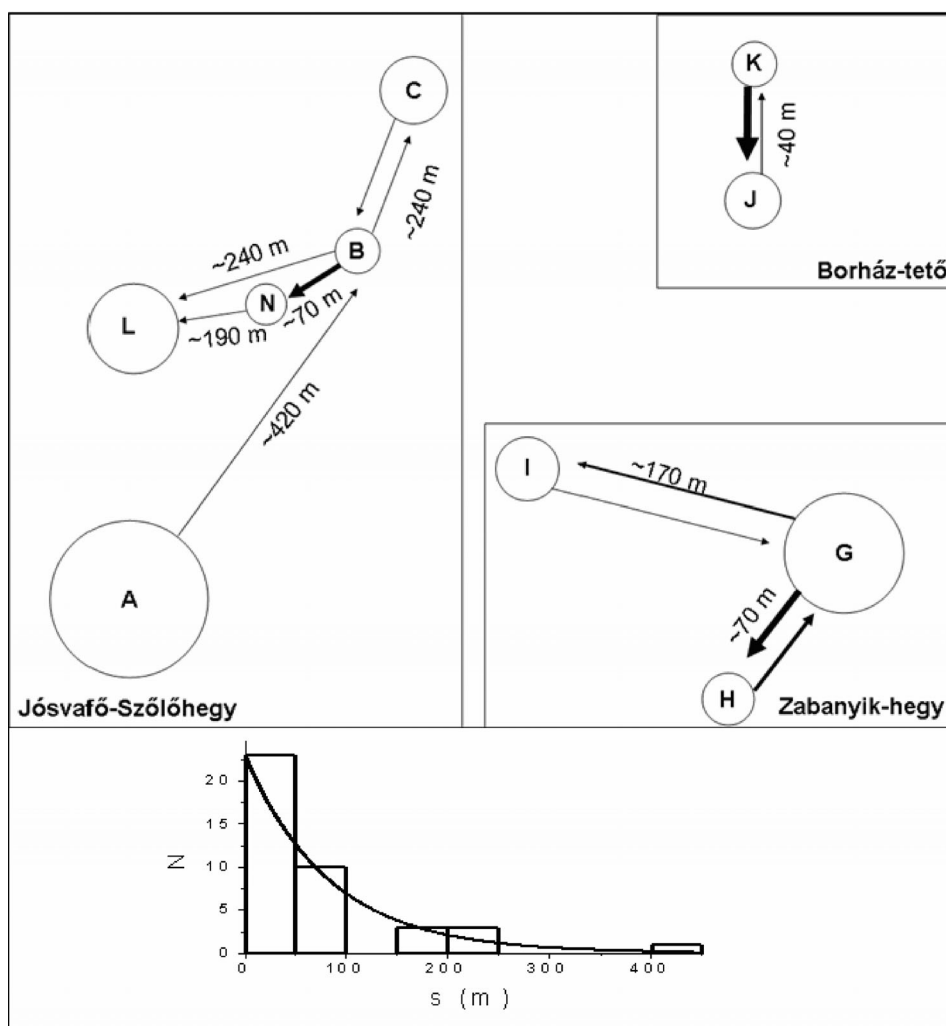
| | N | C.p./m ² | D.p./m ² |
|---|----|---------------------|---------------------|
| A | 42 | 18,9 | 6,2 |
| L | 24 | 5,4 | 3,2 |
| N | 11 | 2,2 | 1,75 |
| B | 12 | 0 | 1,05 |
| C | 18 | 5,35 | 1,85 |
| J | 15 | 0,15 | 1,3 |
| K | 12 | 4,75 | 0,05 |
| G | 32 | 18,65 | 4,95 |
| H | 14 | 4,95 | 2,55 |
| I | 17 | 0,35 | 6,75 |

A megfigyelt 39 mozgási eseményből látható, hogy az egymástól több száz méterre levő mintavételi helyek között is sikerült mozgást kimutatni (2. ábra). A legnagyobb regisztrált távolság 420 m volt. Minél nagyobb a távolság két mintavételi hely között, annál kisebb a megfigyelt mozgási események száma (2. ábra). Természetesen ezek az értékek csak közelítő jellegűek, és a lehető legrövidebb úttal számolnak. A lepkék azonban nem egyenes vonalban mozognak, így ezeknél a becsült értékeknél biztosan nagyobb utak beröpülésével jutottak el egyik pontból a másikba.

ÉRTÉKELÉS

A megjelölt egyedek napi eloszlásából jól látható, hogy a rajzási periódus lecsengő szakaszában végeztük a mintavételezést (1. táblázat). A legideálisabb az lett volna, ha a rajzáscsúcs előtt tudjuk elkezdni a vizsgálatot, azonban ez a száraz, meleg időjárás miatt a vártnál előbb következett be. Ezért feltételezésekre vagyunk utalva, hogy a viszonylag alacsony visszafogási arány a magas hőmérséklet okozta nagyobb mortalitás, vagy inkább a lepkék erős diszperziós képessége miatt következett-e be. A közelrokon réti tarkalepkén *Melitaea cinxia*-n végzett vizsgálatokból kitűnt, hogy az állatok felhős-hűvös időben 12–13 napig képesek életben maradni (Hanski *et al.* 2006). Légkondicionált laboratóriumi viszonyok között (22 C°) mi is hasonló eredményeket kaptunk (Tóth & Varga, személyes megfigyelés). A mintavételi helyeken tavasszal gyűjtött áttelelt hernyókat kineveltük. Ezek a példányok állandó 22 C°-os hőmérsékleten tartva több mint 14 napot éltek túl gyöngyvessző (*Spiraea* sp.) virágain, illetve méz és víz különböző arányú keverékén táplálkozva. Terepi mintavételezéseink ideje alatt viszont száraz meleg idő

uralkodott, 25–30 C° közötti napi maximumokkal és erős inszolációval, amit a vizsgálati helyek expozíciója is erősített. Emiatt a természetben a lepkék valószínűleg kevesebb ideig maradtak életben. Mivel azonban a mintavételezések között 2, max. 4 nap telt el, véleményünk szerint az alacsony visszafogás mégsem elsősorban a magas mortalitással magyarázható. Sokkal inkább azzal, hogy a mozgási



2. ábra. A megfigyelt mozgási események. A körök nagysága a *Meliteae telona* megfigyelt egyed-számmal arányos, míg a vonalak vastagsága a mozgási események gyakoriságával. A távolságok az egyes mintavételi területek középpontjai között mért távolságokat jelentik. Az ábra alján a megfigyelt mozgási események gyakorisága látható (s = távolság méterben kifejezve, N = egyedszám)

események adatai alapján az állatok kevésbé helyhez kötöttek, és mivel az összes mintavételi helyen viszonylag nagy területek állnak rendelkezésre (a faj számára megfelelő vegetációval), így nem meglepő a visszafogások alacsony aránya. Ezekből azt látjuk, hogy az egymástól pár száz méterre levő mintavételi helyek között is van mozgás, az egyedek számára elérhetőek. A faj hosszú távú fennmaradása szempontjából ez fontos lehet különösen olyan élőhelyeken, amelyeknek kisebb-nagyobb részét tavasszal felégetik. Az életmódból adódóan a vizsgált faj, és a hozzá hasonló fejlődési ritmusú más fajok számára is ezek a tüzek különösen veszélyesek lehetnek. Mivel a hernyók a fűavar között telelnek át, a talajszinten táplálkoznak és bábozódnak, így egy-egy ilyen tűz könnyen elpusztíthatja akár az adott élőhelyfolt összes egyedét is. Azonban ha elérhető távolságban vannak olyan foltok, amelyeken a faj képes fennmaradni, lehetséges az újrakolonizálás, így a faj nem fog végérvényesen eltűnni a területről.

Természetvédelmi szempontból egy másik fontos kérdés a vizsgált taxon előfordulásának kapcsolata a *M. phoebe*-vel. A vizsgálat során minden élőhelyen mindkét taxon jelen volt, sőt egyes mintavételi helyeken a *M. phoebe* nagyobb arányban. A vizsgálatok tanulsága szerint ezeken a helyeken a vegetáció különböző okok miatt degradáltabb állapotban volt (pl. intenzív kaszálás – „H”, erős cserjésedés – „I” stb.). Bár laboratóriumi és terepi vizsgálataink is azt mutatták, hogy a *M. phoebe* is képes a *telona* tápnövényén felnőni, mégis azt tapasztaltuk, hogy a *M. telona kovacsi*-hoz képest a *M. phoebe* ott volt a legkisebb arányban jelen, ahol a legmagasabb volt a magyar aszat (*C. pannonicum*) denzitása. Ebből a két taxon populációi közötti kompetícióra lehet következtetni. Ezt közvetve az is igazolja, hogy több évtizedre visszamenő személyes megfigyelések alapján (Varga mscr.) több olyan hely van (pl. a jósvafői Szőlőhegy), ahonnan stabil és erős *M. telona kovacsi* populációról van információnk. Gyűjteményi példányok igazolják, hogy a *M. phoebe* is mindig jelen volt ezeken az élőhelyeken, illetve ezek közelében, mégsem volt képes kiszorítani a területről a *M. telona kovacsi*-t. Ebből arra következtethetünk, hogy a megőrzendő Kovács-tarkalepke populációk fennmaradásának első számú feltétele a lárvális tápnövény erős állománya, illetve az ennek megfelelő természetközeli gyepszerkezet.

További izgalmas kérdés a hibridizáció lehetősége. Az enzimpolimorfizmus vizsgálatok semmi jelét nem mutatják a két faj hibridizációjának (Pecsenye *et al.* 2007). Ez azonban nem azt jelenti, hogy nem is párosodnak egymással. Feltételezhető, hogy a hibridek sterilek (esetleg már a peték is) vagy csökkent viabilitásúak. Lehetséges, hogy a két taxon között úgynevezett reprodukív interferencia áll fenn (Groening & Hochkirch 2008), és ez magyarázza, hogy a *M. telona kovacsi* néhány korábban ismert élőhelyéről eltűnt, illetve hogy ott jelenleg már *M. phoebe* populáció tenyészik, pl. a Bükk hegység néhány pontján (Hór-völgy). Ezeknek a kérdéseknek a tisztázása mindenképpen további vizsgálatokat igényel.

A vizsgálataink azt mutatják, hogy szoros kapcsolat van a *M. telona kovacsi* megfigyelt egyedszámai, a *Cirsium pannonicum* és a *Dianthus pontederæ* denzitása között. Bár a kapcsolat mindkét esetben szignifikáns, a kapcsolat a lepke és a lárvális tápnövény között bizonyult szorosabbnak. Ezért kimondható, hogy a Kovács-tarkalepke jelenlétének a lárvális tápnövény jelentős denzitása limitáló tényezője. Szintén szignifikáns a kapcsolat a lepke és a szinte egyedüli nektárforrás jelenléte között. Az esetek jelentős részében (96%) magyar szegfű (*Dianthus pontederæ*) figyeltünk meg táplálkozó egyedeket, annak ellenére, hogy a mintavételi területeken számos más virágzó növény is rendelkezésre állt, pl. *Campanula sibirica* (pongyola harangvirág), *Cytisus procumbens* (sziklai zanót), *Genista tinctoria* (festő rekettye), *Helianthemum ovatum* (közönséges napvirág), *Inula ensifolia* (kardos peremisz), *Lotus corniculatus* (szarvas kerep), *Onobrychis arenaria* (homoki baltacím), *Polygala major* (nagy pacsirtafű), stb. A csapadék nélküli, száraz tavasz miatt csekély számban és sokszor csak a rajzási időszak után virágoztak olyan növények, mint amilyen a *Jurinea mollis*, a *Centaurea scabiosa* vagy a *C. pannonicum*, amelyek az előző években többször figyeltünk meg táplálkozó egyedeket. Ezek alapján látható, hogy hiba lenne azt a következtetést levonni, hogy a faj nektárforrás specialista. Ezt bizonyítja az is, hogy a *M. phoebe* egyedek is kizárólag a *D. pontederæ* virágain figyeltük meg táplálkozás közben, pedig erről a fajról tudjuk, hogy alföldi élőhelyein rendszeresen használ más nektárforrásokat (pl. ligeti zsálya – *Salvia nemorosa*), továbbá olyan élőhelyeken is előfordul, ahol az előbb említett nektárforrás hiányzik.

Ahhoz, hogy teljesebb képet kapjunk a nektárforrás preferenciáról, mindenképpen érdemes lenne megismételni a vizsgálatot egy olyan évben, amelynek az időjárási viszonyai átlagosabbak. Egészen más a helyzet a lárvális tápnövénnyel kapcsolatban. Erre nézve, mint már a bevezetőben is említettük, a *M. telona kovacsi* valóban specialista. Minden eddigi adat azt támasztja alá, hogy a faj kizárólag olyan helyeken tenyészik, ahol a *C. pannonicum* is előfordul.

Összességében elmondható, hogy a *M. telona kovacsi* kevésbé helyhez kötött, mint ahogyan azt elterjedése és tápnövény specializációja alapján vártuk. Ezt a jövőben tervezett kutatásoknál érdemes figyelembe venni. Amennyiben növelni akarjuk a visszafogások számát, hogy pontosabb képet kapjunk a diszperziós képességről vagy a populációk méretéről, jobban le kell tudnunk fedni mintavételi kvadrátokkal az élőhelyeket. A vizsgálatunk tanulsága szerint csak olyan foltokat érdemes kiválasztani, ahol a tápnövény állománya sűrű. Ez nemcsak amiatt tűnik célszerűnek, mert az ilyen jellegű helyeken figyelhetjük meg a legnagyobb egyedszámokat, hanem azért is, mert ezeken a foltokon a legkisebb a feltételezhetően kompetítor *M. phoebe* aránya.

*

Köszönetnyilvánítás – Szeretnénk köszönetet mondani mindazoknak, akik nélkülözhetetlen segítséget nyújtottak a terepi munkában: Wendy Astill, Karen Aylward, Tim Baker, Jonathan Bradley, Jess Chappell, Richard és Ann Collier, Sam Hyde-Roberts, Stephanie Rogers, Linda Meadows, Richard Muirhead, David Norfolk és Tim Thomas. Külön köszönet illeti Kathy Henderson-t és Nigel Spring-et, valamint az ANP munkatársait, Huber Attilát, Farkas Rolandot és Boldogh Sándort, akik a szervezésben voltak segítségünkre. A vizsgálatot az European Conservation Action Network támogatta. Báldi András, Kőrösi Ádám és egy anonim bíráló segítette a kézirat jobbításában.

IRODALOMJEGYZÉK

- Groening, J. & Hochkirch, A. (2008): Reproductive interference between animal species. – *The Quarterly Review of Biology* **83**: 257–282.
- Hanski, I., Saastamoinen, M. & Ovaskainen, O. (2006): Dispersal-related life-history trade-offs in a butterfly metapopulation. – *J. Anim. Ecol.* **75**(1): 91–100.
- Leneuve, J., Chichvarkhin, A. & Wahlberg, N. (2009) Varying rates of diversification in the genus *Melitaea* (Lepidoptera: Nymphalidae) during the past 20 million years. – *Biol. J. Linn. Soc.* **97**: 346–361.
- Pecsenye, K., Bereczki, J., Tóth, A., Meglécz, E., Peregovits, L., Juhász, E. & Varga, Z. (2007): A populációstruktúra és a genetikai variabilitás kapcsolata védett nappalilepke-fajainknál. – In: Forró, L. (szerk.): *A Kárpát-medence állatvilágának kialakulása*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 241–260.
- Ricketts, T. H. (2001): The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. – *Am. Nat.* **158**: 87–99.
- Russel, P., Tennent, W. J., Pateman, J., Varga, Z., Benyamini, D, Pe'er, G., Bálint, Zs. & Gascoigne-Pees, M. (2007): Further investigations into *Melitaea telona* Fruhstorfer, 1908 (= *ogygia* Fruhstorfer, 1908 = *emipunica* Verity, 1919) (Lepidoptera: Nymphalidae), with observations on biology and distribution. – *Entomologist's Gazette* **58**: 137–166.
- Schmitt, T., Varga, Z. & Seitz, A. (2000): Forests as dispersal barriers for *Erebia medusa* (Nymphalidae, Lepidoptera). – *Basic and Applied Ecology* **1**: 53–59.
- Scott, J. A. (1975): Flight patterns among eleven species of diurnal lepidoptera. – *Ecology* **56**: 1367–1377.
- Tischendorf, L. & Fahrig, L. (2000a): On the usage and measurement of landscape connectivity. – *Oikos* **90**: 7–19.
- Tóth, J. P. & Varga, Z. (2010) Morphometric study on the genitalia of sibling species *Melitaea phoebe* and *M. telona* (Lepidoptera: Nymphalidae). *Acta zool. hung.* **56**: 273–282.
- Tscharntke, T. & Brandl, R. (2004): Plant insect interaction in fragmented landscapes. – *Annu. Rev. Entomol.* **49**: 405–430.
- Varga, Z. (2008): A Kovács-tarkalepke (*Melitaea telona kovacsi* Varga, 1967) a Kárpát-medencében. – In: Forró, L. (szerk.): *A Kárpát-medence állatvilágának kialakulása*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 143–152.
- Varga, Z., Szabó, S. & Kozma, P. (2005): *Melitaea ogygia kovacsi* Varga, 1967 (Lepidoptera, Nymphalidae) in the Pannonian region: taxonomy, bionomy, conservation biology. – In: Kühn, E., Feldmann, R, Thomas, J. & Settele, J. (eds): *Studies on the Ecology and Conservation of butterflies in Europe. Vol. I. General concepts and case studies*. Pensoft, Sofia–Moscow, pp. 65–68.

- Wahlberg, N. (2001): The phylogenetics and biochemistry of host-plant specialization in Melitaeine butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae). – *Evolution* **55**(3): 522–537.
- Wratten, S. D., Bowie, M. H., Hickman, J. M., Evans, A. M., Sedcole, J. R. & Tylianakis, J. M. (2003): Field boundaries as barriers to movement of hover flies (Diptera: Syrphidae) in cultivated land. – *Oecologia* **124**: 605–611.

SURVEY OF DISPERSION ABILITY AND HABITAT SELECTION
OF *MELITAEA TELONA KOVACSI* VARGA, 1967 (LEPIDOPTERA:
NYMPHALIDAE) IN THE AGGTELEK-KARST AREA

Tóth, J. P., Bereczki, J. and Varga, Z.

*Department of Evolutionary Zoology and Human Biology, University of Debrecen
H-4032, Egyetem tér 1, Debrecen, Hungary. E-mail: acutiformis@yahoo.com*

Melitaea telona kovacsi is a significant species for nature conservation. The known range has shown remarkable regression in Hungary. In order to conserve this species it is important to collect basic biological information. Dispersal ability and movement patterns can considerably vary between species. These can be studied with the traditional capture-recapture method.

307 *M. telona* and 139 *M. phoebe* individuals were marked and 12% recaptured during May 2009 in ten sample quadrats. We estimated the densities of the food plant (*Cirsium pannonicum*) and of the most important nectar source (*Dianthus pontederiae*).

M. telona is less localized: the species is able to reach habitat patches several hundred metres distant. It tends to occur in high numbers where the food plant has a significant density. In these sites, fewer *M. phoebe* were found, while they were shown in higher numbers in the degraded habitats. Our data suggests that the density of the food plant is more limiting than the density of nectar sources in habitat selection by *M. telona*.

Keywords: capture-recapture, *Melitaea telona*, *Melitaea phoebe*, nectar source, food plant, dispersal.

A darvak éjszakázóhely-választása a hortobágyi Kondás tavon

Schmidt Júlia^{1,3}, Breznai Judit¹, Végvári Zsolt² és Barta Zoltán¹

*¹Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék
Viselkedésszociológiai Kutatócsoport, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.*

*²Természetvédelmi Zoológiai Tanszék, Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság – Debreceni
Egyetem, 4024 Debrecen Sumen u. 2.*

³E-mail: juli@vocs.unideb.hu

Összefoglaló: Számos vizsgálat alapján az éjszakázóhelyek biztonsága, megőrzése fontos szerepet játszik az éjszakát ott töltő fajok populációinak védelmében. Éppen ezért kiemelt fontosságú megismerni, hogy pontosan milyen folyamatok játszódnak le az éjszakázóhelyek elfoglalásakor, vannak-e preferált magterületek, illetve mennyire határozzák meg e magterületek a benépesülési folyamatokat. A darvak kiváló alanyai az ilyen típusú megfigyeléseknek, mert csoportosan pihennek és táplálkoznak, nagytestűek, és éles „krúgató” hangjukról könnyen megtalálhatóak már messziről. E madarak éjszakai pihenőhely használatáról az éjszakázóhelyeken belül eddig kevés információnk van, ezért fontos, hogy megismerjük az éjszakázóhelyre való betelepülés térbeli és időbeli változását, valamint az esetlegesen erre ható zavaró tényezőket, melyek befolyásolhatják a behúzás természetes folyamatát. A vizsgálatainkat 2007-ben végeztük Hortobágyon a Kondás nevű halastavon. Eredményeink alapján az éjszakázóhelyre való tömeges beérkezés ideje a borultsággal van összefüggésben. A tavon elfoglalt helyek térbeli és időbeli elhelyezkedése során megfigyeltük, hogy az első beszálló darvak kijelölik a később használt területeket, és az utánuk érkező csapatok az elsők mellé szállnak. Az első beszállások mintázata jól mutatja a madarak által előnyben részesített területeket: a nád-szegélyt, és a középső sziget környékét. Tapasztalataink szerint a fő zavaró tényezőt az antropogén hatások jelentik, mert az esetleges predátorok megjelenése nem zavarta a darvakat, viszont az ember által okozott zavarás jelentősen hatott a betelepülő madarakra.

Kulcsszavak: Hortobágy, darvak, éjszakázóhely, zavarás

BEVEZETÉS

A csapatos pihenés gyakori jelenség a madaraknál, de előfordul számos főemlősnél (Anderson 1998) és denevérnél (Lewis 1995, Wilkinson 1995) is. A csapatban való tartózkodás hatékonyabb védelmet nyújthat a ragadozók ellen, pl. a társak közötti megbúvás, a ragadozók közös elriasztása révén (Beauchamp 1999). Willis (1972) volt az első, aki fölvetette, hogy a csapatosság legfontosabb szerepe a predációs veszély csökkentése. Beauchamp (2004) tanulmánya, amely a szigeteken és szárazföldeken élő madárfajok összehasonlító elemzésével foglalkozik, azt találta, hogy a szigeteken a csapatosságot költséges fenntartani, mivel megnő a

táplálékért való küzdelem, és még mérsékelt predációs nyomás mellett is jobban járnak az egyedek, ha átváltanak a magányos életmódra. Ezzel ellentétben a szárazföldi madaraknál a nagy predációs nyomás miatt érdemes csapatban tartózkodni.

A predációs veszély csökkentése mellett egyéb előnyök is származhatnak a csoportos viselkedésből. Ilyen lehet a termoregulációs költségek csökkentése összebújás révén (McGrowan *et al.* 2006). Megfigyelték emellett, hogy az együtt pihenő madarak elsősorban növényi táplálékot fogyasztanak. A növényevés tehát egy olyan faktor lehet, ami esetén a csoportos pihenés még előnyösebb (Beauchamp 1999). Azonban számos dögevő fajnál is megfigyelhető ez a viselkedés, mint pl. a varjúfélék és a keselyűk esetén, amely fajok adaptálódtak a rövid ideig létező, de bőséges, lokálisan felhalmozott táplálékforráshoz. Az ilyen állatok számára a lényeges probléma az, hogyan találják meg a táplálékforrásokat. Ha egyszer már megtalálták a táplálékuk helyét, az – legalábbis rövid időre – rendszerint bőséges táplálékot nyújt nekik.

Ward és Zahavi (1973) azt feltételezte, hogy a madarak közös pihenőhelyei „információs központot” képviselnek, ahol néhány jó táplálékforrást találó egyed követi a többi egyedet a következő napon. Elgondolásuk abból indult ki, hogy az eredménytelenül körbepülő madár hamar visszatér a pihenőhelyhez, és arra vár, hogy a táplálkozó helyekről sikerrel visszatért egyedeket kövesse. Az „információs központ” hipotézis fő problémája azonban, hogy csoport szelektív érveken alapul. Miért érne meg a sikeresen táplálkozó egyedeknek, hogy a sikertelenek („csalók”) követik a táplálékforráshoz ezáltal kompetíciót okozva nekik? Egy nagy csoportban tehát valószínűtlenné válik a „csalók” detektálása. Ebből a problémából kiindulva Richner és Heeb (1995) azt ajánlotta, hogy az éjszakázóhelyek valójában „toborzóközpontok”, ahol a sikeresen táplálkozók felrepülésekkel (reklámozással), amelyek igen költséges bemutatók és felfoghatók őszinte jelzésnek, toborozzák a társaikat, akik ha követik a jelzőket a felrepülések során, ugyanannyit fognak nyerni a táplálékforrásból, mint a sikeresen táplálkozott társaik. A fentiek alapján Wright és munkatársai (2003) ötletes megfigyelésükkel írták le a csoportos előpihenő és pihenőhely elhelyezkedését, és a csoport szerkezetét hollóknál (*Corvus corax* L., 1758). Vizsgálatuk során azt tapasztalták, hogy azok a domináns egyedek, amelyek a pihenőhelyektől különböző távolságokra kihelyezett dögöket megtaláltak, az előéjszakázó helyen „toborozták” a fajtársaikat azért, hogy a dögökhöz „vezessék” őket. A toborzás révén a dögön megnövekedett egyedszám ugyanis megnövelte annak valószínűségét, hogy ezek a fiatal madarak képesek voltak megvédeni a táplálékot a rezidens idősebb madarakkal szemben. Sonnerud és munkatársai (2002) azt feltételezik, hogy az előéjszakázó terület valójában egy táplálkozó terület, ami közel van az éjszakázóhelyhez, és információt is közvetít a fő táplálkozósi területről. Beauchamp (1999) összehasonlító vizsgálatának ered-

ményei is azt mutatják, hogy a megnövekedett táplálkozási hatékonyság kulcsképező lehetett a csoportos pihenés kialakulásában számos madárfajnál.

Az eddigiekből is látszik, hogy a csoportos pihenőhelyek, éjszakázóhelyek nagyon fontos szerepet játszanak a madarak életében. Zavartalanságuk megőrzése, esetleg új éjszakázóhelyek kialakítása kulcsfontosságú lehet egy-egy faj védelme szempontjából. Éppen ezért kiemelt fontosságú megismerni, hogy pontosan milyen folyamatok játszódnak le az éjszakázóhelyek elfoglalásakor, vannak-e preferált „magterületek”, illetve mennyire határozzák meg e magterületek a benépesülési folyamatot. A darvak kiváló alanyai az ilyen típusú megfigyeléseknek, mivel csoportosan pihennek és táplálkoznak, éles „krúgató” hangjukról könnyen felismerhetők már messziről, valamint nagytestűek (vagyis jól megfigyelhetők). A Magyarországon átvonuló darvak egyedszáma a kilencvenes évek elejétől kezdve erősen megnövekedett, a szakemberek egyre több pihenőhelyet találnak hazánkban (Végvári és munkatársai 2003). Egy adott pihenőhely tulajdonságairól viszont eddig kevés információnk van, ezért célszerű, hogy megismerjük az éjszakázó helyre való betelepülés térbeli és időbeli dinamikáját, valamint az esetlegesen erre ható zavaró tényezőket, melyek befolyásolhatják a behúzás természetes folyamatát.

A fentiek értelmében a jelen vizsgálatunk céljai a következők voltak: (1) megfigyelni a beszállások kezdeti idejét, valamint az ezeket befolyásoló tényezőket, (2) hogyan változik az éjszakázóhelyre beszálló darvak térbeli elhelyezkedése az éjszakázóhelyen belül az idő függvényében, (3) vannak-e preferált foltok az éjszakázóhelyen belül.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A vizsgált faj

A daru (*Grus grus* L., 1758) nagytestű palearktikus elterjedésű vízimadár, főleg a tajga és a lombhullató övben fészkel. A költési időben kedveli a mocsarakat, lápokot, törpecserjéseket, ahol általában kisebb tavak találhatóak, ekkor az itt található növényekkel és gerinctelen állatokkal táplálkozik. A párok általában magányosak és nagy költőterülettel rendelkeznek. A fiókákról mindkét szülő gondoskodik. A családi kötelék rendszerint a telelőhelyen bomlik fel, de előfordulhat, hogy tavaszig is a szülőkkel maradnak a fiatalok. Az év nagy részében csapatosan élnek, és jelentős csoportokban vonulnak a megállóhelyen keresztül a telelőhelyre. Középtávú vonulók. Az európai darvak két nagy és egy kisebb migrációs utat használnak, egy délkeleti és egy délnyugati irányba haladó útvonalat. A délkeleti útvonalon vonul a finn, lengyel és az orosz populáció. Ezen állomány nagyobb része Tunéziában tölti a telet, a kisebbik része pedig, az Oroszországból és Fehérorosz-

országból érkezők Egyiptomban, a Nílus völgyében telelnek. Már júliusban elkezdhetnek vonulni, októberben pedig elérhetik a Földközi-tenger vidékét (Cramp 1998). A délnyugati útvonal Spanyolországon keresztül vezet; ez nem érinti Magyarországot.

A vonulás során az egyik legfontosabb tényező az energia tartalékok fenntartása, amiben nagy szerep jut a megállóhelyeknek. A darvak fő táplálkozási helyét ősszel, a vonulás során a mezőgazdasági területek adják. A madarak sokszor keresnek olyan táplálékfoltokat, amelyeket már más fajtársaik is használnak. Pihenőhelyül mocsaras területeket, vagy lecsapolt halastavakat választanak (Végvári & Tar 2002). Magyarországra a darvak szeptember első felében érkeznek, majd folyamatosan növekszik az egyedszámuk október végéig, november elejéig. A fagyok megérkeztével nagy csapatokban kezdenek vonulni a telelőhelyre. A hazánkban átvonuló darvaknak kb. 95%-a Hortobágy területén éjszakázik (Fintha 1993).

Terület

A vizsgálatot a Hortobágy-Halastó nevű településtől 7 kilométerre lévő Kondás nevű részlegesen lecsapolt halastavon (47,50°N, 21,10°E) végeztük 2007-ben október 4. és november 20. között, összesen 28 alkalommal. A halastó területe 470 ha, amely a déli és keleti részét kivéve füves pusztával van körülvéve, mely a darvak gyülekező helyeként szolgálhat. A tó gátjait nádas szegélyezi, a 470 hektáros területnek körülbelül a fele nyílt víztükör, amelyből szigetek emelkednek ki. A Kondás a Hortobágyi Nemzeti Park (HNP) részeként védett terület és egyben a Ramsari Egyezmény hatálya alá is tartozik. A kilencvenes évek közepétől a HNP természetvédelmi előírásai között szerepelt a daru-pihenőhelyek biztosítása csapolással a Hortobágyi Halastavakon. A terület jelentős megállóhelyeként szolgál a költőhelyről a telelőhelyre vonuló madarak számára: a tavon a megfigyelt darvak száma egyes években meghaladta az 50 000-et.

Adatok gyűjtése

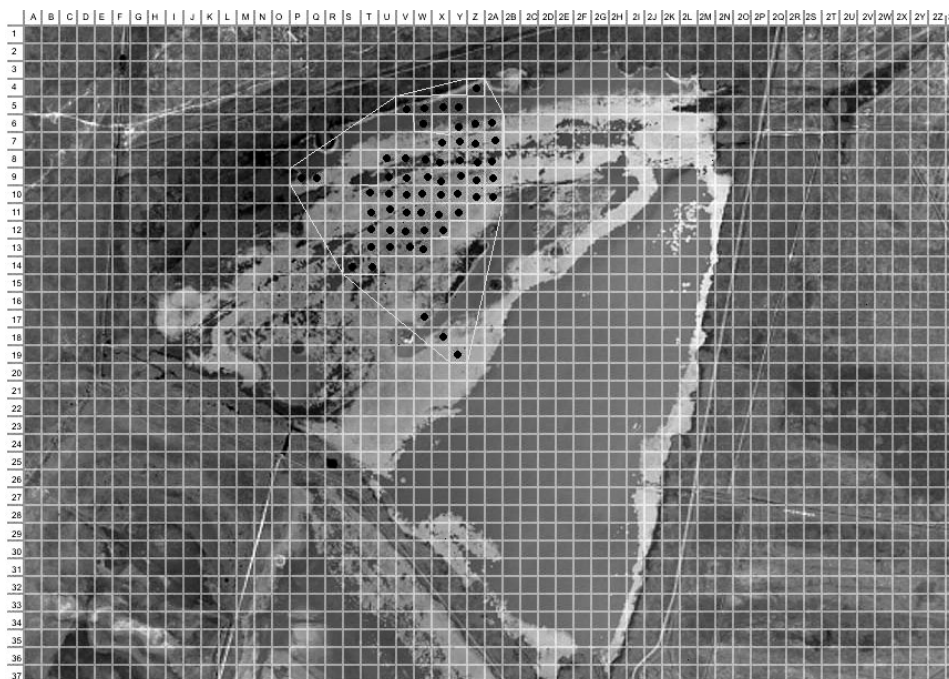
A madarakat a Kondás dél-nyugati részén álló madárlesről távcsővel figyeltük. A megfigyeléseket az éjszakázó helyre való első behúzás előtt kezdtük. Az első beérkező csapatától kezdve negyedóránként a következőket rögzítettük: a Kondás térképére felrajzoltuk a beérkező csapatok helyét, megbecsültük a beérkező darvak számát, valamint rögzítettük a környezeti paramétereket (hőmérséklet, borultság, szél, csapadék, napnyugta ideje). A megfigyeléseinket addig folytattuk, amíg a fényviszonyok azt lehetővé tették.

A Kondásról készült légifotóra egy négyzethálót illesztettünk, és erre a térképre vittük fel a terepen rajzolt foltokat (1. ábra). A 28 nap minden negyedórájában megjelenő foltokat, valamint a Kondás nádszegélyének koordinátáit táblázatkezelő programban rögzítettük.

Statistikai analízis

A környezeti paraméterek hatását a tömeges beszállás időzítésére varianciaanalízissel (ANOVA) és Pearson-féle korrelációs teszttel vizsgáltuk, mivel mind a beszállás ideje, mind a környezeti változók normál eloszlásúak voltak.

A beszálláskor megjelenő foltok térbeli és időbeli elrendeződésének vizsgálatát Wilcoxon páros teszttel végeztük. Ennek során összehasonlítottuk a darvak által elfoglalt négyzeteknek előző időpontban foglalt négyzetektől való távolságát, mind a valós adatok, mind véletlenszerűen kiválasztott négyzetek esetében. A páros tesztben az így kapott távolságok naponkénti átlagai szerepelnek mintapárokként. Ezzel az eljárással azt vizsgáltuk, hogy mennyire független az adott időpontban elfoglalt négyzetek helyzete az előző időpontban elfoglaltak helyzetétől.



1. ábra. A Kondás légifotója négyzethálóval fedve (egy négyzet 65×65 m). Foltok helyzete az utolsó negyedórában egy nap (2007. október 4.) megfigyelése során.

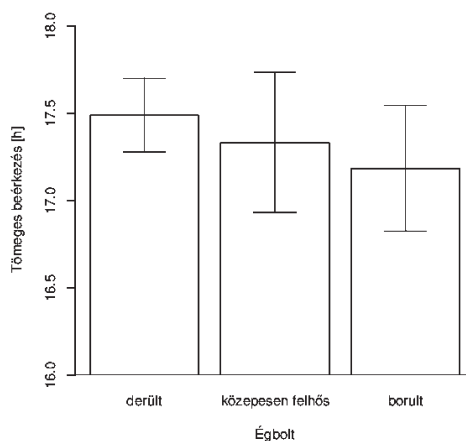
Végül Kruskal-Wallis teszttel vizsgáltuk, hogy a beszállás kezdetén sokszor elfoglalt négyzeteket a megfigyelés végén is sokat használták-e a darvak. A számításokat az R statisztikai környezetben végeztük (R Development Core Team 2008).

EREDMÉNYEK

A környezeti paraméterek közül egyedül csak a borultságnak volt szignifikáns hatása a beérkezés idejére: felhős időben a darvak korábban szálltak be az éjszakázóhelyre (ANOVA $F_{2,23} = 4,04$, $p = 0,031$; 2. ábra).

Az 3. ábra bal felső része mutatja, hogy az első beszállók mintegy kijelölik a később használt területeket. Jól látszik, hogy az első negyedórákban megjelenő foltok távol esnek egymástól. Kialakulnak a gócpontok az első beszállások helyein, majd dinamikusan nőnek az egymást követő negyed órákban, ezáltal a foltok közti távolság egyre csökken. A megnövekvő egyedsűrűség miatt újabb területeket jelölnek ki a madarak, melyek mellé a később behúzó egyedek szállnak, a foltok ekkor elnyúlnak, és az általunk feljegyzett utolsó beszállás időpontjában összeérnek (3. ábra jobb alsó része).

A valóságban elfoglalt és véletlenszerűen kiválasztott négyzetek távolsága az előzőleg elfoglalt négyzetektől szignifikánsan különbözik (Wilcoxon páros teszt: $W = 0$, $p < 0,001$; 4. ábra), vagyis a darvak közelebb szállnak le az éjszakázóhelyen már ott lévő madarakhoz, mint amit a véletlen alapján elvárnánk.

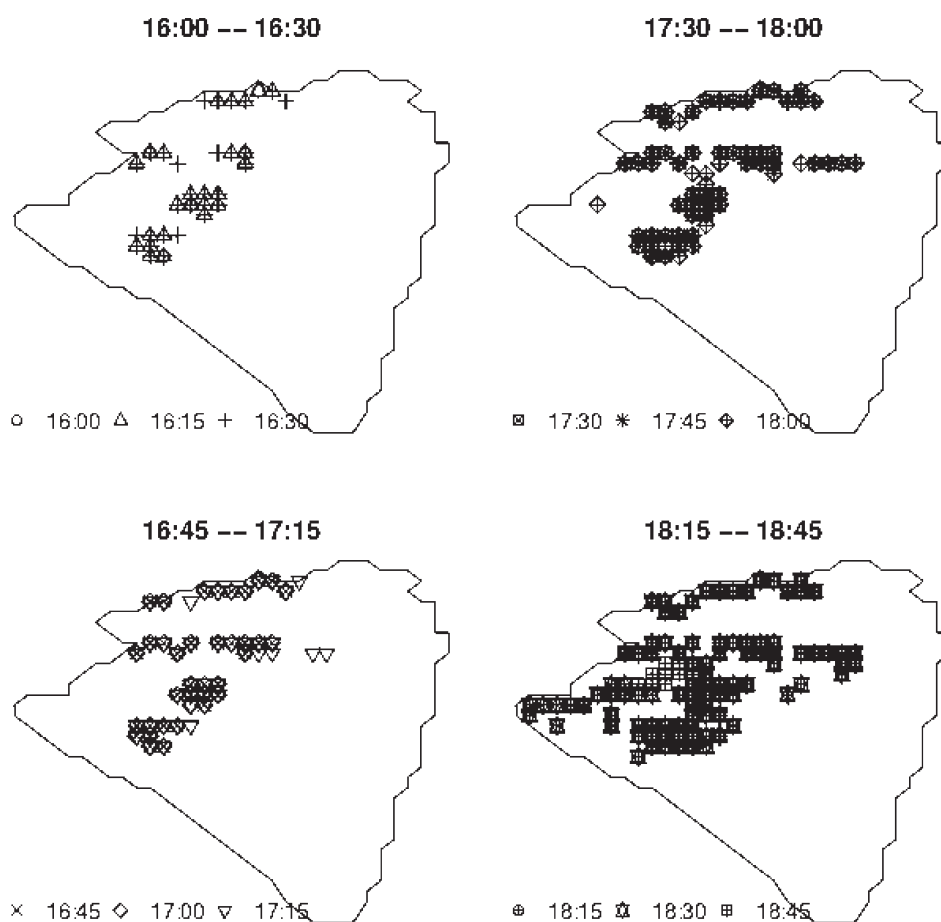


2. ábra. A tömeges beérkezés és a borultság közti összefüggés. A tömeges beszállás időzítése (a 28 nap során azokat a negyedórákat vettük figyelembe, amikor a beérkező darvak egyedszáma hirtelen megnőtt (minimum 100%-al) az előző negyedórához képest, majd a következő negyedórákban folyamatosan nőtt). Az ábrán a tömeges beérkezés idejének átlaga \pm SD szerepel.

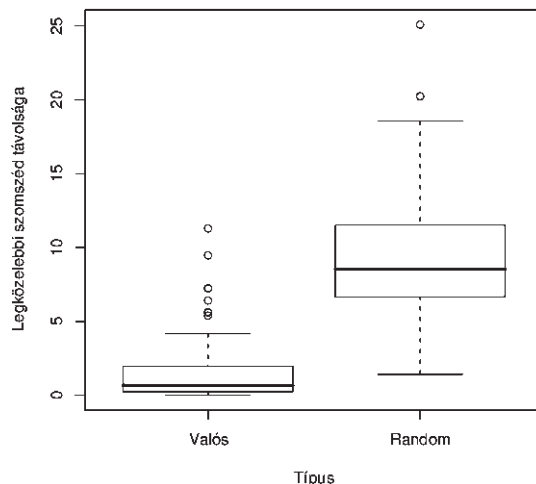
A kezdeti használat gyakorisága, amely megadja, hogy egy négyzetet hány-szor foglaltak el a darvak az első beszállások során, prediktálja az utolsó használat gyakoriságát, tehát a darvak kitartanak az elsőként választott foltok mellett (Kruskal-Wallis teszt, $\chi^2 = 44$, $df = 3$, $p < 0,001$; 5. ábra).

DISZKUSSZIÓ

Megfigyeléseink során azt tapasztaltuk, hogy októberben, amikor hosszab-bak a nappalok és magasabb a hőmérséklet, a madarak napnyugta előtt érkeztek

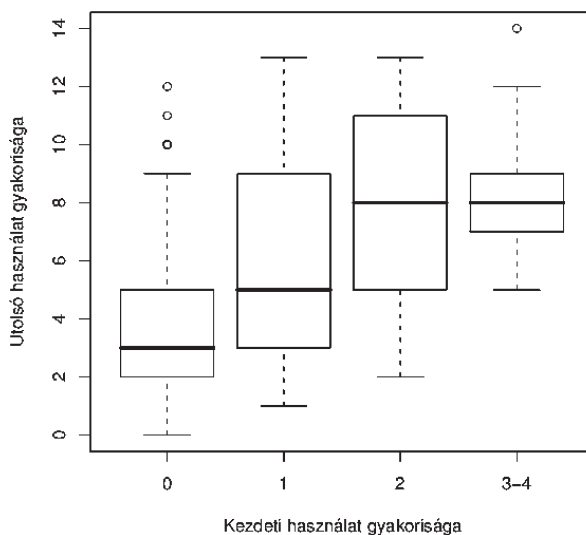


3. ábra. Egy adott nap (2007. 10. 11.) a darvak által elfoglalt foltok térbeli és időbeli eloszlása a Kondáson a betelepülés folyamatának illusztrálására.



4. ábra. Az adott megfigyelési periódusban elfoglalt pontok minimális távolsága az előző megfigyelési periódus alatt (15 perccel korábban) elfoglalt pontoktól valós és véletlenszerűen kihelyezett pontok esetén.

be, míg novemberben, amikor a nappalok rövidülnek, és csökken a hőmérséklet, a beérkezés ideje napnyugta körül volt. Más madárfajoknál is megfigyelték, hogy a környezeti faktorok szezonális változása befolyásolja az éjszakázóhelyre való beérkezés időpontját (Janicke & Chakarov 2006). Mivel a nappalok rövidülésével a napi aktivitásra fordítható idő csökken, a madarak maximalizálják a táplálkozó he-



5. ábra. Az kezdeti és utolsó folhasználat gyakorisága közötti összefüggés (a 28 nap adatára számolva).

Ilyen eltöltött idejüket, és nem a napnyugtához kötik a beérkezésüket. A vizsgált környezeti tényezők közül egyedül a borultság befolyásolta az éjszakázóhelyre való betelepülés időpontját, mivel borult időben hamarabb szálltak be a tóra a darvak. Erre egy lehetséges magyarázat lehet Alonso és munkatársai (1985) felvetése, amely szerint a gyengébb fényviszonyoknál már nem tudják a madarak hatékonyan megtalálni a táplálékot, így a táplálék elérhetőség és a borultság együttesen egy limitáló tényezőt jelent a napi aktivitás beosztása során (Tieleman *et al.* 2003).

A tóra való betelepülés során az első beszállók meghatározzák a további betelepülő helyét, mivel az újonnan beérkező darvak a tavon lévő csapatok mellé szálltak. Hasonló viselkedést figyeltek meg szitakötőknél (*Hetaerina americana*). Grether és munkatársai (2000) szitakötő maketteket helyeztek el a szitakötők territóriumára és vadászterülete környékén, ezzel vizsgálva, hogy a fajtársak jelenléte elég vonzó-e az éjszakázóhely kialakításában. A szitakötők a makett mellé szálltak, és egyre többen csoportosultak köré. Pár nap múlva elvették a maketteket, de az együtt éjszakázó egyedek mégis ott maradtak a pihenőhelyen. Az éjszakázóhelyhez való hűségnek két magyarázó oka lehet: elsőként, mint optimális hely jelenik meg a táplálkozó területhez való távolsága miatt, másodsor, mert ugyanannak a helynek a használata előnyös lehet, hiszen nem kell újat keresniük napról napra az állatoknak. Grether és munkatársai (2000) ötletes kísérletéből kiindulva a jövőbeli célunk az, hogy daru maketteket helyezünk ki a Kondásra különböző élőhely-foltokba, így tesztelnénk a fajtársak vonzerejét, valamint az élőhelyválasztás preferenciáját.

Vizsgálatainkból kiderül, hogy az első beszállások alkalmával vannak olyan helyek, amelyeket gyakrabban használnak a darvak. Ilyen volt a tó szélén lévő nádszegély, valamint a tóból kiemelkedő szigetek környéke. Az éjszakázóhely kiválasztásának legfontosabb szempontja a vízellátottság mértéke, a víz nem lehet mélyebb 40 centiméternél (Végyvári & Tar 2002). Az első beszállások alkalmával a madarak inkább a szárazulatok környékét választották a Kondáson, amelyeket vízszegélyek vettek körül. Az éjszakázóhely kiegészítő táplálkozóhelyként is szolgálhat a madaraknak, a víz közelsége pedig ivóhelyet és védelmet jelent. Egy másik fontos tényező a tó beláthatósága. Tortosa és Villafuerte (2000) megfigyelte, hogy a darvak olyan területeket választottak táplálkozó- és pihenőhelyül, amelyeket jól beláttak, ez magyarázatot adhat arra, hogy a Kondáson a madarak a tó középpontja táján csoportosultak. A nádszegély azonban nem rendelkezik ilyen tulajdonságokkal, viszont az emberek által zavart gátaktól a legmesszebb helyezkedik el. Feltételezhető tehát, hogy a beláthatóság és a zavartalanság együttesen határozzák meg a darvak éjszakázóhelyen belüli elhelyezkedését.

Végyvári (2002) megfigyelte, hogy a nagyobb csapatok az éjszakázóhelyhez közelebb táplálkoznak. A Kondás jelentősége abban rejlik tehát, hogy viszonylag közel helyezkedik el a mezőgazdasági területekhez, valamint a Hortobágyi-halastavak tagjaként, az ország legnagyobb mesterséges halastórendszerének a része,

ezáltal óriási madártömegek tudnak összegyűlni a területen. A teljes magyarországi daru populáció 75–85%-a tartózkodik a Kondáson. Az első őszi fagyok beálltával egyre több madár indul el a telelőhely felé, a még itt maradt darvak pedig egyre inkább a Kondásra koncentrálnak.

Terepi tapasztalataink szerint a fő zavaró tényezőt az antropogén hatások jelentik. Az esetleges predátorok megjelenése nem zavarta a darvakat, számos alkalommal láttunk a területen vaddisznókat, valamint rókákat, melyek semmilyen menekülési reakciót nem váltottak ki a darvakból (egyetlen alkalommal láttuk, hogy a darvak fölött elrepülő réti sasok felzavarták a madarakat). Ezzel szemben az ember által okozott zavarás igen jelentősen hat az állatokra. Megfigyeltük például, hogy a madárlesekről fényképezőgéppel vakuzó emberek hatására az összes betelepült daru felszállt a tóról, megzavarodva köröztek felette, majd előfordult, hogy kiszálltak az előéjszakázó helyre. A hangos járművek, mint pl. a tó fölött szálló helikopter jelenléte is erősen zavaró tényező volt.

A darvak szempontjából fontos feladat az éjszakázó területek nyugalmának biztosítása, valamint erre alkalmas vizes élőhelyek kialakítása. Nem szabad azonban elfelejteni, hogy nemcsak a pihenőhelyeket kell védeni, hanem azok környékét is, hiszen a darvak, és más madarak előéjszakázóhelye a pihenőhely közelében található, ezen területen csoportosulnak, majd nagy csapatokban szállnak be a pihenőhelyre. Az eredményeink mutatják, hogy a madarak számára az egyik alapvető feltétel az éjszakázóhely heterogenitása, amely megnöveli az optimális betelepülés lehetőségét, majd további lépésben, a csapatosodás következményeként használhatják a madarak a társaik pozíciója jelentette információt.

Úgy tűnik tehát, hogy a halastórendszer és környéke biztosítja ezeket a feltételeket a megpihenő madarak számára, mivel az egyedszámuk folyamatosan nő, ezért kiemelt fontosságú a hortobágyi daru populáció védelme a további vizsgálatok érdekében is.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk Kovács Attilának, Csősz Istvánnak és Józsi Árpád Csabának a terepi munkában való segítségéért, továbbá Széll Antalnak és egy anonim lektornak a benyújtott kéziratához fűzött értékes javaslataikért és megjegyzéseikért.

IRODALOMJEGYZÉK

- Alonso, J. C. & Alonso, J. A. (1992): Daily activity and intake rate patterns of wintering common cranes *Grus grus*. – *Ardea* **80**: 343–351.
- Alonso, J. A., Alonso, J. C. & Veiga, J. P. (1985): The influence of moonlight on the timing of roosting flights in Common Cranes *Grus grus*. – *Ornis Scandinavica* **16**: 314–318.

- Anderson, J. R. (1998): Sleep, sleeping sites, and sleep-related activities: awakening to their significance. – *Am. J. Primatol.* **46**: 63–75.
- Beauchamp, G. (1999): The evolution of communal roosting in birds: origin and secondary losses. – *Behav. Ecol.* **10**(6): 675–687.
- Beauchamp, G. (2004): Reduced flocking by birds on islands with relaxed predation. – *The Royal Society London* **271**: 1039–1042.
- Cramp, S. (1998): *Birds of the Western Palearctic on CD-ROM*. – Oxford University Press, Oxford.
- Fintha, I. (1993): Autumn Crane migration in Hungary, with a special reference to the recent records. – *Aquila* **100**: 137–150. [in Hungarian, with an English summary]
- Grether, F. G. & Switzer, P. V. (2000): Mechanisms for the formation and maintenance of traditional night roost aggregation in a territorial damselfly. – *Animal Behaviour* **60**: 569–579.
- Janicke, T. & Chakarov, N. (2007): Effect of weather conditions on the communal roosting behaviour of common ravens *Corvus corax* with unlimited food resources. – *J. Ethol.* **25**: 71–78.
- Johnsgard, P. A. (1983): *Cranes of the World: Eurasian Crane (Grus grus)*. – University of Nebraska, Lincoln.
- Lewis, S. E. (1995): Roost fidelity of bats – a review. – *J. Mammal.* **76**: 481–496.
- McGrovan, A., Sharp Stuart, P., Simeoni, M. & Hatchwell, B. J. (2006): Competing for position in the communal roosts of long-tailed tits. – *Animal Behaviour* **72**: 1035–1043.
- Reuven, Y. & Chernetsov, N. (2004): Stopover ecology of migratory Sedge Warblers (*Acrocephalus schoenobaenus*) at Eliat, Israel. – *Ostrich* **75**(1–2): 52–56.
- Richner, H. & Heeb, P. (1995): Communal life: honest signaling and the recruitment center hypothesis. – *Behavioral Ecology* **7**(1): 115–119.
- Sonerud, G. A., Hansen, H. & Smedshaug, C. A. (2002): Individual roosting strategies in a flock-living bird: movement and social cohesion of hooded crows (*Corvus corone cornix*) from pre-roost gatherings to roost sites. – *Behav. Ecol. Sociobiol.* **51**: 309–318.
- Tielman, B. I., Williams, J. B. & Visser, G. H. (2003): Variation in allocation of time, water and energy in Hoopoe Larks from the Arabian Desert. – *Funct. Ecol.* **17**: 869–876.
- Tortosa, F. S. & Villafuerte, R. (2000): Habitat selection by flocking wintering common cranes (*Grus grus*) at los Pedroches valley, Spain. – *Etologia* **8**: 21–24.
- Végyvári, Zs. (2002): Autumn staging and habitat selection by common cranes *Grus grus* in the Hortobágy National Park, Hungary. – *Folia Zoologica* **51**(3): 221–225.
- Végyvári, Zs. & Tar, J. (2002): Roost site selection in common cranes *Grus grus* in Hortobágy, Hungary between 1995–2000. – *Ornis Fennica* **79**: 101–110.
- Végyvári, Zs., Tar, J. & Szilágyi, A. (2003): The migration of the common crane in the Hortobágy between 1995–2000. – *Aquila* **109–110**: 51–59.
- Ward, P. & Zahavi, A. (1973): The importance of certain assemblages of birds as ‘information centres’ for food finding. – *Ibis* **115**: 517–534.
- Wilkinson, G. S. (1995): Information transfer in bats. – *Symp. Zool. Soc. Lond.* **67**: 345–360.
- Willis, E. O. (1972): Do birds flock in Hawaii, a land without predators? – *Calif. Birds* **3**: 1–9.
- Wright, J., Stone, R. E. & Brown, N. (2003): Communal roost as structured information centres in the raven, *Corvus corax*. – *J. Anim. Ecol.* **72**: 1003–1014.

ROOST SITE SELECTION IN THE CRANES OF HORTOBÁGY

J. Schmidt^{1,3} & J. Breznai¹ & Zs. Végvári^{1,2} & Z. Barta¹

¹*Department of Evolutionary Zoology and Human Biology, Behavioural Ecology Research Group,
H-4010 Debrecen Egyetem tér 1, Hungary.*

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

³*E-mail: juli@vocs.unideb.hu*

In communal roosts, a large number of individuals aggregate on a given site. These sites provide shelter and protection from predators and are often used for a long time. To protect these areas efficiently, it is highly important to understand the processes which operate during the occupation of roost sites, and to find out what factors determine the selection of core areas. We investigated roost site selection of cranes at the Kondás lake in the Hortobágy National Park. The temporal and spatial distribution of roosting cranes demonstrates that conspecific attraction plays an important role in the microhabitat selection of roosts. Cranes generally prefer reedbed edges and the central open islands of the lake. The main sources of disturbance are anthropogenic factors: the occasional appearance of potential predators did not affect the birds, whereas they were repeatedly observed to be disturbed by human activities.

Keywords: Hortobágy, cranes, roost site, disturbance.

Vidrák táplálék-összetétele felhagyott halastó- és bányató rendszeren

Lanszki József és Széles L. Gabriella

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

Összefoglaló: A tanulmány célja a Duna–Dráva Nemzeti Park részét képező Középrigóci felhagyott halastavakon és a horgászhasznosítású Somogyudvarhelyi kavicsbánya tavakon élő vidrák táplálék-összetételének vizsgálata. A vidrák táplálékának döntő részét (éves átlagban 93%, illetve 95%, a két terület sorrendjében) alkotó halak között a Középrigóci tavakon főként ezüstkárász (55–93%), a Somogyudvarhelyi tavakon főként törpeharcsa (47–76%) szerepelt. Kismértékű volt a horgászati szempontból értékes halak fogyasztási aránya (éves átlag: 2.8%). A vidrák táplálékának döntő része apró (100 g alatti) halakból állt (90%, illetve 89%, a két terület sorrendjében). A Középrigóci tavakon meghatározó mértékben (98%) euriók halakkal, a Somogyudvarhelyi tavakon főként (62%) stagnofil halakkal táplálkoztak a vidrák. Mindkét területen meghatározó volt (77%, illetve 74%) a nem őshonos halak fogyasztása. A vizsgálat eredményei a természetvédelmi területek kezelésében hasznosíthatók.

Kulcsszavak: *Lutra lutra*, természetvédelmi kezelés, horgászat, nem őshonos hal

BEVEZETÉS

A fokozottan védett vidra (*Lutra lutra* Linnaeus, 1758) országos elterjedésű ragadozó (Kemenes 1991, 1993, Heltai 2002, Kemenes 2005, Bihari *et al.* 2007), szinte minden halakkal benépesült víztest környékén előfordul, ahol megtalálja búvó- és szaporodó helyét. A hazai állományt ugyan stabilitással jellemzik (pl. Bihari *et al.* 2007), de a faj hosszútávú megőrzéséhez elengedhetetlen az előfordulását és a fennmaradását biztosító tényezők ismerete. Az egyik legfontosabb ilyen tényező a táplálék, illetve a vidra táplálkozására vonatkozó ismeretek bővítése. A fokozottan védett halevő állatfajok megítélése – vélt, vagy valós „kártételük” miatt – messze nem egységes, gyakran az állatok illegális pusztításához vezet (Lanszki *et al.* 2007b).

E tanulmány célja a Dráva folyó természeti értékeinek felmérésében (Lanszki 2005) szereplő két, nemzeti parki területen élő vidrák táplálék-összetételének elemzése volt. Mindkét vizsgált terület a Duna–Dráva Nemzeti Park része, de állapotuk és kezelésük lényegesen eltérő. A védett természeti területeken elhelyezkedő egykori halastavak és bányatavak különleges helyzetüknél fogva, fontos szerepet töltenek be a vidraállomány megőrzésében. Puffer területekként szolgálnak a halasta-

vak lehalászását követő halhiányos téli időszakban. A szűkös időszakokban, a környező területekről átjáró vidrák a táplálkozó területet megosztva haltáplálékhoz juthatnak ezeken az elegendő halkészlettel rendelkező tavakon. A természetvédelmi kezelés alatt álló nagyobb tórendszerek, mint amilyen a vizsgálatunkban szereplő Középrigóci terület, egyúttal a vidraállomány „magterületei” is, ahol kölykeiket zavartalanul felnevelhetik.

A halastavakon, kisebb folyókon, tengerpartokon élő vidrák táplálék-összetételét számos földrajzi régióban vizsgálták (összefoglalta: Jedrzejewska *et al.* 2001, Clavero *et al.* 2003). Ezzel összehasonlítva, a természetvédelmi, vagy horgászati kezelés alatt álló területekről kevés információ áll rendelkezésre, különösen hazánkban. Horgászhasznosítású tavakat csak néhány területen, így Veresegyháza és Somogyfajszon, téli-tavaszi időszakban tanulmányozták (Kemenes & Nechay 1990). Vizsgálatunk célkitűzése egy természetvédelmi és egy horgászati kezelésben levő tórendszeren élő vidrák táplálék-összetételének, különösen haltáplálékának és táplálkozási niche-szélességének két éves időtartamban való elemzése volt.

MÓDSZEREK

Vizsgált területek

A Középrigóci nyolc tóból álló tórendszer a Barcsi Borókás Tájegységben található. A tavakat a Dráva irányába futó Rigóc patak felduzzasztásával létesítették. A mára felhagyott halastavakon kisebb részben nyílt vízi, valamint lebegő és gyökerező hínártársulásokat (*Lemnetum minoris*, *Parvopotameto-Zannichellietum palustris*, *Nymphaetum albo-luteae*) találunk. Főként mocsári növényzet, így nádasok (*Phragmitetum australis*, *Typhetum latifoliae*) és magassásosok (*Caricetum acutiformis*), helyenként rekettyefűz (*Salix cinerea*) és enyves éger (*Alnus glutinosa*) hódította meg az egykori halastó medreket (Juhász 2007). A tavakat körülvevő erdők nagy része az egykor nagy kiterjedésű égeres láperdők maradványa. A vizsgált időszakban, a patak alacsony vízhozama miatt csak a tavak egy részén volt állandó vízborítás. Mintagyűjtés a tavak töltésein, a zsilipek alatt, az árapasztókon és a zsiliphez közeli patakmeder mentén zajlott.

A Somogyudvarhelyi felhagyott kavicsbánya tavak gyorsan mélyülő partját fűzliget szegélyezi. A parti régióban meghatározó a rekettyefűz, emellett előfordul a kosárkötő fűz (*Salix viminalis*), a veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*), a csak helyenként záródó lombkorona szintben a fehér nyár (*Populus alba*) és az enyves éger. A tavak intenzív horgászhasznosítás alatt álltak. Mintagyűjtés, a horgászati-

nak legkevésbé kitett két nagyobb bányató partján és a tavakat összekötő árok mentén történt.

Mintagyűjtés és feldolgozás

A mintagyűjtést mindkét területen 2001 decembere és 2003 novembere között, hathetenkénti gyakorisággal, a vízpart kb. 2 km-es szakaszán végeztük. A Középrigóci tavak mentén $n = 519$, a Somogyudvarhelyi tavakon $n = 182$ vidrahulladék (ürülék) mintát gyűjtöttünk. A mintafeldolgozást nedves technikával végeztük. A hulladék mintákat folyóvízben 0,5 mm-es szitán átmostuk, majd szobahőmérsékleten kiszárítottuk. Minden azonosítható prédamaradványt elkülönítettünk, majd a különböző taxonokhoz tartozó táplálékmaradványokat külön-külön, 0,01 g pontossággal lemértük. A táplálék elemek taxonómiai meghatározása a halaknál koponyacsontok, pikkelyek és határozó kulcsok (pl. Berinkey 1966, Kemenes 1993, Harka & Sallai 2004), valamint referencia csont és pikkely gyűjtemény alapján történt. A többi táplálék taxon meghatározását összefoglaló munkák adatai alapján végeztük (Jedrzejewska & Jedrzejewski 1998, Lanszki 2002). A hulladékokban előforduló táplálék fajok (illetve taxonok) előfordulási esetei alapján százalékos relatív előfordulási gyakoriságot számítottunk (E%). Ez a számolásmód a hulladékokban előfordult táplálékelemek legkisebb ismert egyedszámán alapul, amikor figyelembe vesszük például a páros csontokat. Számításmódja a következő: $100 \times$ adott táplálék taxon példányainak száma / az összes táplálék taxon példányainak száma. A nedves technikával előkészített mintákból a táplálék-összetételt a hulladékokban talált maradványok lemért súlya alapján százalékos biomassa számítás (B%) szerinti arányban is kifejeztük. A fogyasztott táplálék biomassa (menyiség) számítás szerinti összetételének kifejezése érdekében a táplálékmaradványok száraz súlyát a Jedrzejewska & Jedrzejewski (1998) által összefoglalt faktorszámokkal szoroztuk. A faktorsúlyok a következők: rovarvők $\times 5$, kistrágyacsálók $\times 9$, madarak $\times 12$, hullók $\times 18$, kétélűek $\times 18$, halak $\times 25$, rákok $\times 7$, rovarok $\times 5$, növények $\times 4$.

A vidra által elfogyasztott halak tömegkategóriákba történő besorolását a hulladékokban előforduló halcsontok mérete alapján végeztük. Adott fajon belül, a halcsont maradványokat összehasonlítottuk a referencia csontgyűjteményünkben található különböző méretű csontokkal. A súlykategóriák az alábbiak voltak: 100 g alatti, 100–500 g, 501–1000 g és 1000 g feletti (Lanszki *et al.* 2001).

Az egyes halfajokat a jellemző ökológiai igényük, élőhelyi kötődésük szerint Harka és Sallai (2004) munkája alapján az alábbi ökológiai guildекbe soroltuk: reofil (áramlásokkedvelő), euriök (széles ökológiai tűrésű, állóvizet és áramló vizet is toleráló), stagnofil (állóvizet, mocsarat kedvelő). Az egyes halfajokat eredetük

szerint őshonos és nem őshonos (vagy exota: behurcolt és betelepített) csoportba is besoroltuk.

Statisztikai értékelés

A táplálkozási niche-szélességet Levins képlettel számítottuk (Krebs 1989): $B = 1/\sum p_i^2$, ahol B = a niche-szélesség (értéke 1-től n -ig terjed), n a táplálék taxon csoportok száma, p_i = az adott táplálék taxon relatív gyakorisága (illetve biomassa számítás szerinti aránya). A fő taxon csoportok az alábbiak voltak: emlősök, madarak, hüllők, kétélűek, halak, rákok és egyéb gerinctelenek. A fő táplálék taxonként külön-külön vizsgáltuk a százalékos relatív gyakoriságon, valamint a biomassa számításán alapuló táplálék-összetételek közötti összefüggést. Ennek érdekében, a fő táplálék taxonok előfordulási esetei, valamint a biomassa számítási adatok (táplálékmaradvány súly \times faktor adatok) közötti értékeléshez Spearman korrelációt alkalmaztunk. Páros t -próbával teszteltük az első és a második év táplálék-összetételében és táplálkozási niche-szélesség adataiban tapasztalható különbségeket. Az adatfeldolgozás SPSS 10.0 (1999) programcsomag felhasználásával történt.

EREDMÉNYEK

Táplálék-összetétel és táplálkozási niche-szélesség

Szoros korrelációs összefüggés állt fenn a táplálék esetszámok és a biomassa számítási adatok között a Középrigóci tavakon ($r_s = 0,837$, $n = 14$, $P < 0,001$) és a Somogyudvarhelyi tavakon ($r_s = 0,822$, $n = 14$, $P < 0,001$) egyaránt. A vizsgált évek közötti táplálék-összetételbeli különbség nem volt szignifikáns sem a Középrigóci (páros t -próba, $t_6 = 1,12$, $P = 0,305$), sem a Somogyudvarhelyi tavakon ($t_6 = 1,07$, $P = 0,325$).

A vidrák fő táplálékát mindkét területen halak alkották (1. és 2. táblázat), biomassa számítás szerinti fogyasztásuk aránya éves átlagban 93,1% és 94,6% volt a Középrigóci és a Somogyudvarhelyi tavak sorrendjében. A haltáplálékon belül a Középrigóci tavakon legfontosabb faj az ezüstkárász (*Carassius auratus*) volt (B%, évszakonkénti terjedelem: 54,7–92,7%), mellette a vidrák télen csukát (*Esox lucius*) (21,9%), nyáron naphalat (*Lepomis gibbosus*) (15,3%) fogyasztottak számottevő arányban. A Somogyudvarhelyi tavakon a vidrák legfontosabb táplálékát törpeharcsa (*Ameiurus nebulosus*) jelentette (47,3–75,6%), mellette télen ezüstkárászt (15,1%), nyáron sügért (*Perca fluviatilis*) (15,4%), ősszel naphalat (20,5%) fogyasztottak jelentősebb arányban. Ez a terület horgászati hasznosítás alatt áll, de

1. táblázat. A Középrigóci tavakon élő vidrák évszakos táplálék-összetétele. Táplálék-összetétel kifejezése: E% – százalékos relatív előfordulási gyakoriság, B% – biomassa számítás szerinti százalékos összetétel, + 0,05% alatti arány. Üres helyek az adott taxon előfordulásának a hiányát jelzik (2001. december – 2003. november).

| Táplálék-kategória | Tél | | Tavaszi | | Nyár | | Ősz | |
|--|------|------|---------|------|------|------|------|------|
| | E% | B% | E% | B% | E% | B% | E% | B% |
| Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>) | | | | | | | 0,4 | 0,7 |
| Ezüstkárász (<i>Carassius auratus</i>) | 33,9 | 54,7 | 34,3 | 69,5 | 41,8 | 65,2 | 77,1 | 92,7 |
| Széles kárász (<i>Carassius carassius</i>) | 1,2 | 2,5 | 1,0 | 2,6 | | | 0,8 | 1,1 |
| Kárász (<i>Carassius</i> spp.) | 7,3 | 7,3 | 5,3 | 1,2 | 7,9 | 8,0 | 8,1 | 3,8 |
| Bodorka (<i>Rutilus rutilus</i>) | | | | | | | 0,4 | 0,3 |
| Vörösszárnyú keszeg (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>) | | | 0,5 | 1,5 | | | | |
| Szivárványos ökle (<i>Rhodeus sericeus amarus</i>) | 0,4 | 0,3 | | | | | | |
| Szélhajtó küsz (<i>Alburnus alburnus</i>) | 1,2 | 0,1 | 1,0 | 0,2 | | | 0,4 | 0,1 |
| Kínai razbóra (<i>Pseudorasbora parva</i>) | 10,6 | 3,3 | 1,9 | 0,5 | | | | |
| Compó (<i>Tinca tinca</i>) | | | | | | | 0,4 | 0,3 |
| Pontyféle (Cyprinidae), nem meghatározható | 0,8 | 0,5 | 1,9 | 0,4 | 4,0 | 1,3 | 0,8 | 0,2 |
| Réti-/vágó csík (<i>Misgurnus fossilis/Cobitis taenia</i>) | 0,8 | 0,9 | 0,5 | 0,1 | | | 0,8 | 0,2 |
| Törpeharcsa (<i>Ameiurus nebulosus</i>) | | | 0,5 | 0,5 | 0,6 | 0,4 | 0,8 | 0,2 |
| Naphal (<i>Lepomis gibbosus</i>) | 4,9 | 2,1 | 10,1 | 3,2 | 15,3 | 18,1 | | |
| Sügér (<i>Perca fluviatilis</i>) | 1,2 | 0,6 | 0,5 | 0,7 | | | | |
| Csuka (<i>Esox lucius</i>) | 12,2 | 21,9 | 0,5 | 0,2 | 0,6 | 0,1 | | |
| Hal, meghatározhatatlan | 1,2 | 0,2 | 2,4 | 0,4 | 4,0 | 1,2 | 2,1 | 0,4 |
| Rágcsáló (Rodentia) | 0,4 | + | 0,5 | + | 0,6 | + | | |
| Kistestű énekesmadár (Passeriformes) | | | 5,8 | 1,1 | 4,0 | 0,9 | | |
| Szalonka (Scolopacidae) | | | 0,5 | 0,3 | | | | |
| Közepes testméretű madár | | | 4,8 | 4,4 | 1,7 | 0,9 | | |
| Madártojás | | | | | 0,6 | + | | |
| Siklófélék (Colubridae) | | | | | 1,7 | 0,8 | 0,4 | + |
| Gyík (Sauria) | | | 1,4 | 0,5 | 0,6 | 0,1 | | |
| <i>Rana</i> spp. | | | 8,2 | 8,6 | 0,6 | 0,7 | | |
| Varangy (<i>Bufo</i> spp.) | 2,0 | 3,4 | 1,4 | 0,8 | | | | |
| Zöld levelibéka (<i>Hyla arborea</i>) | 0,4 | + | 1,0 | 0,7 | 0,6 | 0,3 | | |
| Béka (Anura), meghatározhatatlan | 1,6 | 0,9 | 5,8 | 2,7 | 6,8 | 1,7 | 2,1 | 0,1 |
| Rovar (Insecta) | 19,2 | 1,2 | 10,1 | 0,1 | 6,8 | 0,2 | 5,1 | + |
| Növényi anyag | 0,4 | + | | | 2,3 | 0,2 | | |
| Mintaszám (n) | 136 | | 146 | | 104 | | 133 | |
| Táplálék elemek száma | 245 | | 207 | | 177 | | 236 | |

a horgászati szempontból fontos négy halfaj részaránya alacsony szinten mozgott, éves átlagban 2,8% volt. Évszaktól függően a ponty fogyasztási aránya 0,3–5,2%, a fogassüllő (*Sander lucioperca*) 0,3–1,2% volt, az amuré (*Ctenopharingodon idella*) 2,7% és a csukáé 3% alatt alakult.

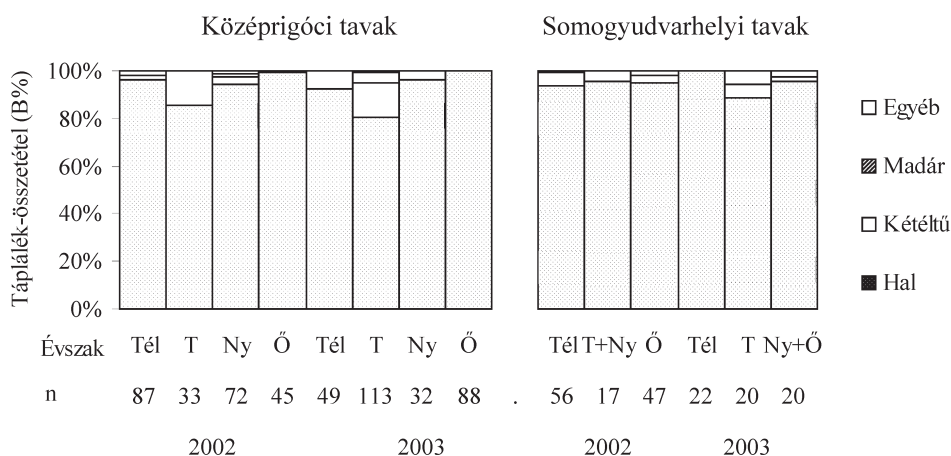
A haltól eltérő, vagyis az „egyéb” táplálékon belül, a Középrigóci tavakon az első vizsgált év tavaszán a madárfogyasztás (14,2%), míg a második év tavaszán a békafogyasztás (14,4%) volt számottevő (1. ábra). A Somogyudvarhelyi tavakon leginkább kételtűek képezték a vidrák másodlagos táplálékát (1. ábra), de fogyasztásuk aránya egyetlen évszakban sem volt kiugróan magas (0,1–5,9%).

A Középrigóci tavakon élő vidrák táplálékában 14 hal taxon (1. táblázat), 2 kisemlős, így pontosabban nem meghatározható pocok (*Microtus* spp.) és erdei egér (*Apodemus* spp.), 6 madár, így kistestű énekesmadár (Passeriformes), szalonka (Scolopacidae), szárcsa (*Fulica atra*), réce (*Anas* spp.), 2 hüllő, így nem meghatározható sikló (Colubridae) és gyík (Sauria), 3 kétéltű, így kecskebéka (*Rana* kl. *esculenta*), varangy (*Bufo* spp.), zöld levelibéka (*Hyla arborea*), 4 gerinctelen, így sárgaszegélyű csíkbogár (*Dytiscus marginalis*), óriáscsíbor (*Hydrous piceus*), kékfutrinka (*Carabus violaceus*), ragyás/rezes futrinka (*Carabus cancellatus/C. ullrichi*), valamint 3 növény taxon, így pászitfűféle (Gramineae), szeder (*Rubus* spp.) és szőlő (*Vitis vinifera*) fordult elő.

A Somogyudvarhelyi tavakon élő vidrák táplálékában 13 hal taxon (2. táblázat), 3 kisemlős, így közönséges kószapocok (*Arvicola amphibius*), pontosabban nem meghatározható pocok (*Microtus* spp.) és cickány (Soricidae), 1 madár (kistestű énekesmadár), 1 hüllő (sikló), 2 kétéltű, így kecskebéka (*Rana* kl. *esculenta*), zöld levelibéka (*Hyla arborea*), 4 gerinctelen, így tízlábú rák (*Astacus* spp.), vízbogár (csíkbogár Dytiscidae és csíbor Hydrophilidae), vízbogár lárvája, szitakötő lárva, valamint 1 növény taxon (fűféle) fordult elő.

Az évek közötti táplálkozási niche-szélességbeli különbség nem volt jelentős sem a Középrigóci tavakon (átlag \pm SE: $B = 1,15 \pm 0,063$, páros t-próba, $t_3 = 2,18$, $P = 0,118$), sem a Somogyudvarhelyi tavakon ($B = 1,12 \pm 0,036$, $t_2 = 0,11$, $P = 0,924$).

A Középrigóci tavakon a vidrák táplálkozási niche-e szélesebb volt tavasszal ($B = 1,41$) és szűkebb ősszel ($B = 1,01$), a Somogyudvarhelyi tavakon a táplálkozási niche szintén tavasszal volt szélesebb ($B = 1,18$) és télen szűkebb ($B = 1,07$).



1. ábra. A Középrigóci és a Somogyudvarhelyi tavakon élő vidrák évszakonkénti táplálék-összetétele. Jelmagyarázat: T = tavasz, Ny = nyár, Ó = ősz, n = mintaszám.

2. táblázat. A Somogyudvarhelyi tavakon élő vidrák évszakos táplálék-összetétele. Jelölésmagyarázat az 1. táblázatnál található.

| Táplálék-kategória | Tél | | Tavaszi | | Nyár | | Ősz | |
|--|------|------|---------|------|------|------|------|------|
| | E% | B% | E% | B% | E% | B% | E% | B% |
| Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>) | 1,6 | 1,0 | 2,0 | 1,1 | 5,3 | 0,3 | 5,3 | 5,2 |
| Amúr (<i>Ctenopharingodon idella</i>) | 0,8 | 0,4 | | | | | 1,1 | 2,7 |
| Ezüstkárász (<i>Carassius auratus</i>) | 13,5 | 15,1 | 8,2 | 7,1 | 7,9 | 4,5 | | |
| Kárász (<i>Carassius</i> spp.) | 0,8 | 0,4 | 2,0 | 1,7 | | | | |
| Laposkeszeg (<i>Abramis ballerus</i>) | | | | | | | 1,1 | 1,0 |
| Vörösszárnyú keszeg (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>) | 1,6 | 0,6 | 4,1 | 6,4 | | | 1,1 | 0,1 |
| Bodorka (<i>Rutilus rutilus</i>) | 1,6 | 2,8 | 2,0 | 1,3 | 2,6 | 0,1 | 8,4 | 5,2 |
| Szélhajtó küsz (<i>Alburnus alburnus</i>) | 1,6 | 0,6 | | | 2,6 | 0,4 | 1,1 | 1,0 |
| Compó (<i>Tinca tinca</i>) | | | 4,1 | 4,8 | | | 0,0 | + |
| Pontyféle (Cyprinidae), nem meghat. | 1,6 | 1,8 | 2,0 | 0,8 | | | 1,1 | 0,4 |
| Törpeharcsa (<i>Ameiurus nebulosus</i>) | 35,7 | 59,6 | 34,7 | 53,5 | 36,8 | 75,6 | 27,4 | 47,3 |
| Naphal (<i>Lepomis gibbosus</i>) | 11,9 | 6,8 | | | 2,6 | 0,3 | 14,7 | 20,5 |
| Sügér (<i>Perca fluviatilis</i>) | 5,6 | 2,5 | 4,1 | 5,1 | 15,8 | 15,4 | 8,4 | 5,5 |
| Fogassüllő (<i>Sander lucioperca</i>) | 0,8 | 0,4 | 2,0 | 1,2 | 5,3 | 0,3 | 2,1 | 1,0 |
| Csuka (<i>Esox lucius</i>) | 1,6 | 1,7 | 2,0 | 0,8 | | | 3,2 | 3,0 |
| Hal, meghatározhatatlan | 4,0 | 1,1 | 6,1 | 8,4 | 2,6 | 0,5 | 3,2 | 2,2 |
| Rágcsáló (Rodentia) | 2,4 | 0,2 | 4,1 | 1,9 | 2,6 | 0,2 | 3,2 | 0,2 |
| Kistestű énekesmadár (Passeriformes) | | | 2,0 | 0,2 | 2,6 | 1,4 | | |
| Siklófélek (Colubridae) | | | 2,0 | 0,4 | | | | |
| Kecskebéka (<i>Rana</i> kl. <i>esculenta</i>) | 2,4 | 1,2 | 4,1 | 4,3 | | | | |
| <i>Rana</i> spp. | 1,6 | 1,0 | | | 2,6 | 0,7 | | |
| Zöld levelibéka (<i>Hyla arborea</i>) | 0,8 | 0,7 | | | | | | |
| Béka (Anura), meghatározhatatlan | 4,8 | 2,1 | 2,0 | 1,0 | 2,6 | 0,1 | 5,3 | 2,8 |
| Tízlábú rák (<i>Astacus</i> spp.) | | | | | 2,6 | + | 4,2 | 1,7 |
| Egyéb gerinctelenek | 5,6 | + | 10,2 | 0,1 | 2,6 | 0,1 | 9,5 | 0,1 |
| Növényi anyag | | | 2,0 | + | 2,6 | + | | |
| Mintaszám (n) | 78 | | 35 | | 21 | | 48 | |
| Táplálék elemek száma | 126 | | 49 | | 38 | | 95 | |

A haltáplálék tömeg, életmód és honosság szerinti összetétele

A halak tömegkategóriáinak értékelésekor szoros korrelációs összefüggést találtunk az esetszámok és biomassa számítási adatok között a Középrigóci tavakon ($r_s = 0,964$, $n = 24$, $P < 0,0001$) és a Somogyudvarhelyi tavakon egyaránt ($r_s = 0,910$, $n = 13$, $P < 0,0001$). A vidrák mindkét területen alapvetően kis tömegű (<100 g) halakkal táplálkoztak (89,8%, ill. 88,8%, a két terület sorrendjében). E mellett a 100–500 grammos halak fogyasztási aránya alárendelt volt (9,7%, ill. 10,6%), 1000 grammnál nagyobb halat pedig csak a Somogyudvarhelyi területen fogyasztottak, melyek aránya éves szinten 0,5%-ot tett ki.

A fogyasztott halak ökológiai guildje szerinti csoportosításkor szintén szoros összefüggés állt fenn az esetszámok és biomassa adatok között ($r_s = 0,981$, $n = 19$, $P < 0,0001$, ill. $r_s = 0,945$, $n = 13$, $P < 0,0001$, a két terület sorrendjében). A

Középrigóci tavakon szinte kizárólagosan (98%-ban) euriök halakkal, míg a Somogyudvarhelyi tavakon főként (61,6%-ban) stagnofil guildbe sorolt halakkal táplálkoztak a vidrák, de ezek mellett jelentős arányban fogyasztottak az euriök hal guildből is (38,2%). Reofil halakat csak a Somogyudvarhelyi tavakon élő vidrák fogyasztottak (0,2%).

A halak honossága szerinti csoportosításban is szoros összefüggés állt fenn az esetszámok és biomassza adatok között ($r_s = 0,956$, $n = 15$, $P < 0,0001$, ill. $r_s = 0,907$, $n = 12$, $P < 0,0001$, a két terület sorrendjében). Mindkét területen meghatározó volt a nem őshonos halak (76,8%, ill. 74,4%) fogyasztása, szemben az őshonos fajokkal.

MEGVITATÁS

A halak mellett, területtől függetlenül, a vidrák alacsony arányban fogyasztottak más táplálékfeleségeket. Ezek az eredményeket hasonlíthatunk egyes hazai halastavakon (Lanszki *et al.* 2001), vagy a Dráván kapott eredményekhez (Lanszki & Sallai 2006) és nagyban eltérnek például a lápokon (Lanszki & Széles 2006), vagy a holtágakon (Lanszki & Sallai 2006) kapott eredményektől. A két vizsgált tórendszeren a nagyarányú halfogyasztás azt jelzi, hogy a tavak halállománya nem ingadozott olyan mértékben, mint a halastavaké, ahol az őszi lecsapolásokat követően táplálékhiány lép fel, illetve a halbiomasszájuk jelentősebb mint a lápoké, ahol a vidrák kisebb energiatartalmú (szuboptimális) táplálékforrásokat, pl. kétéltűeket, ízeltlábúakat, madarakat kényszerülnek hasznosítani (pl. Chanin 1985, Mason & Macdonald 1986, Carss 1995, Kruuk 1995, Clavero *et al.* 2001, Lanszki 2002, Jedrzejewska *et al.* 2003).

A természetvédelmi kezelés alatt álló Középrigóci tórendszeren sem haltelepítés, sem horgászat nem folyt. A tavak többsége mocsár jellegű élőhely, a legészakibb tóegység fokozottan védett magterület, melynek közelében található a Nagyberék. A nagyrészt vízinövényekkel borított tavak kedvező élőhelyet biztosítanak számos, a vidra zsákmányául szolgáló állatoknak, így kétéltűeknek, hullőknek és madaraknak egyaránt. A tavak halállománya elsősorban a természetes szaporulatból pótlódik. A területen, a vizsgált időszakban halfelmérés nem történt így a táplálék-összetétel adatokat a kínálattal nem tudtuk összevetni. A vidra által preferált ezüstkárász (Lanszki *et al.* 2001, Lanszki & Sallai 2006), képezte az itt élő egyedek legfontosabb táplálékát. A nagyarányú halfogyasztás és a minden évszakban viszonylag magas mintaszámok (1. ábra) arra utalnak, hogy a halkészlet elegendő lehetett a vidra rendszeres jelenlétének fenntartásához, bár ezt csak rádiotelemetriás vizsgálattal lehetne pontosítani. A feltételezésünket támasztja alá a vizsgált időszakban végig lakott vidravár is.

A Somogyudvarhelyi bányatavak, bár nemzeti parki területen vannak, horgászati hasznosítás (vagyis hobbitevékenység) alatt állnak, a tavakba elsősorban horgászbottal azonnal kifogható méretű halakat telepítenek. A területen folyamatos zavarás (emberi jelenlét) tapasztalható. Az időszakonként alacsony mintaszámok (1. ábra) arra utalnak, hogy a vidrák nem a megszokott jelölőhelyeiket és váltoikat használták. A törpeharcsa ellen, a vizsgált időszakban gyérítést végeztek – csekély eredménnyel. Ugyanakkor, a vidrák táplálékának döntő részét törpeharcsa alkotta, de mellette más ikra- és ivadékrabló halak (sügér, naphal) fogyasztása is számottevő volt. Előfordult, hogy az egyik tó jegére tucatnyi törpeharcsa fejet „rakott ki” a vidra. A horgászati szempontból értékes halak a vidra táplálékában mindössze néhány százalékot tettek ki, de azok fogyasztásának egy része is visszavezethető a haltartó szákban való tárolási problémákra, vagy a halszállítási és haltelepítési, stb. hiányosságokra. Valószínűleg más horgásztavakon is hasonló lehet a helyzet, amint azt a Somogyfajsi és a Veresegyházi horgásztavakon Kemenes és Nechay (1990) tapasztalták, nevezetesen, a vidrák alapvetően nem a horgászati szempontból fontos „nemes” halakkal táplálkoznak. Ezt a kéréskört horgásztavakon érdemes lenne a jövőben alaposabban is megvizsgálni. Ez azért sürgető, mert a fokozottan védett vidra táplálkozási szokásainak „ismeretlensége” miatt az orvvadászat ma is előfordul (Lanszki *et al.* 2007, 2008).

Módszertani szempontból érdekes, hogy korábbi vizsgálatainkhoz hasonlóan (Lanszki & Molnár 2003, Lanszki & Sallai 2006), itt is szoros korrelációs összefüggés volt a táplálék esetszámok és a biomassa számítási adatok között. Vagyis, a vidra valós táplálék-összetételét – zárttéri vizsgálat alapján (Erlinge 1967, 1968) – a legjobban megközelítő (és egyben a leggyakrabban alkalmazott) százalékos relatív gyakoriság adatok összevethetők az utóbbi években egyre gyakrabban alkalmazott biomassa számítással kapott százalékos adatokkal.

A haltáplálék összetételét részletesebben is értékeltük. A vidrák haltápláléka mindkét területen zömmel apró halakból állt. Ez az eredmény alapvetően összhangban áll más Európai területeken, így halastavakon, tavakon, patakokon kapott eredményekkel, amelyek szerint a vidra alapvetően kisméretű halakkal táplálkozik (Erlinge 1969, Wise *et al.* 1981, Carss *et al.* 1990, Kruuk & Moorhouse 1990, Roche 1998, Kloskowski 1999, Taastrøm & Jacobsen 1999, Ruiz-Olmo *et al.* 2001, Copp & Roche 2003) és összhangban áll a hazai vizsgálatokban, így a Balatonon és a Kis-Balatonon (Kemenes & Nechay 1990, Nagy 2002), a lápokon (Lanszki & Széles 2006), a halastavakon (Lanszki *et al.* 2001, 2007a), a folyóvíz szakaszokon és a holtágakon (Lanszki & Sallai 2006), vagy halteleltető tavakon (Lanszki *et al.* 2007) kapott eredményekkel is. A Somogyudvarhelyi tavaknál a vidrák ritkán ugyan, de fogyasztottak, nagyméretű halakat is. Ez azért érdekes, mert itt a kifogható, tehát nagy (1000 gramm feletti) halak aránya, a haltelepítés miatt jelentős volt, így a vidra a bővebb kínálatnak megfelelően ezekből is zsákmányolt.

Nem meglepő, hogy a tavakon élő vidrák nem reofil halakkal táplálkoztak. Azonban az euriök, és főként a honosságuk alapján nem őshonos (idegenhonos) fajok magas fogyasztási aránya több kérdésre is felhívja a figyelmet. Egyrészt, a vidra faji sajátossága, hogy az optimális zsákmánytartományába tartozó, legkisebb energia-befektetéssel zsákmányul ejthető halakat ejti el (Kruuk 1995). A vidra tápláléka így az ezüstkárásszal, törpeharcsával „fertőzött” területen főleg ezekből a halakból állt. Ennek részben horgászati-, de ennél sokkal fontosabb természetvédelmi jelentősége van. A falánk idegenhonos halak gyérítésével a vidra mintegy segít megőrizni az értékes vízi ökoszisztéma természetközeli állapotra jellemző őshonos faunáját, stabilitását, az élőhely fajgazdagságát. Nem ismert, hogy a vidra rendelkezik-e invazív halfajokra irányuló állomány szabályozó szereppel a természetközeli területeken, vagy az extenzív halas rendszereken. Tapasztalatok szerint (Lanszki & Széles 2003, Lanszki & Sallai 2006), természetközeli élőhelyeken (pl. lápokon, holtágakon) kimagaslóan magas arányban fogyasztja ezeket a tömegesen jelen levő, természetvédelmi szempontból negatív megítélésű idegenhonos halakat. Természetvédelmi kezelés szempontjából célszerű lenne a tavakon, a természeti adottságaiknak megfelelő arányban, őshonos, azon belül euriök és/ vagy stagnofil guildbe tartozó halfajok (pl. vörösszárnyú keszeg, más őshonos keszeg fajok, széles kárász, compó, ponty, csíkfélék, sügér, csuka stb.) állományait fenntartani. Ilyen kezdeményezésekkel szerencsére már találkozhatunk.

Összességében megállapítható, hogy a vizsgált, természetvédelmi kezelés alatt álló és horgászhasznosítású nemzeti parki területen élő vidrák étrendjében a halakon kívüli (másodlagos) táplálékcsoportok aránya nem volt számottevő. A haltáplálékban alapvetően kisméretű, euriök és stagnofil halak fordultak elő. A haltáplálék főként nem őshonos fajokból állt. A vizsgálat felhívta a figyelmet a természetvédelmi kezelés alatt álló területek, és azok kezelésének fontosságára, továbbá a horgászhasznosítás alatt álló tavakon tapasztalható ellentmondásokra.

IRODALOMJEGYZÉK

- Berinkei, L. (1966): *Halak – Pisces*. – Akadémia Kiadó, Budapest, 135 pp.
- Bihari, Z., Csorba, G. & Heltai, M. (szerk.) (2007): *Magyarország emlőseinek atlasza*. – Kossuth Kiadó, Budapest, 360 pp.
- Carss, D. N. (1995): Foraging behaviour and feeding ecology of the otter *Lutra lutra*: a selective review. – *Hystrix* 7: 179–194.
- Carss, D. N., Kruuk, H. & Conroy, J. W. H. (1990): Predation on adult Atlantic salmon, *Salmo salar* L., by otters *Lutra lutra* (L.), within the River Dee system, Aberdeenshire, Scotland. – *J. Fish Biol.* 37: 935–944.
- Chanin, P. R. F. (1985): *The Natural History of Otters*. – Croom Helm, London, 179 pp.

- Clavero, M., Prenda, J. & Delibes, M. (2003): Trophic diversity of the otter (*Lutra lutra* L.) in temperate and Mediterranean freshwater habitats. – *J. Biogeogr.* **30**: 761–769.
- Copp, G. H. & Roche, K. (2003): Range and diet of Eurasian otters *Lutra lutra* (L.) in the catchment of the River Lee (south-east England) since re-introduction. – *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **13**: 65–76.
- Erlinge, S. (1967): Food habits of the fish-otter *Lutra lutra* L. in south Swedish habitats. – *Viltrevy* **4**: 371–443.
- Erlinge, S. (1968): Food studies on captive otters (*Lutra lutra* L.). – *Oikos* **19**: 259–270.
- Erlinge, S. (1969): Food habits of the otter *Lutra lutra* L. and the mink *Mustela vison* Schreber in a trout water in southern Sweden. – *Oikos* **20**: 1–7.
- Harka, Á. & Sallai, Z. (2004): *Magyarország halfaunája*. – Pauker Nyomda, Budapest, 269 pp.
- Heltai, M. (2002): *Emlős ragadozók magyarországi helyzete és elterjedése*. – Doktori disszertáció. SZIE Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, 177 pp.
- Jedrzejewska, B., Sidorovich, V. E., Pikulik, M. M. & Jedrzejewski, W. (2001): Feeding habits of the otter and the American mink in Bialowieza Primeval Forest (Poland) compared to other Eurasian populations. – *Ecography* **24**: 165–180.
- Jedrzejewska, B. & Jedrzejewski, W. (1998): *Predation in Vertebrate Communities. The Bialowieza Primeval Forest as a case study*. – Springer, Berlin, 450 pp.
- Juhász, M. (2007): A barcsi Borókás növényzete. – *Somogyi Múzeumok Közleményei* **17/B**: 123–146.
- Kemenes, K. I. (1991): Otter distribution, status and conservation problems in Hungary. – *IUCN OSG Bull.* **6**: 20–23.
- Kemenes, K. I. (1993): *Egy védett ragadozó, a vidra (Lutra lutra) elterjedése, táplálkozása és az ezeket befolyásoló tényezők Magyarországon*. – Kandidátusi értekezés. ELTE.
- Kemenes, K. I. (szerk.) (2005): *Az eurázsiai vidra múltja, jelene, jövője*. – Fővárosi Állat és Növénykert, Budapest, 104 pp.
- Kemenes, I. & Nechay, G. (1990): The food of otters *Lutra lutra* in different habitats in Hungary. – *Acta Theriol.* **35**: 17–24.
- Kloskowski, J. (1999): Otter *Lutra lutra* predation in cyprinid-dominated habitats. – *Z. Säugetierkd.* **64**: 201–209.
- Krebs, C. J. (1989): *Ecological Methodology*. – Harper Collins, New York, 654 pp.
- Kruuk, H. (1995): *Wild otters. Predation and populations*. – Oxford University Press, Oxford, 290 pp.
- Kruuk, H. & Moorhouse, A. (1990): Seasonal and spatial differences in food selection by otters (*Lutra lutra*) in Shetland. – *J. Zool.* **221**: 621–637.
- Lanszki, J. (2002): *Magyarországon élő ragadozó emlősök táplálkozás-ökológiája*. – Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága, Kaposvár, 177 pp.
- Lanszki, J. (2005): Otter monitoring between 2000 and 2004 in the Dráva region (Hungary). – *Nat. Somogy.* **7**: 169–178.
- Lanszki, J., Körmendi, S., Hancz, C. & Martin, T. G. (2001): Examination of some factors affecting selection of fish prey by otters (*Lutra lutra*) living by eutrophic fish ponds. – *J. Zool.* **255**: 97–103.
- Lanszki, J. & Molnár, T. (2003): Diet of otters in three different habitats in Hungary. – *Folia Zool.* **52**: 378–388.
- Lanszki, J. & Sallai, Z. (2006): Comparison of the feeding habits of Eurasian otters on a fast flowing river and its backwater habitats. – *Mamm. Biol.* **71**: 336–346.
- Lanszki, J., Pallos, S. Zs., Nagy, D. & Yoxon, D. (2007a): Diet and fish choice of Eurasian otters (*Lutra lutra* L.) in fish wintering ponds in Hungary. – *Aquac. Int.* **15**: 393–402.
- Lanszki, J., Sugár, L. & Orosz, E. (2007b): Hazai vidrák morfológiai jellemzői és elhullási okai post mortem vizsgálat alapján. – *Állattani Közlemények* **92**: 67–76.

- Lanszki, J., Sugár, L., Orosz, E. & Nagy, D. (2008): Biological data from post mortem analysis of otters in Hungary. – *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* **54**: 201–212.
- Lanszki, J. & Széles L. G. (2006): Feeding habits of otters on three moors in the Pannonian ecoregion (Hungary). – *Folia Zool.* **55**: 358–366.
- Mason, C. F. & MacDonald, S. M. (1986): *Otters: ecology and conservation*. – Cambridge University Press, Cambridge, 236 pp.
- Nagy, D. (2002): Data on the feeding biology of otter (*Lutra lutra* L.) in the lakes Balaton and Kis-Balaton in Hungary. – *Opusc. Zool., Budapest* **34**: 59–66.
- Roche, K. (1998): The diet of otters. – In: Dulfer, R. & Roche, K. (eds): *First phase report of the Trebon otter project. Scientific background and recommendations for conservation and management planning*. Nature and environment, no. 93, Council of Europe Publishing, Strasbourg, pp. 57–71.
- Ruiz-Olmo, J., Lopez-Martin, J. M. & Palazon, S. (2001): The influence of fish abundance on the otter (*Lutra lutra*) populations in Iberian Mediterranean habitats. – *J. Zool.* **254**: 325–336.
- Taastrøm, H. M. & Jacobsen, L. (1999): The diet of otters (*Lutra lutra* L.) in Danish freshwater habitats: comparison of prey fish populations. – *J. Zool.* **248**: 1–13.
- Wise, M. H., Linn, I. J. & Kennedy, C. R. (1981): A comparison of the feeding biology of Mink *Mustela vison* and otter *Lutra lutra*. – *J. Zool.* **195**: 181–213.

DIET COMPOSITION OF OTTERS LIVING ON ABANDONED FISHPOND AND GRAVEL PITPOND SYSTEMS

József Lanszki and Gabriella L. Széles

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

The aim of this study was to examine the diet composition of otters living in the Danube-Drava National Park along the Középrigóci abandoned fishpond system and the Somogyudvarhelyi gravel pitpond system which managed by an angling club. The food of otters consisted mainly fish (annual mean 93% and 95%, respectively), in the fish diet most important was the gibel carp (55–93%) in the Középrigóci ponds, and the brown bullhead (47–76%) in the Somogyudvarhelyi ponds. The ratio of economically important fish, from the angling point of view consumed by otters was low (2.8%). Main fish food of otters consisted of small-sized fish (below 100 g, 90% and 89%, respectively). Otters consumed mainly eurytopic fish (98%) in the Középrigóci ponds and stagnophil fish (62%) in Somogyudvarhelyi ponds. Otters consumed mainly non-native fish (77% and 74%, respectively) in both areas. Results may be utilized in the management of nature conservation areas.

Keywords: *Lutra lutra*, nature conservation management, angling, non-native fish