

Szélkiáltó

KISALFÖLDI REGIONÁLIS MADÁRTANI ÉS
TERMÉSZETVÉDELMI FOLYÓIRAT

16. szám 2014. október



16

Az I. Vadlúd, Daru és Hattyú Workshop előadásai és a
III. Győr-Moson-Sopron Megyei Madártani Kongresszus előadásai

Tartalom

Contents

Az I. Vadlúd, Daru és Hattyú Workshop előadásai – Mekszikópuszta, 2011. április 9.

SELMECZI KOVÁCS ÁDÁM	Az énekes hattyú (<i>Cygnus cygnus</i>) fészkelése Magyarországon 2005–2011 Breeding of the Whooper Swan (<i>Cygnus cygnus</i>) in Hungary 2005–2011	3
GYÜRE PÉTER	Vadludak állományának változása a Hortobágyon 1989–2010 között Change in wild geese populations in the Hortobágy between 1989 and 2010	5
VÉGVÁRI ZSOLT	A daru (<i>Grus grus</i>) magyarországi vonulási mozgalmái 2006–2010 között és ennek természetvédelmi vonatkozásai Migration movements of the Common Crane (<i>Grus grus</i>) in Hungary between 2006 and 2010 and conservation aspects of this	8
KOVÁCS GYULA SZINAI PÉTER	A bütykös hattyú (<i>Cygnus olor</i>) balatoni státusza az ezredforduló után The state of Mute Swans (<i>Cygnus olor</i>) on Lake Balaton after 2000	12
MUSICZ LÁSZLÓ	Vadlúd monitoring a Tatai tavakon Monitoring of wild geese on the Lakes of Tata	17
PELLINGER ATTILA	A bütykös ásólúd (<i>Tadorna tadorna</i>) fészkelése és vonulása Magyarországon Nesting and migration of the Common Shelduck (<i>Tadorna tadorna</i>) in Hungary	20
TAR JÁNOS	A kis lilik (<i>Anser erythropus</i>) Magyarországon The Lesser White-fronted Goose (<i>Anser erythropus</i>) in Hungary	23
TÖRÖK HUNOR KLESZÓ ANDRÁS	Vadlúd és daru (<i>Grus grus</i>) állományváltozások a Borsodi-Mezőségben 2007–2012 között Changes in wild geese and Common Crane (<i>Grus grus</i>) populations in Borsodi-Mezőség between 2007–2012	25
KISS DROROTTYA FARAGÓ SÁNDOR	A bütykös hattyú (<i>Cygnus olor</i>) állományeloszlásának tér-idő mintázata a vonulási és telelési időszakban Time-space pattern of distribution of Mute Swan (<i>Cygnus olor</i>) population in migrating and wintering period	27

A III. Győr-Moson-Sopron Megyei Madártani Kongresszus előadásai – Kapuvár, 2013. március 2.

STENGER-KOVÁCS CSILLA	Egy mekszikópusztai szikes tó (Borsodi-dűlő) diatómái és fizikai, kémiai jellemzői Diatoms and water chemical features of a small, saline lake in Mekszikópuszta (Borsodi-dűlő)	32
LENGYEL EDINA		
AMBRUS ANDRÁS	A lápi póc (<i>Umbra krameri</i>) előfordulása a Hanságban Mudminnow (<i>Umbra krameri</i>) in the Hanság	35
PELLINGER ATTILA	A Nyirkai-Hany elárasztásának szerepe a vadlúdfajok védelmében The role of the restored wetland Nyirkai-Hany in the conservation of wild geese species	37
TATAI SÁNDOR		
BALSAY SÁNDOR	Győr-Moson-Sopron megye fehér gólya (<i>Ciconia ciconia</i>) állományának változásai 1986–2012 között Population changes of the White Stork (<i>Ciconia ciconia</i>) in Győr-Moson-Sopron county in the years 1986–2012	41
KENYERES ZOLTÁN	A Kisalföld egyenesszárnyú-kutatásának legújabb eredményei (2002–2012) The newest results (2002-2012) related to orthopterological examinations of the Small Hungarian Plain	42
KOVÁCS PÉTER	Arachnológiai kutatások Győr-Moson-Sopron megyében Arachnological research in Győr-Moson-Sopron county	45
SZITA RENÁTA	A Rák-patak makrogerinctelen faunája The macroinvertebrate fauna of Rák Stream	48
	Tartalomjegyzék folytatódik:	87



Szerkesztőbizottság: Pellinger Attila, Dr. Hadarics Tibor, Mogyorósi Sándor, Tatai Sándor, Soproni János, Dörögman Csilla

Postacím: H-9400 Sopron, Pócsi utca 11.

Kiadja az MME Soproni és Kisalföldi Csoportja

Az énekes hattyú (*Cygnus cygnus*) fészkelése Magyarországon 2005–2011

Breeding of the Whooper Swan (*Cygnus cygnus*) in Hungary 2005–2011

SELMECZI KOVÁCS ÁDÁM

1. Bevezetés

Immár fél évtized telt el azóta, hogy a hazánkban nem is olyan régen még ritka vendégnek számító énekes hattyú (*Cygnus cygnus*) Ipoly-völgyi megtelepedéséről és sikeres fészkeléséről számolhattam be. Most az eddigi években történt megfigyelések, illetve fészkelési kísérletek eredményeit foglalom össze. Az énekes hattyú az 1960-as évektől kezdte meg elterjedési területének növelését, és foglalta el kis számban Anglia és Írország, a balti államok, Lengyelország és Németország megfelelő élőhelyeit. Az ezredforduló táján számoltak be dániai, majd az első magyar költéssel egy időben, azaz 2005-ben hollandiai fészkeléséről (DÍK, 2006).

2. Az előzmények

Ez a rendkívül impozáns madár alig kétszáz éve még a nagy kiterjedésű hazai mocsarak és lápok fészkelője volt. Ugyanakkor az iparosodás előretörése, illetve a kizárólag a társadalom étel- és ellátásának igényeit figyelembe vevő mezőgazdasági módszerekkel járó intenzív élőhely-átalakítások (közkeletűen „lecsapolások”) rövid idő alatt megszüntették e zavartalanul mondható területeket, s ez óhatatlanul együtt járt a madárfauna szegényedésével. Mindennek köszönhetően az énekes hattyú visszaszorult kontinensünk északi, gyéren lakott, ellenben természetes állapotú élőhelyekben gazdag tájaira, nálunk pedig már csak ritka téli vendégként bukkant fel a nagyobb, fagymentes vizeken. A 20. század vége felé közeledve a természetvédelmi célok és intézkedések (pl. élőhely-rekonstrukciók, aktív védelmi beavatkozások) hatékonyabbá válása idején egyre gyakrabban jelentek meg nálunk is énekes hattyúk, ezzel együtt azok a pozitív hírek, amelyek a faj terjeszkedéséről, egykori elterjedési területének újjahódításáról tudósítottak.

A Soroksári-Dunán ez idő tájt évről évre bővülő számban jelentkezett egy csapat, a jégmentes részeken telelő példányok száma már másfél tucatra rúgott, amikor egy sajnálatos mérgezési eset miatt a madarak zöme elpusztult. Joggal gondolhattuk, hogy ezzel kútba esett az egyre többet nálunk időző fiatal madarak – amelyek kedvet kaphattak volna a kedvező adottságú élőhelyek elfoglalására – hazai kolonizációjának megindulása.

2004 kora tavaszán az Ipoly-völgy egyik kiváló lápterületén (amely megjelenésében és felépítésében az északi fészkelőhelyekkel rokon) két kifejlett énekes hattyú került a MME Budapesti Helyi Csoportjának általam vezetett túráján részt vevő megfigyelők elé. Örömmünk határtalan volt, hiszen ez volt a faj első itteni dokumentált előfordulása. Utólag visszagondolva ekkor fel sem tűnt, hogy a madarak nem a jelentős mértékű kiöntéseken táplálkoznak, hanem egy zártabb fűzlápon mozognak. Amikor a május közepi bejárásom ismét távcső elé kerültek (immár egy másik területen, egy régen lefűződött egykori holtágból kialakult mocsárnál) már násztevékenységre utaló jeleket is láthattunk, de még ekkor sem mertünk arra gondolni, hogy megtelepedésről lenne szó, mindössze egy megkésített vonuló párnak gondoltuk a madarakat. Mivel a későbbi terület-ellenőrzések során nem láttuk őket, egy évet kellett várni az első hazai fészkelés bizonyítására.

3. Fészkelési eredmények

A következő évben, 2005. június 25-én a kissé csipős hajnal első fényei az Ipoly-menti mocsarak egyikénél értek. Az itt fészkelő vízimadár-közösség tagjainak számbavétele közben a nádas egyik sarkából egy hattyú úszott elő nyomában három fejlett fiókával. Miközben távcsővet ráemeltem, arra gondoltam, hogyan fognak örülni majd bütykös hattyúval (*Cygnus olor*) foglalkozó társaim egy újabb fészkelési adatnak – de ekkor majdnem kiejtettem a távcsövet a kezemből: énekes hattyúk! Az elől úszó tojót követő fiókák nyomában az óvatosan kémlelő gúnár is előbukkant, viszonylag sebesen terelve a családot a nádas másik feléhez, hogy újra takarásba érjenek a nyílt vízről. Ezek után nem sikerült újra együtt látni a családot (egyedül a gúnár mutatkozott, de az is csak rövid időre), s félő volt, hogy a nyár folyamán a Kárpát-medencén átszörfő jégverések áldozatául esett a fiókák mellett a tojó is. (Az időjárási szélsőséget mutatja, hogy az Ipoly-völgy nádi gémtelpeinek az évi teljes szaporulatát megsemmisítették a heves, jégveréssel is járó esőzések.) Megkönnyebbülés volt, hogy az ősz és a tél folyamán felbukkant a pár, de sajnós a fiókák nélkül. Csak reménykedni tudtunk, hogy a következő évben sikeresebb költés lesz (SELMECZI KOVÁCS, 2005). Az év eredményei számokban: első megfigyelés április 1; megfigyelt/repülős kort elért fiókák száma 3/0; utolsó megfigyelés július 9.

2006-ban a pár ugyanezen mocsár szélén épített fészket, amire áprilisban még jó rálátás nyílt egy fán lévő leshelyről. A későbbiekben a fészkek az egyre magasabbra növekvő nád és gyékény takarásába kerültek, de a fiókák kelését követő napokban sikerült megfigyelni a családot. Az előző évhez hasonlóan ekkor is három fiókát vezettek a gondos szülők, amelyből kettő érte el a repülős kort; szeptemberben már külön utakat járva kerültek elé a folyóvölgy vizes területein. Az év eredményei számokban: első megfigyelés február 28; megfigyelt/repülős kort elért fiókák száma 4/2; utolsó megfigyelés szeptember 6.

2007-ben a téli megfigyeléseken nem találtuk madarainkat, s csak kora tavasszal jöttünk rá, hogy az egyik legjobban átlátható, mindennemű zavarás nélkül ellenőrizhető mocsárban „lapítanak”. Ez szinte szó szerint értendő, hiszen annak ellenére, hogy a kifejlett madarak elég meggyőző méretekkel rendelkeznek, igen rejtőzködő módon viselkednek. A tojó április második hetében már folyamatosan ülte a fészket, amelyet a táplálkozás céljából történő elhagyásokra gondosan betakargatott. Az irodalomból ismert kotlási idők figyelembevételével május közepére lehetett sejteni a kelést, ami be is igazolódott. Május 15-én sikerült megfigyelnem a négy pelyhes fiókát vezető öregeket. Az év eredményei számokban: első megfigyelés március 17; megfigyelt/repülős kort elért fiókák száma 3/0; utolsó megfigyelés június 3.

2008-ban sejthető volt, hogy az új költőhely nem fogja csábítani a telelésből visszaérkező hattyúkat, mivel a közeli domboldalon egy pontosan a mocsárra néző madármegfigyelő-helyet létesített egy helyi egyesület. A májusban hivatalosan is átadott megfigyelőhely építési munkálatai a hóolvadás után kezdődtek, így nem volt meglepő, hogy az öreg madarakat hol itt, hol ott láttuk, de végül sikeres költésre utaló jelet senki sem észlelt. Az év eredményei számokban: első megfigyelés január 25; megfigyelt/repülős kort elért fiókák száma 0/0; utolsó megfigyelés május 7.

2009-ben már a hóolvadást követően megjelentek a madarak, s a korábbi évektől eltérően a gúnár igen aktívan hajtotta el a bütykös hattyúkat még a korábbi fészkelőhelyeitől 6-7 km-re lévő kiöntéseken is! Kérdés volt, hogy hol építenek majd fészket, a régi nyugodt területen vagy az előző évben zavart helyen. Végül „jó döntést hozva” a pár visszatért a 2005-ös fészkelés helyszínére, s március közepén már párzásukat is megfigyelhettem, ami reményt adott az újabb fészkelésre. Április közepén fészkelőellenőrzésre is sort kerítettünk: a tojó a fészkekről való leszállás előtt gondosan betakarta a hét tojást, amelyekhez (a terület felett repülve „járőröző” gúnárral együtt) távozásunk után hamarosan visszatért. Kagyerják Pál, a MME Nógrád Megyei Helyi Csoportjának tagja (egyben a terület természetvédelmi őre) április 20-án tudósított a fiókák sikeres keléséről, melyek közül négy példányt magam is meg tudtam figyelni a későbbiekben. Az év eredményei számokban: első megfigyelés március 3; megfigyelt/repülős kort elért fiókák száma 4/0; utolsó megfigyelés május 26.

2010-ben újabb érdekesség történt: a márciusi áradásokat követő kiöntéseken három öreg énekes hattyú bukkant fel az Ipoly völgyében. Mivel a párzási időben is még szorosan együtt mozogtak, félő volt, hogy kicsúsznak az időből és idén sem tudnak fészkelni. Végül megoldódott a dolog, s a korábbi fészkelőhelyen április közepétől már csak két madarat, a régi pár tagjait lehetett látni, amelyek aztán cseppet megkésve, május közepén mutatták meg négy kis fiókájukat, amelyek közül (hála a bőségesen csapadékos időjárásnak) három a repülős kort is megérte (SELMECZI KOVÁCS, 2010). Az év eredményei számokban: első megfigyelés március 7; megfigyelt/repülős kort elért fiókák száma 4/3; utolsó megfigyelés október 3.

2011 tavaszán a bevált fészkelőhelyen – Kagyerják Pál kisebb vízkormányzási beavatkozásának köszönhetően – stabilan magas vízállás alakult ki, amely a nyár végéig kitartott. Nagyrészt ennek is betudható, hogy a területen már korán felbukkanó pár sikeresen repítette fiókáinak zömét, amelyek az ősz közepéig a területen tartózkodtak három – valamelyik korábbi fészkelésből származó – kóborló fiatalal.

5. Jövőkép

Az Ipoly-völgyi párnak köszönhetően előbb-utóbb talán Szlovákiában is területet foglalhatnak az innen származó fiatalok, legalábbis a megfigyelési adatok növekvő gyakorisága ezt sugallja. Természetesen a faj terjeszkedésének jelei ettől függetlenül is érzékelhetőek.

Igen érdekes hazai momentum, hogy 2006 óta minden telét a Geszt melletti tavakon tölti a 3R03 nyakgyűrűt viselő, Lengyelországban jelölt madár, amely a 2010-es évben párt is hozott magával és Horváth Gábor megfigyelései szerint fészkelésbe is kezdtek Begécsen.

Habár ez a fészkelési kísérlet sajnos sikertelen volt, ennek ellenére remélhető, hogy ez a nagyszerű madárfaj visszafoglalja egykori magyarországi élőhelyeit, s ha nem is olyan mértékben, mint a betelepítésekkel segített bütykös hattyú, de újra állandó tagja lesz Magyarország fészkelő madárfaunájának.

6. Összefoglalás

Az énekes hattyú – közel kétszáz évnyi szünet után – 2005-ben lett újra a magyar fauna fészkelő faja. A nyugat-európai területeken tapasztalt térhódításával egy időben nyert bizonyítást sikeres hazai költése a Nógrád megyében lévő Ipoly folyó völgyében. A pár azóta is évről évre visszatér, s eddig két területegységen fészkelve röptetett sikerrel fiókákat. A tavaszi hóolvadást követő áradások idején (február végén) jelennek meg, majd az áprilisi fészkepítést követően május végén vezetik elő fiókáikat, amelyekkel szeptemberig a területen tartózkodnak. Az elmúlt lassan egy évtizedben változó sikerrel növekedtek a röpképességig a fiatalok, a legjobb években akár három fióka is. Az Ipoly-völgy mellett más hazai területen is várható a faj megtelepedése, ezt példázza a Békés megyei Begécsi-víztárolón megtelepedett lengyel nyakgyűrűt viselő gúnár, amely 2010-ben párjával együtt foglalt fészkelőterületet, de sajnos a tojó ismeretlen okból eltűnt (véltetően elpusztult).

7. Summary

The Whooper Swan (*Cygnus cygnus*) – after a break of almost two hundred years – became in 2005 again a breeding species in the Hungarian fauna. The successful Hungarian breeding was proven in the valley of the river Ipoly, Nógrád county, simultaneously with the expansion of the species in West-Europe. The pair still returns year by year, and has raised successfully young ones in two sites. They arrive to the time of spring floods following the snow melt (end of February), then, after the nest building in April come forth with the young ones at the end of May, and stay with them in the area until September. In the past period, almost a decade now, the young ones developed until flying age with varying success, up to three in the best years. Beside the Ipoly valley breeding is to be expected also in other Hungarian sites, an example for that is a male with Polish neck ring that settled at the Begécsi reservoir in Békés county and occupied a breeding site in 2010 with his partner, but unfortunately the female disappeared for unknown reasons (probably died).

8. Irodalom

DIJK, A. J. (2006): De wilde zwaan: een nieuwe Nederlandse broedvogel. *Limosa*, 79(3): 81–94.

SELMECZI KOVÁCS Á. (2005): Újra fészkel Magyarországon az énekes hattyú. *Madártávlát*, 12(4): 10.

SELMECZI KOVÁCS Á. (2010): Az énekes hattyú (*Cygnus cygnus*) fészkelése Magyarországon. *Madártávlát*, 17(3): 13–15.

Vadludak állományának változása a Hortobágyon 1989–2010 között

Change in wild geese populations in the Hortobágy between 1989 and 2010

GYÜRE PÉTER

1. Bevezetés

A Hortobágy hazánk nemzetközi szempontból is jelentős vadlúd-gyülekezőhelye, amely már a 20. század elején híres lett a vadludakkal foglalkozó kutatók és vadászok írásai által. A vadlúdvadászatokról szóló tanulmányok alapján az akkori mennyiségek többszörösét tették ki a mostani állománynak (NAGY, 1924). Az utóbbi évtizedekben egy átmeneti mélypont után növekedésnek indult a Hortobágyon fészkelő és a vonulás során megjelenő vadludak mennyisége (FARAGÓ, 2006). Az egyetlen fészkelő vadlúdfajunkon, a nyári lúdon (*Anser anser*) kívül több vonuló faj gazdagítja a térség madárvilágát. A vonulási időszakban a nagy lilik (*Anser albifrons*) alkotja a lúdcapatok fő tömegét.

2. Anyag és módszer

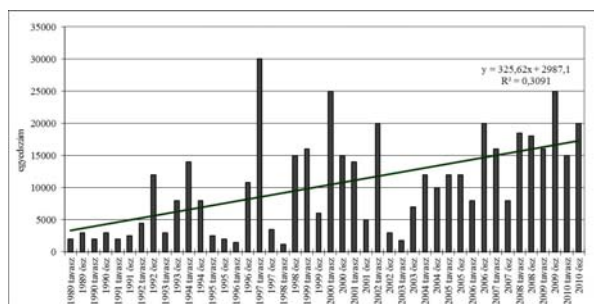
A vonuló vadludak állományának vizsgálatát 1989 és 2010 között heti rendszerességgel végeztük. A vizsgálati területet a Hortobágy középső és északi területei jelentették. Adatgyűjtésünk során a ludak szempontjából jelentős élőhelyeket csoportosítottuk és definiáltuk az egyes kategóriákat. A számlálások a pihenőhelyeken (halastavak, mocsarak) és a táplálkozóhelyeken (gyepek és mezőgazdasági területek) folytak. Az állománybecslést a nemzetközi madárszámlálási módszerek alapján végeztük (GILBERT *et al.*, 1998). A vadludak számlálása során a teljes állományfelmérés módszerét alkalmaztuk, ami azt jelenti, hogy a vizsgált területen egy megfigyelési útvonalat bejárva valamennyi vadlúdfaj valamennyi egyedét megszámláltuk. A megfigyeléshez 10x50-es keresőtávcsövet és 20–60x80-as állványos távcsövet használtunk. A vadludak élőhelyhasználatát a pihenő- és a táplálkozóterületeken történő megfigyelésekkel alapján dolgoztuk fel, minden alkalommal rögzítésre került az adott területen előforduló vadlúdcapatok fajösszetétele, az egyes fajok példányszáma, illetve azonosítottuk az adott élőhelytípust is. Az élőhelyhasználat elemzése során a halastavak preferenciáját az Ivlev-index segítségével állapítottuk meg (IVLEV, 1961). Vizsgáltuk az egyes halastavak vízmélységét, méretét és forgalmas utaktól való távolságát. A statisztikai elemzésekhez az SPSS számítógépes statisztikai programot használtuk. Minden évben vizsgáltuk, hogy a ludak hány napig tartózkodnak a vizsgálati területen. A meteorológiai adatok a Debreceni Egyetem Agrár- és Gazdálkodástudományok Centrumának Agrometeorológiai Központjában kerültek rögzítésre.

3. Eredmények

1989 és 2010 között a ludak létszámának áttekintése alapján megfigyeltük, hogy 1992-től jelentkeznek nagyobb egyedszámú vadlúdcapatok. A vizsgált években a népesebb lúdcapatok ősszel főleg novemberben mutatkoztak. A tavaszi vonulási időszak során, pedig február közepe és március közepe között jelenhetnek meg nagy csapatok. Az utóbbi években nő a telelő vadludak létszáma is.

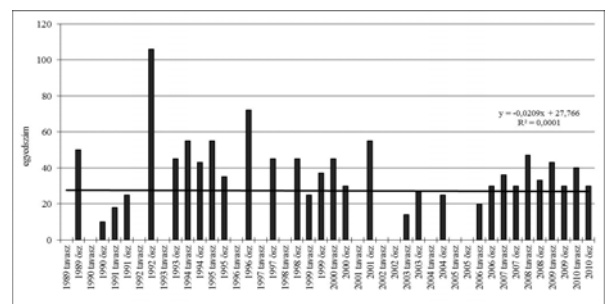
Vonulási időszakban a Hortobágyon a nagy lilik (*Anser albifrons*) fordul elő legnagyobb számban. A Hortobágyra érkező első nagy lilik-csapatok ősszel szeptember végén, október elején jelennek meg, és az időjárástól függően addig maradnak, amíg a tavak és mocsarak be nem fagynak vagy a táplálkozóterületet be nem borítja a hó. Az őszi vonulás csúcsa november közepére tehető, a vizsgált évek során a nagy lilikek száma növekedett. A csapatok egyre nagyobb része áttelel. Tavasszal, az idő enyhülésével a nagy lilikek száma is folyamatosan növekszik, a vonulás csúcsa február végén és március első felében érinti a területet. Az utolsó vonuló csapatok március végén, április elején hagyják el a Hortobágyot. A tavaszi vonulási periódusban is növekvő tendenciát tapasztaltunk a statisztikai elemzés során, bár az egyes évek között igen jelentős ingadozást figyeltünk meg (1. ábra).

A kis lilik (*Anser erythropus*) kis számban rendszeres átvonuló a Hortobágyon. Ősszel szeptember közepétől láthatók csapatai, az átvonuló madarak a lecsapolt sekély vízi halastavakat keresik fel. A Hortobágyon átvonuló kis lilikek a vizsgált területen főleg a Hortobágyi-halastavon és a környező kisebb mocsaraknál figyelhetők meg. Csapadékos időjárás esetén, amikor a pusztákon őszi időszakban is található kisebb-nagyobb vízállások, a kis lilikek a pusztai vizeken is megtalálhatók. Az ősszel átvonuló kis lilikek száma a 1990-es évek elején majdnem minden évben elérte vagy meghaladta az 50 példányt, míg az utóbbi években az őszi maximumok 30-50 példány körül alakultak a vizsgált területen. Tavaszi vonulásuk március végén, április elején sokkal gyorsabb, ilyenkor a megfigyelt madarak száma is kevesebb. Ennek a fajnak az állománya csökkenő tendenciát mutat (2. ábra), ez a fogyatkozás az északi fészkelőterületeken is megfigyelhető. A Hortobágy szerepe kiemelkedő, hiszen ez a globálisan veszélyeztetett madárfaj vonulása során minden évben megjelenik itt.



1. ábra – A nagy lilik vonulása a Hortobágy középső területein 1989–2010 között

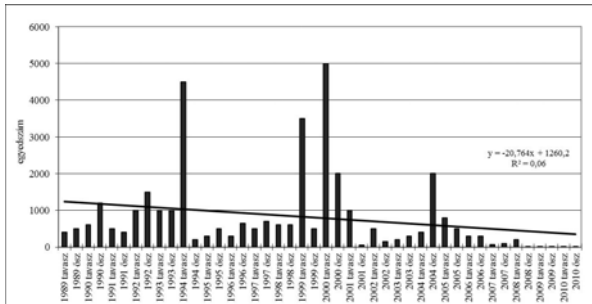
Fig. 1. – Migration of the White-fronted Goose in the central part of the Hortobágy between 1989 and 2010



2. ábra – A kis lilik vonulása a Hortobágy középső területein 1989–2010 között

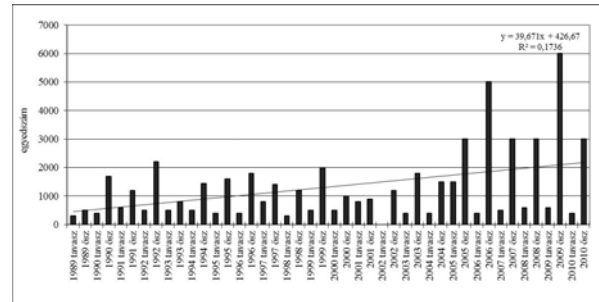
Fig. 2. – Migration of the Lesser White-fronted Goose in the central part of the Hortobágy between 1989 and 2010

A vonuló lúdcapatokban a vetési lúd (*Anser fabalis*) csökkenő számban fordul elő. Néhány (1994, 2000) kiugró értéktől eltekintve, amikor a vonuló vetési ludak száma 5000 példány körül alakult a kutató területen, általában kis mennyiségben figyeltük meg a Hortobágyon (3. ábra).



3. ábra – A vetési lúd vonulása a Hortobágy középső területein 1989–2010 között

Fig. 3. – Migration of the Bean Goose in the central part of the Hortobágy between 1989 and 2010



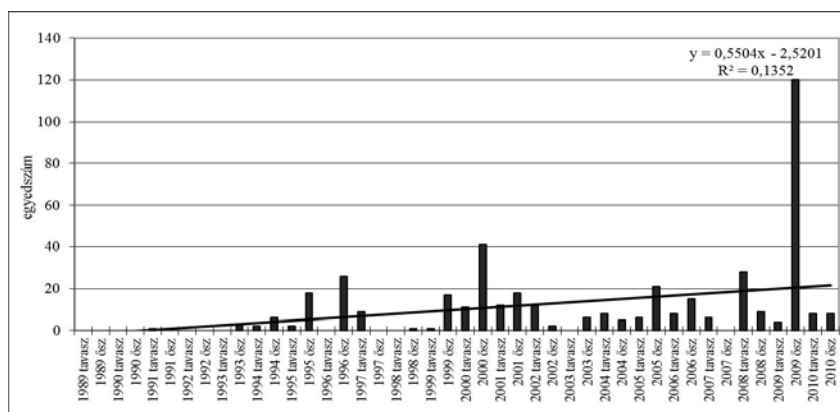
4. ábra – A nyári lúd vonulása a Hortobágy középső területein 1989–2010 között

Fig. 4. – Migration of the Greylag Goose in the central part of the Hortobágy between 1989 and 2010

A lúdfajok közül az egyetlen hazánkban fészkelő faj a nyári lúd (*Anser anser*) a téli leghidegebb időszak kivételével egész évben megtalálható a Hortobágyon, a halastavaknál és a mocsarakban évente 500–600 pár fészkel (KOVÁCS & ECSEDI, 2004). A vizsgált terület fészkelőállománya az egyes években 150–250 pár körül alakult, de a fészkelőállomány az utóbbi években folyamatosan növekszik. A többi vadlúdfaj őszi vonulása idején a nyári lúdnak 2000–3000 példányból álló csapatait lehet látni, főleg szeptemberben és októberben. Tavasszal az első példányok igen korán megérkeznek, és a vonuló ludak csapatai között rendszeresen találkozhatunk a nyári lúd néhány száz egyedből álló csapataival is. A Hortobágyon fészkelők márciusban már fészket raknak és költenek. A fiókák is igen hamar, április második felében kelnek ki. Június végétől a nyári ludak a lecsapolt vagy kiszáradt halastavakon, illetve a pusztai vízállásoknál gyülekeznek. Július végén és augusztusban kezdődik az őszi vonulás előtti gyülekezés, és egy-egy nyugodt pihenőhelyen akár több ezer példány is összegyűlhet (4. ábra).

Az 1980-as években egy-két vörösnakú lúd (*Branta ruficollis*) is megjelent a vadlúdtömegekben, de nem minden évben. Az 1990-es évek elején – és főleg 1993-tól – az őszi és a tavaszi vonulás során a vörösnakú ludak száma megnőtt és előfordulásuk is rendszeresebbé vált. Az őszi vonulás során novemberben – amikor a legtöbb vadlúd tartózkodik a Hortobágyon –, míg tavasszal márciusban látható nagyobb számban, de egy-egy területen jellemzően csak néhány egyed tartózkodik. A jelentős éjszakázó- és pihenőhelyekről származik a legtöbb adat, így a Hortobágyi-halastavon is minden vonulási időszakban megjelenik. A Hortobágyon évente átvonulók száma 50–100 példányra tehető (5. ábra). A növekedés oka, hogy a vörösnakú ludak telelőhelye a Fekete-tenger partvidékére helyeződött át (TUCKER & HEATH, 1994), és így a Hortobágyra is könnyebben elvetődnek.

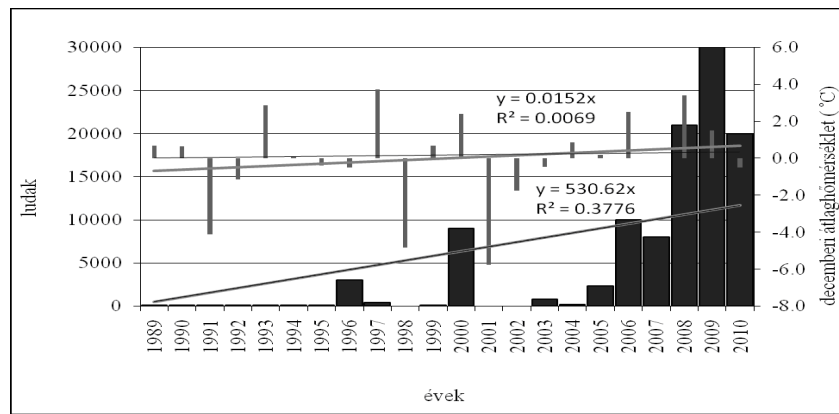
Az apácalúd (*Branta leucopsis*) és az örvös lúd (*Branta bernicla*) a vonuló vadlúdcapatok ritka vendégei, kis számban rendszeresen előfordulnak a nagyobb vadlúdcapatokban.



5. ábra – A vörösnakú lúd vonulása a Hortobágy középső területein 1989–2010 között

Fig. 5. – Migration of the Red-breasted Goose in the central part of the Hortobágy between 1989 and 2010

A vadludak őszi vonulási időszakának hosszát az időjárási tényezők határozták meg. Amikor ősszel erősebb lehülés kezdődik, akkor a nagy létszámú csapatok gyorsan továbbvonulnak. A halastavak és mocsarak befagyása vagy a táplálkozóterületeket beborító hó távozásra készíti a csapatokat. Az utóbbi években az őszi vonulási időszak hossza növekszik, így akár többezres mennyiségben láthatók ludak decemberben (6. ábra), sőt sokszor még januárban is. A tavaszi vonulás jellemzően gyorsabban zajlik, mint az őszi, hiszen ilyenkor a ludak igyekeznek az északi fészkelőhelyeikre. A tavaszi vonulás februárban kezdődik, és március végéig a ludak többsége elhagyja a Hortobágyt.



6. ábra – A Hortobágy középső területein megfigyelt vadludak száma decemberben 1989–2010 között
Fig. 6. – The number of wild geese observed in the central part of the Hortobágy in December 1989–2010

4. Következtetések, javaslatok

A Hortobágy térsége több lúdfaj tekintetében is jelentős vonulóhelynek számít (DELANY & SCOTT, 2002). Az éjszakázó és pihenőhelyek mindegyike a Hortobágyi Nemzeti Park területén helyezkedik el, így a vonuló vadludak ezeken a területeken megtalálják a nyugodt életfeltételeiket. A pihenőhelyek kezelésénél mindenképpen figyelembe kell venni, hogy a lúdfajok a sekélyebb vízállású halastavakat részesítik előnyben a vonulás során, ezért a ludak által használt tógységet szeptembertől áprilisig félig leeresztve a ludak számára optimális pihenőhellyé alakíthatjuk. A ludak mellett az alacsony vízállás más madárfajoknak is kedvező élőhelyet biztosít a vonulás során (récék, darvak, partimadarak). A táplálkozóhelyként legjelentősebb szántóterületek a Hortobágyi Nemzeti Park határain kívül helyezkednek el, ezért a ludak itt védtelenebbek. A vadlúdvadászatok is ezeken a területeken zajlanak, a ritkább fajok a nagyobb csapatok közé keveredve igen veszélyeztetettek. A későbbiekben a legcélravezetőbb és természetvédelmi szempontból is megnyugtató megoldás az lenne, hogy a Hortobágyi Nemzeti Park határain belül eső szántókon a vadludak számára táplálkozóterületeket alakítsanak ki. A klímaváltozás hatására a telelő ludak létszáma növekvő tendenciát mutat, így ezek a táplálkozóterületek a mezőgazdasági táblák védelme szempontjából is fontosak.

5. Összefoglalás

A Hortobágy a vonuló vadludak jelentős gyülekezőhelye, a térség főbb élőhelyei a füves puszták, a mocsarak és a halastavak. A vonuló ludak nagy része nagy lilik, de a ritka és veszélyeztetett kis lilik és a vörösnakú lúd is minden évben előfordul. A Hortobágyon a nyári lúd az egyetlen fészkelő lúdfaj. A területen 1989 óta folytatunk rendszeres megfigyeléseket. Az utóbbi években jelentős változásokat észleltünk a ludak Hortobágyi tartózkodásában. A változás összefüggésbe hozható a klimatikus tényezők változásával, hiszen Magyarország kontinentális éghajlatát a medencejellemből adódóan több tényező határozza meg, így a kontinentális hatásokat óceáni és mediterrán hatások befolyásolják. Megfigyeléseink alapján növekedést figyeltünk meg az átvonuló és a telelő ludak számában.

6. Summary

The Hortobágy is a stopover place for wild geese during migration, typical habitats are mainly grasslands, wetlands and fishponds. Most of the migrating geese are Greater White-fronted Geese (*Anser albifrons*), but the globally endangered Lesser White-fronted Goose (*Anser erythropus*) and the Red-breasted Goose (*Branta ruficollis*) are also observed each year. The Greylag Goose (*Anser anser*) is the only breeding goose species in the area and regular in the migration periods as well. The study period was the last twenty two years since 1989. Hungary has a temperate continental climate influenced by three main factors, these are the Eastern European continental, the Western European oceanic and the Mediterranean influences. The winter temperature is fluctuating within a wide range, caused by the diverse effects and the basin character. Our results showed a significant increase in the number of overwintering geese, and we have found several changes in the timing of goose migration caused by climatic factors.

7. Irodalom

- DELANY, S. & SCOTT, D. (2002): Waterbird population estimates. Third edition. Wetlands International, Wageningen: 71–75.
- FARAGÓ S. (1996): A Magyar Vadlúd Adatbázis 1984–1995: egy tartamos monitoring. Magyar Víziadvad Közlemények, 2: 3–168.
- GILBERT, G., GIBBONS, D. W. & EVANS, J. (1998): Bird monitoring methods. A manual of techniques for key UK species. RSBP–BTO, Bedfordshire.
- IVLEV, V. S. (1961): Experimental ecology of the feeding of fishes. Yale University Press, New Haven.
- KOVÁCS G. & ECSI Z. (2004) Nyári lúd *Anser anser* (Linnaeus, 1758). In: Ecsedi Z. (szerk.): A Hortobágy madárvilága. Hortobágy Természetvédelmi Egyesület – Winter Fair, Balmazújváros–Szeged: 154–155.
- NAGY J. (1924): A Hortobágy madárvilága. A Hortobágy jelentősége a madárvonulásban. Az itt átvonuló vadludak. Aquila, 30–31: 272–288.
- TUCKER, G. M. & HEATH, M. F. (1994): Birds in Europe: their conservation status. BirdLife International, Cambridge.

A daru (*Grus grus*) magyarországi vonulási mozgalmi 2006–2010 között és ennek természetvédelmi vonatkozásai

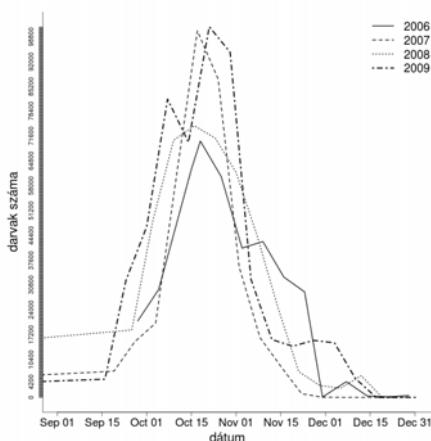
Migration movements of the Common Crane (*Grus grus*) in Hungary between 2006 and 2010 and conservation aspects of this

VÉGVÁRI ZSOLT

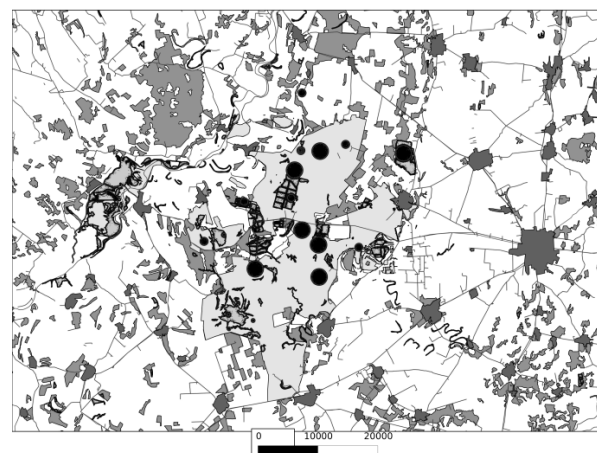
1. Bevezetés

A daru (*Grus grus*) – bár nem tartozik Európa veszélyeztetett fajai közé (IUCN-kategória: nem veszélyeztetett; http://www.birdlife.org/action/science/species/global_species_programme/red_list.html) – a vizes élőhelyek egyik legjelentősebb esernyőfajaként ismert. Mivel hazánk területe a daru legjelentősebb vonulóhelyei közé tartozik, a vizes élőhelyek védelmi státuszának jelentős megerősítéséhez járulhat hozzá a daru vonuláskori élőhelyválasztásának vizsgálata.

A faj teljes európai létszámát 230 ezer madárra becsülik, ezen belül a legnagyobb állománnyal Oroszország, Finnország és Svédország rendelkezik. Az elmúlt három évtizedben nemcsak a kontinens daruállományának robbanásszerű növekedése jellemző, hanem az elterjedési terület észak és dél felé való terjeszkedése is. Az észak felé terjedésnek egyik legfontosabb okaként a klímaváltozást tartják, hiszen Észak-Európa állandóan fagyott (permafrost) zónája gyors ütemben húzódik vissza észak felé, ami a daru legjobban preferált fészkelőhelyei, az égerlápok és mocsaras erdőségek észak felé való előrenyomulásának kedvez (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004). Az északi térhódítás egy másik okozójaként az erdőirtásokat emlegetik, ami elsősorban a balti államokban eredményezett robbanásszerű állománynövekedést. A gyors populációs növekedés egyik következménye, hogy a daru fészkeléskor egyre újabb élőhelytípusok elfoglalására kényszerül, így megindult a faj déli irányú terjeszkedése, aminek eredményeképpen az elmúlt évtizedben elkezdett fészkelni Csehországban, Franciaországban, a Brit-szigeteken és Belgiumban is. Érdemes megemlíteni, hogy 2010-ben Szlovákiában is megjelent a daru fészkelő fajként, ami a hazai költőfaunában való újbóli megjelenésének előfutára is lehet.



1. ábra – A Hortobágyon átvonuló darvak fenológiája
Fig. 1. – Phenology of migrating Common Cranes in the Hortobágy region



2. ábra – A Hortobágyon átvonuló darvak éjszakai pihenőhelyei
Fig. 2. – Night-time resting places of migrating Common Cranes in the Hortobágy region

Kontinensünkön három jelentős vonulási út különböztethető meg, melyek azonban nem teljesen függetlenek egymástól. Az *atlanti útvonal* Norvégia, Svédország, Németország és Csehország fészkelőállományait köti össze a német, a francia és a spanyol telelőhelyekkel. Szintén a klímaváltozásnak tudható be, hogy a telelőterület súlypontja egyre inkább észak felé tolódik, így az elmúlt években Észak-Franciaországban is több tízezres áttelelő állományok figyelhetők meg. Hasonlóan klimatikus hatások sejthetők a mögött, hogy a brit populáció nem vonul.

A *balti–magyar útvonal* az északnyugat-oroszországi, a finn, a balti és a lengyel állományok fészkelőhelyeit köti össze a dél-magyarországi, a vajdasági és a tunéziai telelőhelyekkel. A telelőterület észak felé való mozgása itt is megfigyelhető, így a vajdasági telelőhelyen telelő madarak mennyisége az elmúlt évtizedben elérte a tízezres nagyságrendet.

A *kelet-európai útvonal* Északnyugat-Oroszországot köti össze Izraellel, illetve Etiópiával és Szudánnal. A klimatikus hatás itt is nyomon követhető: feltehetőleg a két afrikai ország éghajlatának szárazabbá válása miatt egyre kevesebb északorosz daru kel át a Szaharán, és – azáltal, hogy ezek Izraelben telelnek – válik hosszú távú vonulóból rövid távú vonulóvá a faj.

Mint azt a műholdas programban részt vevő madarak adataiból megtudtuk, a más vonuló fajoknál jól ismert hurokvonulás jelensége a darunál is tetten érhető: úgy tűnik, hogy a darvak egy része a balti–magyar útvonalon halad déli irányba ősszel, majd Algérián és Marokkón keresztül az atlanti útvonalon érkezik vissza költőterületére tavasszal. Ugyanennek a fészkelőállománynak más tagjai felváltva használják a balti–magyar és a kelet-európai útvonalat (http://www.ecwg.org/home_page.html).

A magyarországi vonulási mozgalmak tekintetében is jelentős átalakulás volt tapasztalható az elmúlt évtizedekben. Nem teljesen tisztázott összefüggés lehetséges aközött, hogy az 1970-es években megszűnt a dobudzsai vonulóhely, és ezzel párhuzamosan jelentősen megerősödött a délkelet-magyarországi régió vonulásban betöltött szerepe, ami az 1980-as évek végétől áttevéődött a Hortobágyra (VÉGVÁRI *et al.*, 2010b).

A jelen tanulmány célja az, hogy képet adjon a daru magyarországi mozgalmairól a 2006 és 2010 közötti időszakból, különös tekintettel a vonulás fenológiájának területi megoszlására, illetve annak klimatikus és élőhelyváltozásokkal összefüggésbe hozható változásaira.

2. Anyag és módszer

2006 és 2010 között Magyarország minden, a daruvonulás szempontjából jelentős területén heti szinkronszámlálásokat végeztünk az őszi vonulási időszakban, így a Hortobágyi, a Körös–Maros, a Kiskunsági, a Bükki és a Fertő–Hanság Nemzeti Parkok (HNP, KMNP, KNP, BNP, FHNP) daruvonulás szempontjából érintett vizes élőhelyein.

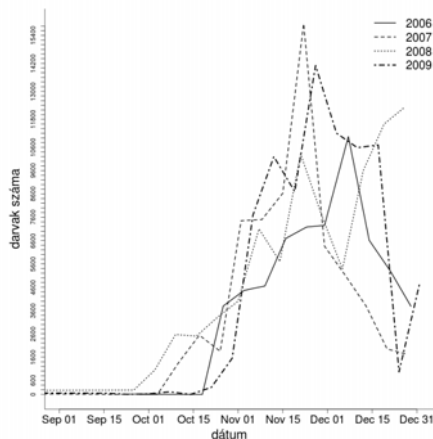
A vizsgálati módszer a HNP-ben 1973 óta zajló daruszámlások folytatása: míg 1973 és 1993 között összel a várt vonulási maximum idejére időzítették a szinkronszámlálásokat, 1994 és 2010 között már heti, fix napú szinkronokat végeztek szeptember közepe és a vonulás vége között. Más hazai állomásozóhelyeken 1971 és 2006 között összel a maximum várt idején, illetve 2006 és 2010 között az ország teljes területén heti gyakoriságú, fix napú szinkronszámlálásokat végeztünk.

A vonuláskutatási módszerek fejlődésével ezen módszerek eredményei alapján egyre pontosabb képet kapunk a darvak kontinensléptékű vonulásáról. Az 1985-ben beindított színes gyűrűs jelölési módszer mellett megjelentek a rádiós és a műholdas nyomkövető eszközök, melyeket a darukutatásban is egyre gyakrabban alkalmaznak.

3. Eredmények

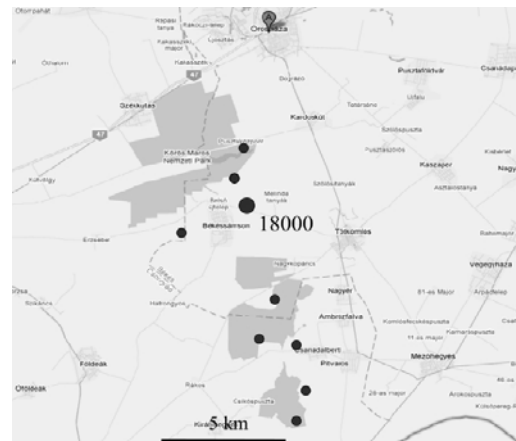
3.1. Regionális mozgalmak

Hortobágyi Nemzeti Park: A régióban zajló vonulási trendeket a vizsgálat időtartama alatt az 1. ábra mutatja be. A vonulás lefutásában észrevehető egy konzisztens mintázat a különböző évek között: a trendek aszimmetrikusak, azaz az érkezési átlagos meredekség jóval kisebb, mint az elvonulási. Emellett az ábrák alakjairól feltételezhető, hogy azok több vonulási hullám szuperpozíciói. A darvaknak a vizsgálat időtartama alatt elfoglalt éjszakázóhelyeit a 2. ábra mutatja be: az elmúlt évtizedekben a darvak több mint ötven éjszakázóhelyet használtak a Hortobágyon. A legnagyobb éjszakázóhelyek mesterséges halastavakon vannak, ahol az emberi zavarás mértéke nem elhanyagolható. Emellett érdekes tendencia, hogy a Hortobágyon átvonuló darvak egyre gyakrabban éjszakáznak száraz gyepeken vagy mocsarakban, ami a terület alacsony ragadozósűrűségét mutathatja.



3. ábra – A Körös–Maros Nemzeti Parkban átvonuló darvak fenológiája

Fig. 3. – Phenology of migrating Common Cranes in the Körös–Maros National Park



4. ábra – A Körös–Maros Nemzeti Parkban átvonuló darvak éjszakázóhelyei

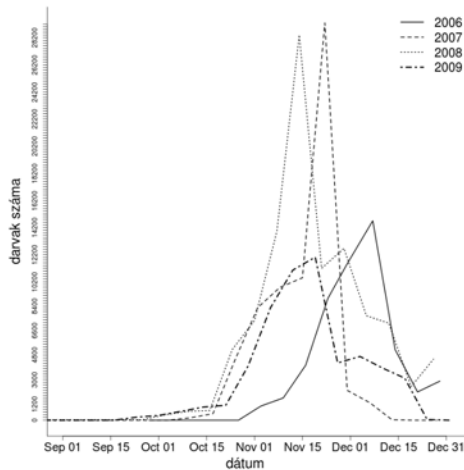
Fig. 4. – Night-time resting places of migrating Common Cranes in the Körös–Maros National Park

Körös–Maros Nemzeti Park: A régió éjszakázóhelyeit a 4 ábra, a vizsgálat időtartama alatt az állománytrendeket a 3. ábra mutatja. A terület nagyságához képest szokatlanul sok, több mint tizenöt éjszakázóhelyet választottak a darvak. Ugyancsak a Hortobágyéhoz hasonló tendencia, hogy a darvak – elsősorban a téli időszakban – rendszeresen éjszakáznak száraz állapotú vagy befagyott vizes élőhelyeken. A terület a telek melegebbé válásával része lett az Észak-Vajdasággal egybefüggő, az elmúlt évtizedben stabilizálódó teletelőknek.

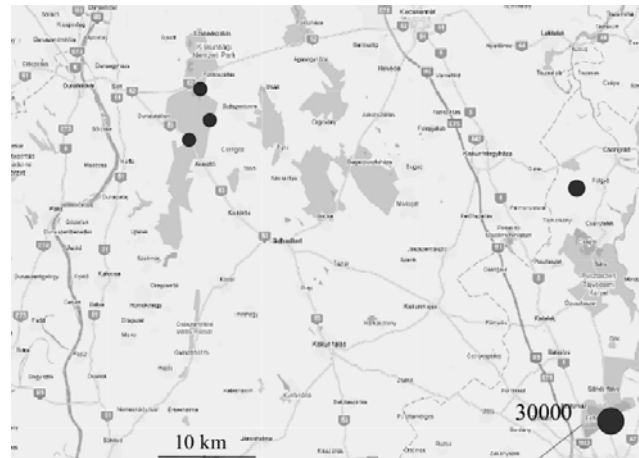
Kiskunsági Nemzeti Park: A régió éjszakázóhelyeit a 6. ábra, a vizsgálat időtartama alatt az állománytrendeket az 5. ábra mutatja. A darvaknak a Hortobágyról való elvonulása után a csapatok egy része a Kiskunságban állomásozik, élesebb vonulási csúcsokat mutatva, mint a Körös–Maros Nemzeti Parkban megjelenők. A régió legnagyobb éjszakázóhelyei a szegedi Fehér-tavon vannak, de a szikes tavakon is rendszeresen állomásoznak nagyobb csapatok.

Bükki Nemzeti Park: Bár a Borsodi-Mezőségben átvonuló darvak a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság működési területére eső vizes élőhelyeken éjszakáznak, ezek a csapatok valószínűleg a hortobágyi állományhoz lazán csatlakoznak, amit az erős fluktuációk is mutatnak.

Fertő–Hanság Nemzeti Park: Míg a régió viszonylag kis létszámú átvonuló mennyiséggel jellemezhető, az ezen vonulási út izoláltsága és a cseh állomány közelsége arra utal, hogy az itt megjelenő madarak a csehországi vonulókhöz csatlakozva haladnak az atlanti útvonalon Németországon keresztül.



5. ábra – A Kiskunságban átvonuló darvak fenológiája
Fig. 5. – Phenology of migrating Common Cranes
in the Kiskunság region



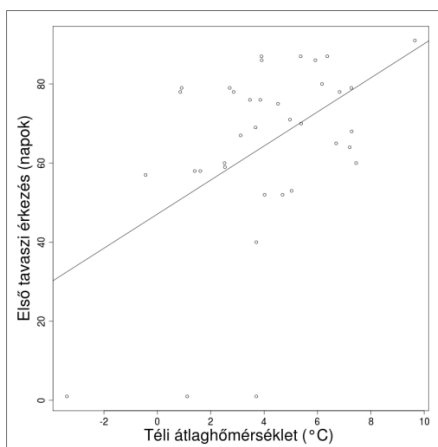
6. ábra – A Kiskunságban átvonuló darvak éjszakázóhelyei
Fig. 6. – Night-time resting places of migrating Common Cranes
in the Kiskunság region

3.2. A klímaváltozás hatásai

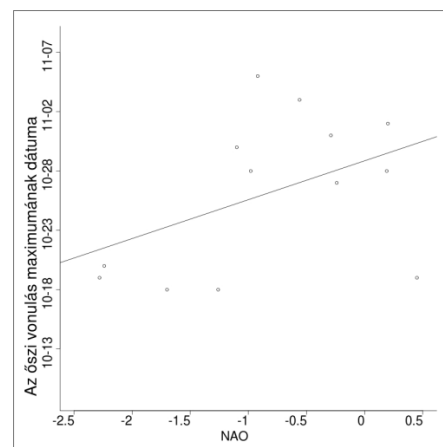
3.2.1. Tavaszi vonulás és a helyi klímahatások

A Hortobágyon átvonuló darvaknál a tavaszi első érkezések időpontjánál szignifikáns pozitív kapcsolat mutatkozott a helyi havi átlaghőmérséklettel ($b=4,307$, $r^2=0,236$, $p=0,003$). Hasonlóképpen szignifikáns pozitív kapcsolatot találtunk a helyi havi minimumhőmérséklettel ($b=1,748$, $r^2=0,117$, $p=0,041$).

A melegedő telek hatását mutatja, hogy szignifikáns negatív kapcsolat jelentkezett a tavaszi érkezések és a helyi téli átlaghőmérséklet között ($b=-5,788$, $r^2=0,208$, $p=0,006$) (7. ábra).



7. ábra – A darvak első tavaszi érkezéseinek időpontja és a téli átlaghőmérséklet közti összefüggés a Hortobágyon
Fig. 7. – Relationship between the time of the first spring arrival of the cranes and the average temperature in winter in the Hortobágy



8. ábra – A darvak őszi maximumának időpontja és az észak-atlanti oszcilláció téli értékének összefüggése a Hortobágyon
Fig. 8. – Relationship between the autumn maximum of the cranes and the winter value of the North Atlantic oscillation in the Hortobágy

3.2.2. Őszi vonulás és globális klímahatások

Szignifikáns kapcsolat jelentkezett az őszi maximum időpontja és az észak-atlanti oszcilláció mértékének téli (december–március) értékei között (az észak-atlanti oszcilláció az Izland és az Azori-szigetek közötti légnyomáskülönbség mértéke, ami jól jellemzi Európa éghajlatát; a negatív értékek száraz, hideg telet, a pozitívak pedig nedves, meleg teleket jelentenek) (8. ábra).

4. Értékelés és természetvédelmi kezelési javaslatok

Vizsgálatunk a magyarországi daruvonulás számos új aspektusára hívta fel a figyelmet. Először is nagy valószínűséggel feltételezhető, hogy a hazánkon átvonuló darvak rendszeresen végeznek hurokvonulást, azaz a tavaszi vonulás során nem a balti–magyar útvonalon, hanem Algéria és Marokkó érintésével az atlanti útvonalon haladnak fészkelőhelyük felé. Mivel az európai daruállománynál a vonulási utak váltogatása rendszeres esemény lehet, elképzelhető, hogy a kiugró maximumú években egy északnyugat-oroszországi állomány beáramlását tapasztalhatjuk. Emellett az is valószínű, hogy a Fertő–Hanság Nemzeti Parkban látható darvak az atlanti útvonalat használó

cseh állomány egy részét képezik. Továbbá arra utaló eredmények is vannak, hogy a Dél-Magyarországon átvonuló csapatok egy része Olaszországban át Franciaországba vonul telelni.

Az európai állományrobbanásnak Magyarországon is tanúi lehetünk, hiszen a vizsgálat időtartama alatt mind a magyar, mind a hortobágyi maximális őszi összlétszám elérte a százezres nagyságrendet, ezzel a terület a daru világviszonylatban legnagyobb vonulóhelyévé lépett elő (VÉGVÁRI *et al.*, 2010b).

A daruvonulás kapcsán értékes adalékokat találtunk a klímahatások és a madárvonulás közti kapcsolatra. Eredményeink alapján a darvak a melegedő telek hatására egyre hamarabb érkeznek a hortobágyi vonulóhelyre, és egyre gyakrabban kísérik meg az áttelelést is. Az Európa időjárását részben leíró észak-atlanti oszcilláció hatása is kimutatható volt: enyhébb, nedves ősök idején a darvak zöme később indul el fészkelőhelyének körzetéből, és később érkezik a hortobágyi állomásozóhelyre is (VÉGVÁRI *et al.*, 2010a)

Bár az európai állomány továbbra is növekszik, a gyarodás üteme lassulni látszik. Ez részben magyarázható a fészkelőhelyek telítődésével, de nem zárható ki az intenzívebbé váló mezőgazdasági technológiák által a táplálékkínálatban indukált változások. Emellett nagyléptékű vizeslőhely-rekonstrukciók zajlanak Európa-szerte, ami az alkalmas éjszakázóhelyek számát a jövőben tovább fogja növelni. A vonuló madarak számára szükséges táplálkozóterületek hosszú távú fennmaradását leghatékonyabban célzott agrárkörnyezetvédelmi támogatásokkal lehet biztosítani. Ezeknek a legalkalmasabb formája az Érzékeny Természeti Területek támogatási formái, melyen belül a magyar gazdálkodók is pályázhatnak a daru-vadlúd programcsomagra. A darvak által táplálkozóhelyként használt területeken az egész kontinensen támogatási programok zajlanak, mert több európai országban a darvak helyenként érzékeny károkat is okoznak.

Bár a daru nem tartozik a veszélyeztetett fajok közé, vizeslőhely-rekonstrukciók esetén mégis gyakran használják esernyőfajként, így javasolt a kezelési tervek végiggondolása a daruvonulást érintő folyamatok figyelembevételével is. Egyrészt érdemes felkészülni a hazai természetvédelmi gyakorlatban a telek további melegedésével párhuzamosan megnövekedő áttelelő darumennyiségekre, ami érinti a mocsarak feltöltésének, illetve egyes halastavak feltöltési és csapolási időzítésének gyakorlatát, ami viszont magasabb szintű egyeztetéseket is fog indukálni. Ezzel párhuzamosan természetesen a fentebb említett agrár-környezetvédelmi programok illesztése is javasolt a természetvédelmi kezelési tervekhez.

5. Summary

We conducted weekly counts of roosting cranes between 2006 and 2010 in all significant staging areas of Common Cranes (*Grus grus*) in Hungary, which is the extension of the counting activity performed in Hortobágy National Park since 1994. As a result, we detected consistently asymmetrical migration phenology in Hortobágy, indicating a superposition of several migration waves. Cranes used more than fifty roost sites in Hortobágy with the largest ones situated in extensive fishponds. In Körös–Maros National Park cranes started to overwinter regularly, often roosting in dry wetlands. In Kiskunság cranes tend to stage for shorter periods than in Körös–Maros National Park, with the largest flocks to be observed in the Lake Fehér at Szeged and also in a number of alkaline lakes. Cranes staging in the Borsodi-Mezőség region are considered to be loosely linked to flocks staging in Hortobágy, as shown by irregular fluctuations. Crane flocks occurring in Fertő–Hanság National Park are probably connected to birds breeding in the Czech Republic which use the atlantic flyway.

As a likely result of climatic variability, cranes migrating in Hortobágy have shown the advancement of first arrival dates and exhibited significant, positive relations with local mean monthly temperature. Additionally, we detected a positive relationship between the julian date of autumn migration peak and winter mean of the North Atlantic oscillation, indicating later autumn arrivals during warmer periods.

6. Köszönetnyilvánítás

Külön köszönet illeti Fintha Istvánt, a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság nemrégiben elhunyt természetvédelmi felügyelőjét a munka motivációjáért, a HNPI, KMNPI, KNPI, BNPI, FHNPI Természetvédelmi Őrszolgálat, a Hortobágy Természetvédelmi Egyesület, a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, a Zöld Kör és a Bakcsó Egyesület tagjait, valamint számos lelkes, önkéntes ornitológust fáradhatatlan munkájukért.

7. Irodalom

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge: 104.

VÉGVÁRI, ZS., BÓKONY, V., BARTA, Z. & KOVÁCS, G. (2010a): Life history predicts advancement of avian spring migration in response to climate change. *Global Change Biology*, 16(1): 1–11.

VÉGVÁRI, ZS., SZÉLL, A., PELLINGER, A., KÓKAI, K., MÉSZÁROS, CS., NAGY, T., TOKODY, B. & ENGI, L. (2010b): Migration of the Common Crane (*Grus grus*) in Hungary between 1999–2005. *Aquila*, 116–117: 187–194.

A bütykös hattyú (*Cygnus olor*) balatoni státusza az ezredforduló után

The state of Mute Swans (*Cygnus olor*) on Lake Balaton after 2000

KOVÁCS GYULA & SZINAI PÉTER

1. Bevezetés

A bütykös hattyú (*Cygnus olor*) hazai és ezen belül balatoni állományának vizsgálatával az elmúlt évtizedekben több szerző is foglalkozott: HORVÁTH & KÁRPÁTI, 1988; SZINAI, 1997, 1998; HORVÁTH, 2003; ALBERT *et al.*, 2004. Az alábbiakban újabb, saját vizsgálataink 2003–2008 közötti időszakra vonatkozó eredményeit adjuk közre.

2. Anyag és módszer

2.1. Terepi vizsgálatok

A Dél-balatoni Természetvédelmi Csoport (MME 35-ös számú helyi csoportja) a Dél-balatoni Madármonitoring keretében végez havi felméréseket a Balaton déli partján 18 megfigyelési ponton (KOVÁCS, 2008a). Ezen kívül minden évben a teljes Balatonon és a környező halastavakon, berkekben folytatunk vízimadár-számlálást (KOVÁCS, 2008b, 2008c, 2008d).

Mivel a bütykös hattyúk befogása és gyűrűzése számos sajátossággal jár, így ezeket később külön tárgyaljuk. A gyűrűzési adatok a Madárgyűrűzési Központ adatbázisából származnak.

2.2. Az adatok értékelése

Az állományváltozás vizsgálatát a populációváltozás index segítségével végeztük el, mely az egymást követő évek átlagos egyedszámának egymáshoz való viszonya. $I_x = (I_{x-1} \times d\% / 100) + I_{x-1}$, $d\% = (100 \times A_x / A_{x-1}) - 100$, ahol I_x a populációváltozás indexe az x . évben, I_{x-1} a populációváltozás indexe az $x-1$. évben, A_x az átlagos egyedszám az x . évben, A_{x-1} az átlagos egyedszám az $x-1$. évben (GREENWOOD *et al.*, 1993). A bázis év (100%) a 2003–2004-es szezon.

Az állományváltozás trendjét lineáris regresszióval vizsgáltuk. A trend erősségét a determinációs koefficiens (r^2) adja meg, az illeszkedést F-próbával ellenőriztük.

Az egyes évek átlagos állományának eltérését a bázis évhez és egymáshoz képest egyváltozós varianciaanalízissel, az évek páronkénti post-hoc összehasonlítását Tukey-tesztel vizsgáltuk.

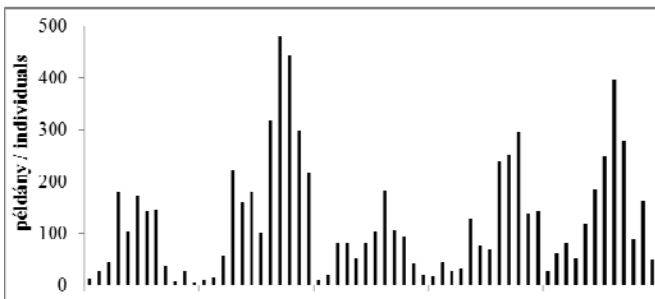
Élőhelyhasználat: az egyes élőhelytípusokon számolt egyedszámok. A felmérések során az alábbi élőhelytípusokat különböztettük meg: K – part közeli: a partvonal és az attól kb. 200 m-ig terjedő sáv, T – parttól távoli: a partvontól kb. 200 m-től távolabbi nyílt víz, KL – part közelben repülő, TL – parttól távoli repülő, H – homokpad, fenyő, kövezés, N – nádas. Az élőhelyhasználat arányának összehasonlítását khi-négyzet (χ^2) próbával végeztük el.

3. Eredmények és megvitatásuk

3.1. Állomány nagyság

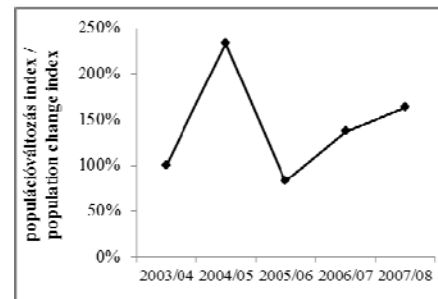
Az öt év alatt a déli parti átlagos állomány nagyság 125,7 pld. volt. A déli parton legtöbb madarat (480 pld.) 2004. október 16-án jegyeztük fel (1. ábra), ugyanezen a napon Fonyódon figyeltük meg a legtöbb egyedet (191 pld.). Az állományváltozás tekintetében egyértelmű trendről nem beszélhetünk ($r^2=0,007$; $F=0,02$; $p=0,90$). Mindamellett az egyes évek között az átlagos állomány nagyságban jelentős ingadozást tapasztaltunk (73,7–209,2 pld.; $F=7,80$; $p=0,000$). A populációváltozás index alapján a második évre erőteljes növekedés ($Q=6,22$; $p=0,000$), majd egy év múlva ennél is nagyobb csökkenés ($Q=7,05$; $p=0,000$), utána mérsékelt növekedés volt tapasztalható ($p \gg 0,3$). A bázis évhez képest az átlagos állomány nagyság – a második év kivételével – nem tért el szignifikánsan (2. ábra).

A vizsgálati időszakban megfigyelt 78 vízimadár faj között a bütykös hattyú egyed szerinti dominanciája 3,4%, tömeg szerinti 26,8% volt. Egyed szerinti denzitása 2,1 pld./km², tömeg szerinti 21,08 kg/km², átlagos egyedszáma 7,2 pld./nap/terület, konstanciája 60,7% volt valamennyi megfigyelési egységet tekintve.



1. ábra – A bütykös hattyú összes egyedszáma a Balaton déli partján az egyes megfigyelési napokon (2003–2008)

Fig. 1. – Total number of Mute Swans on the southern shore of Lake Balaton on each monitoring day (2003–2008)



2. ábra – A bütykös hattyú populációváltozás indexe a Balaton déli partján

Fig. 2. – Population change index of the Mute Swan on the southern shore of Lake Balaton

A 2005-ös, a 2006-os és a 2007-es év végén (november, december) végzett teljes balatoni és a környező vizes élőhelyeket is magában foglaló számlálások alapján ebben az időszakban a teljes balatoni és környéki állomány 166–190 pld. volt (1. táblázat). Egyed szerinti dominanciája a többi vízimadár fajhoz képest igen alacsony (1% körüli) volt, ugyanakkor partszakaszonkénti előfordulását tekintve gyakori fajnak mondható ($C > 50\%$).

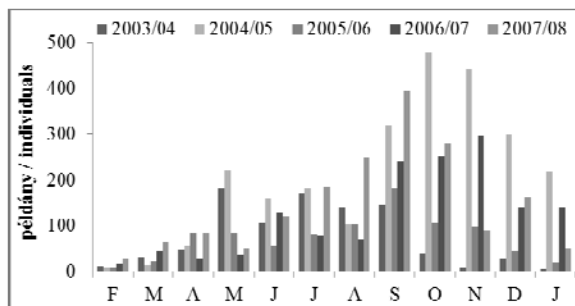
Év	Halastavak, berkek			Balaton			Összesen		
	N	D	C	N	D	C	N	D	C
2005	26	1,0%	27,3%	140	1,1%	73,8%	166	1,1%	64,2%
2006	17	0,2%	44,4%	173	1,8%	40,5%	190	1,1%	41,2%
2007	13	0,3%	42,9%	151	0,8%	58,3%	164	0,7%	56,4%

1. táblázat – A bütykös hattyú összegyedszáma (N), egyed szerinti dominanciája (D) és konstanciája (C) a Balatonon és a környező halastavakon, berkekben

Tab. 1. – Total number of Mute Swans (N), dominance according to individuals (D) and constancy (C) on Lake Balaton and the surrounding fishponds and marshes

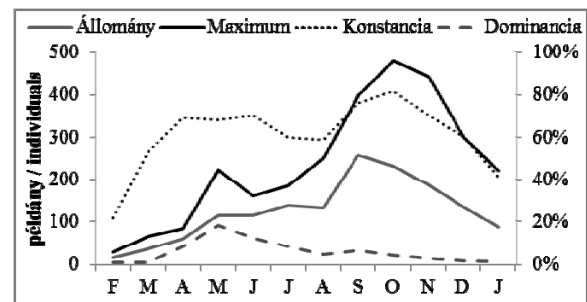
3.2. Fenológia

A februári minimumot (átlag 15,4 pld. az egész déli parton) követően folyamatos növekedést tapasztaltunk a szeptemberi állománycsúcsig (átlag 256,8 pld.), majd a csökkenés januárra a tavaszi szintet érte el. Az előfordulás gyakorisága (konstancia) január és február kivételével minden esetben meghaladta az 50%-ot, a legtöbbször októberben volt megfigyelhető ($C=81,6\%$) (3. és 4. ábra). Egyed szerinti dominanciája májusban volt a legnagyobb (18,2%).



3. ábra – A bütykös hattyú havonkénti összegyedszáma a Balaton déli partján (február–január)

Fig. 3. – Total number of Mute Swans in each month on the southern shore of Lake Balaton (February–January)



4. ábra – Havonkénti átlagos állomány nagyság, maximum, konstancia és dominancia értékek (2003–2008)

Fig. 4. – Average population size in each month, maximum, constancy and dominance values (2003–2008)

3.3. Területi eloszlás

Rendszeresen előfordult valamennyi partszakaszon, a legnagyobb számban (átlagosan 24,3 pld.) és a legtöbbször ($C=83,3\%$) Fonyódon. Legritkábban ($C=30,6\%$) a sóstói partszakaszon, a legkisebb számban (átlagosan 2,1 pld./megfigyelés) Balatonaligán láttuk. A megfigyelésenkénti 7 pld. feletti átlagos előfordulás a Fonyód és Balatonszárszó közötti partszakaszok mellett csak Balatonberényre volt jellemző (5. ábra).

Az év végi teljes balatoni állomány jelentős része (89%) magán a Balatonon tartózkodott, a halastavakon és berkekben sokkal kisebb számban és ritkábban ($C=38,2\%$) jelentek meg.

3.4. Élőhelyhasználat

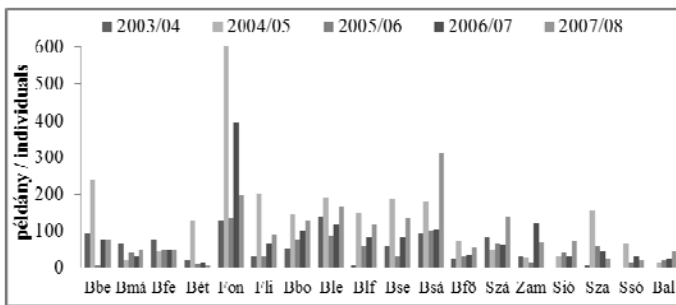
Az esetek legnagyobb részében (95%), így valamennyi aspektusban is part közeli vizeken fordult elő, illetve főnyeken (2,4%) és nádasban (0,2%). A parttól távol az esetek 2%-ban, repülni pedig mindössze 32 alkalommal (0,8%) láttuk ($n=4244$) (6. ábra). A part közeli és parttól távoli élőhelyek használatának évszakonkénti összehasonlításában jelentős eltérések tapasztalhatók ($\chi^2=3,75-158,96$; $p \leq 0,05$). Csupán a nyár és a kora ősz ($\chi^2=0,39$; $p=0,53$), illetve a kora ősz és az ősz ($\chi^2=1,92$; $p=0,17$) viszonylatában nem volt szignifikáns eltérés, ezekben az időszakokban – beleértve a vedlést – a madarak hangsúlyosabban tartózkodtak a partközelen.

3.5. Gyűrűzési eredmények

A Balaton körül – elsősorban a rendkívül nagy energiaigényű vedlési időszakban – a faj egyedei elég bizalmasak, az ember által felkínált táplálékot elfogadják, ezért befogásukra az alábbi módszereket használtuk.

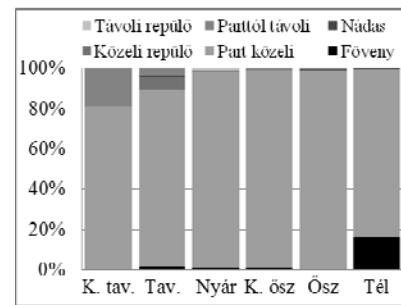
Csőrös módszer: bizalmas egyed estén, fogjuk a kenyérdarabot, és mikor el akarja venni, hüvelykujjunkkal ráfogunk a felső csőrakájára. **Nyakas módszer:** a kissé bizalmatlanabb hattyút úgy is megfoghatjuk, hogy magunk elé etetünk, majd amikor a hattyú lenyúl a táplálékért, gyors mozdulattal megragadjuk a nyakát. **Elfordítás:** a partra kietetett, egy-két lépés távolságba kicsalt madarakat etetéssel addig forgatjuk, míg fejük a fogó embertől ellentétes irányba néz és ekkor összefogva a szárnyukat kiemeljük a példányt (a módszer nagy előnye hogy nincs riasztó csapkodás, így egy helyen egymást követve több példány is fogható). **Lábhurok:** ha a madarak még elég bizalmasak, hogy partra jöjjenek, lábhurkot helyezünk ki és általában 3–6 méterről húzzuk be. **Kampó:** ez méretében és kialakításában leginkább a juhászok pásztorbotjára emlékeztet, természetesen a hattyúk esetében a nyakat célozzuk meg. A madarak nyakuknál fogva sérülésmentesen kiemelhetőek, különösen alkalmas stégekről és mólókról történő fogásnál. **Dobó:** kb. 120 cm átmérőjű

fémkereten egy bő és nagy szemű (20 cm), és viszonylag vastag (kb. 3 mm) háló; a keretet rádobjuk a madárra (madarakra), és a keretre kötött zsinagel kihúzzuk (ALBERT & SZINAI, 1997).



5. ábra – A bütykös hattyú diszperziója a Balaton déli partján az összegyedszámok alapján

Fig. 5. – Dispersal of Mute Swans on the southern shore of Lake Balaton according to total numbers



6. ábra – Aspektusonkénti élőhelyhasználat a Balaton déli partján (2003–2008)

Fig. 6. – Habitat use in each aspect on the southern shore of Lake Balaton (2003–2008)

Minden egyedre fém gyűrűt és – amennyiben anyagi forrásaink megengedték – a nemzetközi kódrendszerhez illeszkedő négykarakteres, egyedi kódos (sárga alapon fekete) színes jelölést helyeztünk. Elsősorban színes lábgyűrűket használtunk, nyakgyűrűt a fészkelő madarak (beleértve a kellően nagy méretű fiókákat) és a külföldi gyűrűs visszafogások esetében alkalmaztunk. Minden színes gyűrűt a felhelyezés után speciális, vízben is megkötő ragasztóval ragasztottunk meg. 2003–2008 között már svéd füles alumínium gyűrűket alkalmaztunk: BUDAPEST HUNGARY HU001–HU999 és HN001–HN999 kódokkal. Korábbi tapasztalataink szerint a régi pénzverdes fém gyűrűk nemcsak nehezen voltak olvashatók, hanem jó részük szétnyílt, és a madarak egy részüket el is veszítették. A gyűrűvesztéséget a sima (zárószerkezettel nem rendelkező alumínium gyűrűk) esetében ANDERSEN-HARILD (1967) 7–8%-osnak becsülte. A mi madaraink színes gyűrűinek leolvasásai során a hagyományos fém gyűrűk évenkénti 20% körüli veszteségét tapasztaltuk.

A madarak gyűrűzésekor a szokásos protokollt (kor, ivar, dátum, hely) és a madarak státuszát (ha megállapítható volt), valamint az immutábilis alakokat jelöltük.

3.6. Vedlő állományok

Hazánk területén 2002-ig két élőhelyen folytattak kiemelkedően nagy számban vedlést a bütykös hattyúk, ezek egyike a Balaton. A tó minden tekintetben megfelel a vedlés igényeinek, kellően nagy kiterjedésű, így az esetenként igen nagy számban összegyűlő madarak táplálkozási igényét is ki tudja elégíteni (amit a helyi lakosság általában jócskán kiegészít), továbbá általában nyugalmas a környezet. A turistaszézon után a madarak kizárólag a bőven rendelkezésre álló természetes táplálékot, elsősorban hínárokat tudnak fogyasztani.

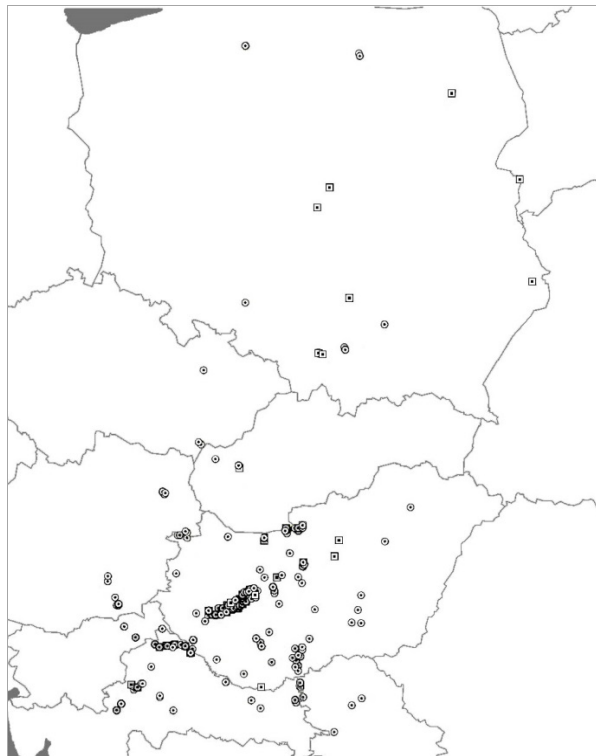


7. ábra – A fiókkorban jelölt bütykös hattyúk téli előfordulásai.
Fig. 7. – Winter occurrence of Mute Swans marked as young ones

A vedlés hazánkban júliusban kezdődik. Egy csapaton belül nagy időbeli különbségek lehetnek a lohos periódus alatt, egyes egyedek még röpképesek, mások már röpképesek, míg a csapat nagy része röpképtelen. Csak júliusban vonulnak a madarak a vedlőhelyekre (gyakran csak egy-két héttel a vedlés kezdete előtt). Valószínűleg azért, mert a vedlőhelyek közelében fészkelő párok is vannak, melyek gúnárjainak agresszivitása a költés előrehaladtával csökken (CRAMP & SIMMONS, 1977), tehát későbbi megérkezéssel kevesebb territoriális problémával találkozhatnak a madarak, valamint röpképtelenül (6-8 hétig) csak a helyi táplálékforrásokra támaszkodhatnak, így célszerű vedlés előtt más területek táplálékforrását felhasználni. Sok helyen (általában halastavi környezetben) láthatunk akár jelentős

számú madarat júniusban (pl. Irmapusztai-halastavak), ám ezek éppen a vedlésre felkészülő, és nem a vedlő csapatok! A legkésőbbig vedlő példányok általában szeptember elejéig, közepéig maradnak a területeken. Megfigyelhető, hogy vedlő madarak is mozognak gyakran több kilométert (akár úszva) is, több adat van vedlési időszakból a déli és az északi part közötti átjárásokról. A Balatonon az elmúlt években valamelyest változott a vedlőhelyek elhelyezkedése. 1997–1998-ban főbb vedlőhelyeik Keszthelyen, Siófok-Sóstón, Balatonlellén, Balatonbogláron és Balatonfüreden voltak, több volt a kisebb csapat, és a déli part számított igazán jelentős vedlőhelynek (SZINAI, 1998). 2002-ben a korábbi évekhez képest lényegesen kevesebb madár jelent meg a Balatonon (350 pld.) a vedlési időszakban. Ennek oka egyrészt a Balaton lecsökkent vízszintje, másrészt feltehetően a 2001–2002-es tél rendkívül hideg időjárása, amely mint természetes állományszabályozó tényező számottevően csökkentette a hattyúk egyedszámát, főképpen a vedlő csapatokba legjelentősebb számban betagozódó előző évi fiatal példányokét. A déli parton csak Balatonboglárnál volt jelentősebb mennyiség (60 pld.), az északi parton Keszthelynél (60 pld.), Révfülöpnél (120 pld.) és Balatonfürednél (140 pld.) voltak vedlő csapatok. 2003-ban 550-600 példány végezte itt a vedlését, és a rendkívül alacsony vízállás miatt szintén elsősorban az északi part mélyebb vizű kikötőiben voltak nagyobb csapatok (Keszthely 140 pld., Révfülöp 130 pld., Balatonfüred 130 pld.), a déli parton csak Balatonboglár és Balatonfenyves között volt több kisebb (20-30 pld.-os) csapat. 2004-ben a vízszint normalizálódásával összefüggésben a tradicionális déli parti vedlőhelyeken is megjelent (Balatonlellén és Balatonbogláron 60 pld.), de a jelentős csapatok továbbra is az északi parton voltak: Keszthely 175 pld., Révfülöp 120 pld., Balatonfüred 160 pld. A 2005-ös évben a madarak elhelyezkedése az előző évihez volt hasonló.

Megfigyelhető, hogy szinte mindegyik nagyobb csapat – bár jelentős emberi segítséget is elfogad – rendelkezik egy vagy több alternatív táplálkozóhellyel (Keszthely mellett Fenékpusztá, illetve Gyenesdiás felé, Révfülöp mellett Balatonrendes felé, Balatonfüred mellett a Kerekedi-öbölben), ahol természetes táplálékot (hínárokat) tudnak fogyasztani. A vedlő csapatok nagy része e helyek előtt a nádas víz felőli oldalától néhány száz méterre éjszakázik, majd reggel természetes táplálékot keres, és csak a délelőtt folyamán megy át azokra a helyekre – mólók környéke, mélyebb kikötők – ahol etetik (is) őket. Az 1990-es évek végén sok kőszórásos partszakaszt a természeteshez közeli homokos jellegűvé alakítottak (visza), amit elsősorban pihenésre, tollázkodásra szívesen használnának a madarak (különösen a reggeli órákban), de a nagy mennyiségű vedlett toll és a „hulladék” miatt ezeken a szakaszokon rendszeresek a riasztások, így manapság e részeket a hattyúk nemigen használják. A 2006-os madárinfluenza hazai és nemzetközi médiában tapasztalható hangulatkeltő médiakampánya után az etetések intenzitása csökkent, több önkormányzat (pl. Keszthely) helyi rendeletben tiltotta meg a hattyúk etetését.



8. ábra – A Balatonon gyűrűzött bütykös hattyúk telelőhelyei ⊙ és a Balatonra telelni érkezők gyűrűzési helyei ⊠

Fig. 8. – Wintering sites of Mute Swans ringed on Lake Balaton ⊙, finding places of those arriving to Lake Balaton for wintering ⊠

3.7. Fészkelők, vedlők vonulása

A hazai költőállomány vonuló. Telelőhelyei elsősorban a Kárpát-medence be nem fagyó vizei, jellemzően a Dráva és mellékfolyói. A fő vonulási irány déli. A költőhelyekről (a Dunántúl halastavain keresztül) a Dráva menti telelőhelyekre vonulnak, a Balatonról a Dráva horvátországi erőműtavaira, elsősorban Csáktornya (Čakovec) környékére, de nagyrészt ezek a madarak szóródnak szét a folyó alsóbb szakaszain is, egészen a Kopácsi-rétig (Kopacki rit), melyet jól szemléltet a biztosan a Balatonon fészkelők (fiókakorban jelölt madarak) telelési megkerüléseit mutató 7. ábra. Néhány madár a Balatonról eljut a vajdasági Monostorszeg (Bački Monoštor) és Bezdán (Bezdan) környékére is, a hazai fészkelők legdélebbi telelőhelyei pedig Zágráb (Zagreb) és Újvidék (Novi Sad) környékén vannak. A magyarországi fészkelők adják a szlovéniai, horvátországi és vajdasági telelők zömét, de itt keverednek a lengyel–nyugat-ukrán térségből érkező madarakkal és a helyi fészkelőkkel is. Nyilván ez csak egy vonulási séma, ettől eltérő mozgású egyedek is adódnak, de nagy általánosságban ez a balatoni fészkelők vonulási és telelési stratégiája. Érdekesebb a vedlő egyedek mozgalmainak vizsgálata. A hazánkban vedlők jó része hazai eredetű madár, de néhány vedlőhelyváltó madár is akad közöttük, elsősorban a közeli horvát és dél-

lengyel populációkból. Mivel túlnyomó részük Magyarországról származik, nem meglepő, hogy telelési mintázatuk is a fészkelő madarakéhoz hasonlít, tehát leginkább Szlovéniától a Kopácsi-rétig a Dráván (súlyozottan a Csáktornya körzetében lévő nagy erőműtavakon), illetve a Vajdaságban telelnek. A Cseh-medencéből, a Szlovákiából és a Dél-Lengyelországból származó adatok feltehetően az előző teleken északi eredetű madarakkal párba állt egyedek útját mutatják (8. ábra).

4. Összefoglalás

A dolgozatban a 2003. március és 2008. február közötti időszakra vonatkozó balatoni, főként déli parti eredményeinket ismertetjük. Bár a bütykös hattyú gyakori a Balatonon, a többi vízimadár fajhoz képest azonban nem volt domináns. A déli parton a vizsgált időszak alatt februárban figyeltük meg a legkevesebb egyedet, szeptemberben pedig a legtöbbet. Valamennyi partszakasz közül Fonyódon fordult elő a legnagyobb számban (max. 191 pld., 2004. október). A Balaton az egyik fontos magyarországi vedlőhelye a fajnak, nyár közepétől kora tavaszig kb. félezer bütykös hattyú tartózkodik a tavon. A hazai költőállomány fő vonulási iránya déli. A gyűrűzési adatok alapján telelőhelyeik elsősorban a Kárpát-medence be nem fagyó vizei, jellemzően a Dráva és mellékfolyói.

5. Summary

In this work we present the results of observations of the Mute Swan (*Cygnus olor*) on Lake Balaton between March 2003 and February 2008, mainly from the southern shores. The Mute Swan is best considered as moderately frequent on Lake Balaton. From the middle of summer until early spring an average number of five hundred individuals use the lake, with a minimum in February and a usual maximum in September. On a single visit the highest number of individuals (191) was observed near Fonyód in October 2004. The lake is also an important area for moulting as well as breeding. The main direction for winter migration is south with overwintering areas on the River Drava, its tributaries and other water bodies without permanent ice cover in the Carpathian Basin.

6. Irodalom

- ALBERT, L., HAJTÓ, L. & SZINAI, P. (2004): Status of the Mute Swan (*Cygnus olor*) in Hungary at the beginning of the 21st century. *Aquila*, 111: 19–41.
- ALBERT L. & SZINAI P. (1997): Hattyúfogások. *Füzike*, 28: 13–15.
- ANDERSEN-HARILD, P. (1971): Loss of rings in Mute Swan. *The Ring*, 67: 131–132.
- CRAMP, S. & SIMMONS, K. E. L. (1977): Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Volume I. Ostrich to ducks. University Press, Oxford.
- GREENWOOD, J. J. D., BAILLIE, S. R., CRICK, H. P. Q., MARCHANT, J. H. & PEACH, W. J. (1993): Integrated population monitoring: detecting the effects of diverse changes. In: FURNESS, R. W. & GREENWOOD, J. J. D. (eds.): *Birds as monitors of environmental change*. Chapman & Hall, London: 267–328.
- HORVÁTH J. & KÁRPÁTI L. (1988): A bütykös hattyú (*Cygnus olor*) magyarországi terjeszkedése. *Puszta*, 3/12/: 97–115.
- HORVÁTH J. (2003): A Balaton és a Kis-Balaton bütykös hattyú (*Cygnus olor*) költő állománya és annak természetvédelmi jelentősége (1993–2001). *Magyar Vízivad Közlemények*, 10: 265–300.
- KOVÁCS GY. (2008a): Dél-Balaton Madár Monitoring. *Ornis Hungarica*, 15–16: 97–98.
- KOVÁCS GY. (2008b): A 2005. november 12-i balatoni vízimadár-felmérés eredményei. *Magyar Vízivad Közlemények*, 16: 247–254.
- KOVÁCS GY. (2008c): A 2006. december 16-i balatoni vízimadár-felmérés eredményei. *Magyar Vízivad Közlemények*, 16: 255–260.
- KOVÁCS GY. (2008d): A 2007. november 10-i balatoni vízimadár-felmérés eredményei. *Magyar Vízivad Közlemények*, 16: 261–266.
- SZINAI, P. (1997): Status of the Mute Swan (*Cygnus olor*) in 1997 in Hungary. *Aquila*, 103–104: 9–16.
- SZINAI P. (1998): A bütykös hattyú helyzete a Balatonon 1997–98-ban. *Füzike*, 32: 9–14.

KOVÁCS GYULA – MME Dél-balatoni Természetvédelmi Csoport
H–8638 Balatonlelle, Irmapuszta – del-balaton@mme.hu
SZINAI PÉTER – Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság
H–8229 Csopak, Kossuth u. 16. – szinai@freemail.hu

Vadlúd monitoring a Tatai tavakon

Monitoring of wild geese on the Lakes of Tata

MUSICZ LÁSZLÓ

1. Bevezetés

A tatai Öreg-tó a magyarországi vadlúd-gyülekezőhelyek sorában különleges helyet foglal el, hiszen a hazai legfontosabb telelőcentrumok között az alig 220 hektáros tó a legkisebbnek számít. A Ramsari Egyezmény jegyzékén 1989 óta szereplő tó azért is egyedülálló, mert csaknem teljesen körülöleli Tata városa, így a vadlúd pihenőhely gyakorlatilag egy város közepén helyezkedik el (MUSICZ, 1992). Az Öreg-tó 2004 óta szerepel Különleges Madárvédelmi Területként a Natura 2000 ökológiai rendszerében. A tó és környezete mindezek mellett 1977 óta minősül helyi jelentőségű természetvédelmi területnek is, melynek jelenlegi kiterjedése 632 ha.

2. Anyag és módszer

Az Öreg-tó tágabb térségében az 1980-as és az 1990-es években elsősorban a Duna neszmei, süttöi és leginkább nyergesújfalu szakasza képviselt olyan alternatív, többé-kevésbé rendszeresen jelentős szerepkörrel bíró éjszakázóhelyet, amelyek az Öreg-tó esetenkénti zavarása vagy befagyása esetén értékelődtek fel (MUSICZ, 1992; 1998). Az 1990-es és a 2000-es évek során ezt az alternatív hátteret mindinkább a Ferencmajori-halastórendszer vette át. E rohamosan növekvő jelentőség elismerését is jelentette, hogy 2006-ban a tatai Öreg-tó mellett ez a tórendszer is felkerült – a környező vizes élőhelyekkel (Réti-tavak, Fényes-források) együtt – a Ramsari Egyezmény jegyzékébe, így a Tatai tavak Ramsari-terület jelenlegi kiterjedése immár 1633 hektár. Ahogy ez a 330 hektár kiterjedésű halastórendszer felértékelődött, úgy csökkent a Duna vadlúdvonulásban betöltött jelentősége.

Az Öreg-tó és a Ferencmajori-halastavak az 1960-as évektől rendszeres madártani kutatások színterei, de ez az aktivitás az 1980-as évektől vált még intenzívebbé. A monitoring egyik kiemelt célja az ősztől tavaszig több tízezres tömegekben itt gyülekező vadludak vonulásának nyomon követése. Ebben az időszakban gyakorlatilag hetente egy-négy alkalommal zajlik pontos állományfelmérés (főleg az Öreg-tó viszonylatában), így az elmúlt harminc évből több mint ezer megfigyelési adat áll rendelkezésre a vadludak vonulásdinamikájának értékeléséhez.

Az elmúlt évtizedek madártani kutatásaiból ma már nyilvánvaló, hogy a Tatai-medence tavai, víztározói a magyarországi madárvonulás egyik igen fontos útvonalán helyezkednek el. A térségről készült műholdfelvételeken rendkívül szemléletesen rajzolódnak ki azon – szinte kivétel nélkül mesterséges kialakítású – tólancolatok, melyeknek valójában évszázadokra, évezredekre visszanyúló ökológiai gyökereik van, és amelyek fontos láncszemei annak az észak–déli ökológiai folyosónak, melyet Szlovákiában a Vág, a Nyitra és a Zsitva folyók határoznak meg, Magyarországon pedig elsősorban az Által-ér és a Sárvíz völgyei alkotnak. A vizes élőhelyek e többé-kevésbé még napjainkban is összefüggő láncolatában olyan – országos vagy nemzetközi mércével is jelentős – tavakat, víztározókat találunk még, mint a szintén a Ramsari Egyezmény hatálya alá tartozó Dinnyési-Fertő, a Rétszilasi-halastavak, Gemenc, vagy az ugyancsak kiemelkedő szerepkörrel rendelkező Zámolyi-víztározó, a Csákvári-rét, a Soponyai-víztározó, Béda-Karapanca, Horvátországban pedig a Kopácsi-rét. Ezen a „légifolyosón” minden évben vadludak tízezrei vonulnak (MUSICZ, 1990; 1997).

3. Eredmények

A vetési lúd (*Anser fabalis*) Pannon-régióban telelő állománya az elmúlt évtizedben vérszenes fogyatkozásban van. Gyakorlatilag az összes klasszikus gyülekezőhelyén drasztikusan lecsökkent az állományuk, és ez a folyamat elérte a faj egyik legjelentősebb Kárpát-medencei pihenőhelyét, a tatai Öreg-tavat is. Míg az 1990-es évekig a vetési lúd alkotta a Tatán telelő vadlúdtömegek 85-95%-át, addig napjainkra ez az arány 15-20%-ra apadt (ez hazai viszonylatban még mindig kiemelkedő). Az elmúlt húsz esztendő vonulásdinamikáját áttekintve azt tapasztaljuk, hogy az 1994–1998 között az Öreg-tavon észlelt 26-33 ezres vonulási csúcsok után a faj erősen csökkenő mennyiségben érkezik Tatára is, legfeljebb 5-10 ezres mennyiségben látható. Érdekes, hogy a Ferencmajori-halastavakon ugyanebben az időszakban látványosan emelkedett a vetési ludak száma, az elmúlt öt év alatt 1000-ról 8000-re. Ez nem kis részben átfed az Öreg-tavon megforduló állománnyal (nagy az átmozgás a két tórendszer között), de esetenként akár 15 ezer lúd is megfigyelhető volt az elmúlt években, ami országos viszonylatban mindenképpen említésre méltó állomány.

A nagy lilik (*Anser albifrons*) ezzel szemben látványosan növekvő állománnyal van jelen az Öreg-tavon. Az 1990-es években itt gyülekező 2-5 ezres kulmináló mennyisége a 2000-es évek során rendkívül látványosan robbant 18-22 ezresre, és ezzel gyakorlatilag a lúdtömegekben elfoglalt arányuk is helyet cserélt a vetési lúddal, ma már mintegy 80-85 %-ban ez a faj tekinthető dominánsnak. A Ferencmajori-halastavak viszonylatában hasonló előretörésük figyelhető meg, hiszen 2005-től 100 példányról 25 ezerre ugrott az itt éjszakázó nagy lilikek száma, és ez a markáns folyamat ma is tart.

A nyári lúd (*Anser anser*) sosem volt az Öreg-tavon jelentős számban megfigyelhető. Az 1990-es években általában 50-300 példány között alakult az itt előforduló maximális egyedszám, mígnem a 2000-es években 300-1000 pld. közé emelkedett az itteni populációja. A Ferencmajori-halastavakon mindig is sokkal több nyári lúd volt megfigyelhető, 2005-től a telelő állomány 1000-ról 3500-ra nőtt. Ezzel párhuzamosan a faj itteni fészkelőállománya is erőteljesen gyarapodott, és ma már mintegy 50 pár fészkel a tórendszeren.

A ritkábban megfigyelhető *Anser*- és *Branta*-fajok (feltehetően jórészt a megfigyelési aktivitás és felszereltség javulásának köszönhetően) egyre rendszeresebben láthatók a Tatai tavakon. Elsősorban a vörösnakú lúd (*Branta ruficollis*) és az apacalúd (*Branta leucopsis*) számít a vonulási és telelési időszakban ma már szinte állandóan megfigyelhető fajnak, de viszonylag rendszeresen látható a kis lilik (*Anser erythropus*) és a kanadai lúd (*Branta canadensis*) is. A legritkábban az örvös lúd (*Branta bernicla*), a sarki lúd (*Anser caerulescens*) és a rövidcsőrű lúd (*Anser brachyrhynchus*) került szem elé (ez utóbbi faj mindössze három alkalommal az elmúlt húsz évben).

A Tatai tavakon (különösen az Öreg-tó és a Ferencmajori-halastavak viszonylatában) viszonylag rendszeresen végzünk egyidejű számlálásokat is. Ezek során azt tapasztaltuk, hogy az Öreg-tó többnyire még mindig domináns szerepet játszik, de a Ferencmajori-

halastavak jelentősége is számottevő már, és a két tórendszeren esetenként 35-45 ezer vadlúd is látható. Ez is azt mutatja, hogy e terület a Magyar Vízivád Monitoring számára is fontos.

3.1. Védelmi intézkedések

A tatai Öreg-tó különösen sérülékeny vadlúd-éjszakázóhely, hiszen egy város közepén igen nehéz egy Ramsari-területhez illő zavartalanságot biztosítani. A legfontosabb zavaró hatásokat a tó partján elterülő város több ezer fényforrásból álló közvilágítási rendszere, a tó partjától egyes szakaszokon alig 100 méterre haladó 1-es számú főút igen erős (naponta mintegy 16 ezer!) gépjárműforgalma jelentik, de a tóparton naponta sétáló, kocogó, fotózó több száz ember szintén jelentős zavaró hatást jelent (MUSICZ, 1992).

Hosszú évek óta alkalmazott zavaróhatás-csökkentő intézkedés, hogy az ősszel leeresztett tó medrébe, partjaira figyelemfelhívó táblákat helyez ki az önkormányzat, csökkentendő a közvetlen emberi zavarás mértékét. A fényszennyező hatások mérséklése érdekében nem épül ki a tóparti sétányokon közvilágítás, nem üzemelhet a városi szórakozóhelyeken égboltot pásztázó fényforrás, illetve a téli időszakban nem rendezhető tűzijáték sem.

Az Öreg-tó és az Által-ér vízgyűjtőjének rehabilitációs projektje keretében 2010–2012 között egy olyan vizes élőhely-rekonstrukcióra is sor kerül, amelynek eredményeként az Öreg-tó délnyugati öblözetében (a korábbi tókotrások során iszappal feltöltött, roncsolt területen) egy kb. 6 hektáros, különböző vízmélységű tó létesül kisebb szigetekkel, nádasokkal és egyéb vizinövény-társulásokkal. Ez ugyan a vadludak pihenőhelyi körülményeit számottevően feltehetően nem fogja javítani, de hozzájárul ahhoz, hogy a tó jelenleg igen csekély nádas állománya többszörösére növekedjen, és egy új zavartalan vizes élőhellyel gyarapodjon a terület. Az Öreg-tó rehabilitáció tervezett 2. ütemében az elképzelések szerint sor kerülhet egy olyan mesterséges zátonyrendszer kialakítására, amelynek révén a vadludak itt tartózkodásához akkor is kedvező feltételek biztosíthatók, ha télen is magas vízen tartanak az Öreg-tavat (a tavat hosszú évtizedek óta minden ősszel leeresztik, és csak tavasszal töltik fel, aminek következtében a téli nagy kiterjedésű iszaphátakkal tagolt sekély vízfelület a vadludak itt tartózkodása szempontjából igen vonzó, meghatározó körülmény).

Az Öreg-tavat a seregnyi védelmi intézkedés mellett is sok zavaró hatás éri, melyek sorában a leginkább kiemelkedő a szilveszteri petárdázás. Ilyenkor az itt éjszakázó libatömeg túlnyomó része elmenekül, és több hétre van szükség ahhoz, hogy a korábban itt időző sokezernyi lúd jelentős része visszatérjen. Ebben az időszakban különösen felértékelődik a mindössze néhány kilométerre húzódó Ferencmajori-halastórendszer és a Duna több szakasza (Komárom, Almásfüzitő, Neszmély, Süttő, Nyergesújfalu) is.

Rendkívül lényeges, hogy a Ferencmajori-halastavak 2004-ben Natura 2000 Különleges Madárvédelmi Területté vált (a Tatai Öreg-tó SPA részeként), 2006-tól pedig a Tatai tavak Ramsari Területhez tartozik. Ezzel párhuzamosan került jelentősen korlátozásra a vízivad vadászat, de a vadászatra jogosult gyakorlatilag még ezzel a jelentősen korlátozott vadászati lehetőséggel sem él. E lakóhelyektől viszonylag távolabb elhelyezkedő, nagy kiterjedésű (az Öreg-tónál másfélszer nagyobb) halastórendszer nyugodt és változatos vizes élőhelyként kínál alternatív pihenőhelyet az Öreg-tóról különböző zavaró hatások nyomán kiszoruló ludak számára. Ez a folyamat olyan szembetűnő méreteket öltött az elmúlt években, hogy a tórendszer madárvonulásban betöltött jelentősége ma már gyakorlatilag összemérhető az Öreg-tóéval. Esetenként már itt is tízezres vadlúdsapátok éjszakáznak, sőt néha több is, mint az Öreg-tavon. A 13 tőegységből álló tórendszernek elsősorban az I-es, a IV-es és az V-ös tavai játszanak kiemelkedő szerepet, és a vadászati korlátozás is elsősorban ezen tavakra vonatkozik (a többi tavon pedig jelentős időbeli korlátozás van érvényben).

Összességében elmondható, hogy az Öreg-tavon és a többi Tata környéki halastórendszeren viszonylag zavartalan és nagy kiterjedésű, változatos vizes élőhelyek szolgálják az itt telelő vadludak nyugalalmát. Nagyon fontos körülmény az is, hogy e tavak között nagy kiterjedésű mezőgazdasági területek, vetések húzódnak, ideális táplálkozóterületet is nyújtva az itt telelő vadludak számára. Mindezeknek köszönhetően a tatai Öreg-tavon az elmúlt húsz évben viszonylag stabilan figyelhetők meg 25-30 ezres csúcspopulációkkal a vadludak, míg a Ferencmajori-halastavakon az öt évvel ezelőtti 1-2 ezres libacsapatok mára szintén stabilan tízezres nagyságrendűre nőttek, esetenként 20 ezer fölötti példányszámmal is.

4. Következtetések

Az elmúlt két évtized során végzett monitoring is megerősítette azt, hogy az Öreg-tó még mindig Magyarország egyik legjelentősebb vadlúdpihenőhelye, de mellette egyre inkább felértékelődik a Ferencmajori-halastavak vonulásban betöltött szerepe is.

A Ferencmajori-halastavak vadlúd-gyülekezőhelyi szerepe 2005-től vált egyre meghatározóbbá, és ma már az őszi vonulási időszak első heteiben, illetve a tavaszi vonulás utolsó heteiben jelentősebb tömegek figyelhetők meg itt, mint az Öreg-tavon. A téli időszakban is mind rendszeresebben láthatók itt tízezres vadlúdtömegek. A természetvédelmi intézkedések ellenére is egyre markánsabb urbanizációs nyomás nehezíti a speciális helyzetű (város közepén elterülő) Öreg-tóra, így a jövőben a Ferencmajori-halastavak vadlúdvonulásban betöltött szerepe minden bizonnyal tovább fog nőni. Már ma is látható, hogy a két vizes élőhely vadlúdéjszakázásban betöltött szerepe egyre inkább kiegyenlítődik. E két, az Által-ér völgyében elhelyezkedő és egymástól mindössze 5 km-re fekvő vizes élőhely tulajdonképpen ugyanannak a Tata környéki vadlúdtelélő centrumnak a részei.

A tatai Öreg-tó és a többi Tata környéki halastó tehát együttesen alkotják a tatai vadlúdtelélő centrumot. E két tórendszer között erőteljes átmozgás, ökológiai kapcsolat van, míg a többi Tata környéki halastó, illetve tórendszer (Réti-halastavak, Asszony-tó, Grébicsi-tavak, Boldogasszonyi-tó) inkább időszakos vagy alkalmi szereppel bír (főleg az Öreg-tó, illetve a Ferencmajori-halastó esetenkénti zavarása idején).

Tekintettel a fent leírt körülményre, különösen indokolt, hogy a tatai Öreg-tó mellett a Ferencmajori-halastavak is állandó megfigyelési pontjává váljon a Magyar Vízivád Monitoringnak és a két egymással szoros ökológiai kapcsolatban álló vizes élőhelyrendszer a jövőben *Tatai tavak* néven egységes megfigyelőhelyként szerepeljen. Ezt támasztja alá az a körülmény is, hogy e két tórendszer (a környező területekkel együtt) 2006-tól ugyancsak együtt szerepel *Tatai tavak* néven a hazai Ramsari-listán.

A tatai Öreg-tavat csaknem teljesen körülvéshi Tata városa, ezért különösen fontos az urbanizációs nyomás minden lehetséges módon történő csökkentése vagy lassítása, hogy a tó még sokáig nemzetközi jelentőségű vadlúd-gyülekezőhely maradjon. Ebből a szempontból van nagy jelentősége a különböző természetvédelmi intézkedéseknek, a hang- és fényszennyező hatások csökkentésének, a közvetlen emberi zavarások minimalizálásának, és ezek társadalmi elfogadtatása szempontjából van kiemelkedő jelentőségük a 2001 óta

itt megrendezésre kerülő Tatai Vadlúd Sokadalom fesztiváljainak. Az utóbbi években már stabilan tízezres látogatottságú rendezvény Magyarország legnagyobb szabású zöld fesztiváljának tekinthető.

5. Összefoglalás

A tatai Öreg-tavon az 1980-as évektől végzett rendszeres vadlúdmonitoring azt igazolja, hogy e terület egyike a legjelentősebb magyarországi vadlúd-pihenőhelyeknek. Az Öreg-tóra nehezedő antropogén hatások egyik markáns következménye, hogy a telente itt megforduló több tízezer vadlúd egyre nagyobb hányada pártol át a mindössze 4-5 km-re elhelyezkedő Ferencmajori-halastavakra, ahol az elmúlt években szintén tízezresre nőtt az éjszakázó vadludak mennyisége. A két vizes élőhely viszonylagos közelsége és vonulásdinamikai összetartozása azt indokolja, hogy a tatai Öreg-tó mellett a Ferencmajori-halastavak is állandó megfigyelési pontjává váljon a Magyar Vízivad Monitoringnak, és a két, egymással szoros ökológiai kapcsolatban álló terület a jövőben *Tatai tavak* néven egységes megfigyelőhelyként szerepeljen. Ezt támasztja alá az a körülmény is, hogy e két tórendszer (a környező területekkel együtt) 2006-tól ugyancsak együtt szerepel *Tatai tavak* néven a hazai Ramsari-listán.

Az elmúlt években végzett monitoring vizsgálatok másik következtetése, hogy a tatai Öreg-tavon minden lehetséges módon csökkenteni vagy lassítani kell a vadludakat zavaró emberi hatásokat, hogy a tó még sokáig nemzetközi jelentőségű vadlúd-gyülekezőhely maradjon. Ebből a szempontból van nagy jelentősége a különböző természetvédelmi intézkedéseknek, a hang- és fényszennyező hatások csökkentésének, és ezek társadalmi elfogadtatása szempontjából van kiemelkedő jelentősége a 2001 óta itt megrendezésre kerülő Tatai Vadlúd Sokadalomnak is, amely a maga stabilan tízezres látogatottságával Magyarország legnagyobb szabású zöld fesztiváljának tekinthető.

6. Summary

Regular wild geese monitoring since the 1980-s on Lake Öreg in Tata supports the fact that the area is one of the most significant Hungarian wild geese resting sites. An obvious consequence of the human impacts on the lake is that more and more of the the several ten thousand wild geese occurring here each winter desert the lake for the fishponds at Ferencmajor, just 4-5 km away, where the amount of resting wild geese reached already ten thousand or more in the last years. The relative vicinity of the two wetlands and their coherence in bird migration justifies the idea that besides Lake Öreg in Tata the fishponds at Ferencmajor also get included in the permanent observation points for the Hungarian Waterbird Monitoring and the two ecologically coherent areas stand under the name *Lakes of Tata* as a unified observation site. This is supported by the fact that these two lake systems (together with the surrounding areas) stand since 2006 under the name *Lakes of Tata* together on the list of the Hungarian Ramsar sites as well.

Another conclusion of the monitoring studies conducted in the last years is that the human impacts disturbing the wild geese on Lake Öreg in Tata have to be reduced or slowed by all possible means to preserve the lake as an internationally important gathering site for wild geese for a long time yet. Various conservation measures are highly significant therefore. For the reduction of sound- and light pollution effects and social acceptance of this the "Wild Geese Concource in Tata" being organized here since 2001 is of outstanding significance, being the largest green festival of Hungary with a stable visitor number of ten thousand.

7. Köszönetnyilvánítás

Az Öreg-tavon egyre több megfigyelő vesz részt a felmérésekben, illetve a különböző ritka vadlúdfajok észlelésében, így külön köszönöm Csonka Péter, Márkus Ferenc, Riezing Norbert, Szabó Máté, Szeimann Péter és Szimuly György megfigyeléseit.

A Ferencmajori-halastavak vadlúd-monitoringa elsősorban Csonka Péter vállán nyugszik, akinek hosszú évek adatsora köszönhető. Itt ugyancsak meg kell említeni a fent sorolt megfigyelőket is.

Ahhoz, hogy a természetvédelmi intézkedések ilyen látványos sikereket eredményeztek, a két tórendszeren a halászati feladatokat ellátó Tatai Mezőgazdasági Zrt. munkatársait és vezetőit illeti köszönet. A vadlúdvédelem népszerűsítése terén kiemelt szerepet játszó Tatai Vadlúd Sokadalom szervezésében a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület és a Száz Völgy Természetvédelmi Egyesület tagjainak, valamint a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság szakembereinek példaértékű összefogását szükséges megemlíteni.

8. Irodalom

MUSICZ L. (1990): Vadlúdmozgalmak vizsgálata a tatai Öreg-tavon az 1984–1989 közötti időszakban. *Aquila*, 96–97: 19–35.

MUSICZ L. (1992): A tatai Öreg-tó vadlúdforgalmának antropogén hatásvizsgálata. *Limes*, 1992 (2): 29–40.

MUSICZ L. (1997): A tavak, víztározók ökológiai-természetvédelmi szerepe a Tatai-medence madárvilágában. *Limes*, 1997 (1): 95–116.

MUSICZ L. (1998): A vadlúdtelelés ökológiai-természetvédelmi vonatkozásai a tatai Öreg-tavon. *Partimadár*, 6–7: 25–43.

A bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) fészkelése és vonulása Magyarországon

Nesting and migration of the Common Shelduck (*Tadorna tadorna*) in Hungary

PELLINGER ATTILA

1. Bevezetés

A bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) a 20. század végéig ritka átvonuló faj volt a Kárpát-medencében (ANDRÉSI, 1986; ENDES, 1980). Hazai vizes élőhelyeinken az 1990-es évek közepéig szórványosak voltak előfordulásai, azonban az elmúlt évszázad utolsó évtizedében feltűnően gyarapodott a faj magyarországi megfigyeléseinek száma, és ezzel egyidejűen emelkedtek az egyes megfigyelési alkalmakkor regisztrált egyedszámok is (HADARICS & PELLINGER, 2009). Először a nyugati határvidéken (HADARICS, 1996, 1999; MOGYORÓSI, 1997), majd az ország más területein is (PÁSTI, 2003; 2005) észlelték a bütykös ásólúd költéseit, amelyek alapján hazánkban ma már rendszeres, de jelenleg még kis számban fészkelő madárfajnak tekinthetjük. A rendelkezésünkre álló adatok alapján a fészkelésre alkalmas élőhelyeken a faj tartós megtelepedése és további terjeszkedése várható.

Jelen munka keretében értékelni kívánom a bütykös ásólúd hazai státuszát mint terjeszkedő fészkelő és rendszeressé váló átvonuló fajt. Mint a hazai madárfaunára tekintve új költőfaj, természetvédelmi jelentőségű státusza egyértelműen változást mutat, és mint kompetitor a jövőben befolyásolhatja más, a hazai faunára nézve állandó fajok állományviszonyait is. Dinamikusan növekvő állományát tekintve hosszú távon hatással lehet a nyári lúd (*Anser anser*) és a költő vadrécefajok (Anatidae) hazai populációinak alakulására, annak ellenére, hogy ennek jelei a jelenlegi fészkelőállomány mellett még nem jelentkeznek.

2. Anyag és módszer

A bütykös ásólúd fészkelésére és vonulására vonatkozó adatokat két forrásból gyűjtöttem össze. A bütykös ásólúd 1985 és 2003 közötti hazai előfordulásait az időközben megszünt *Túzok* című madártani folyóirat számára beküldött megfigyelési adatok (1148 adat) szolgáltatták. A faj további terjeszkedésének nyomon követésére (adatgyűjtés) felhasználtam az internet nyújtotta lehetőségeket, ami a korábbi hasonló vizsgálatokhoz képest egy új, hatékonyabb eszközt biztosított. Amíg a korábbi évtizedekben a hasonló adatgyűjtés és az adatokhoz való hozzáférés nehézkes volt, a szinte valós idejű adatértékelést jelentősen megkönnyíti a ritka előfordulású madárfajok adatait összegyűjtő internetes platformok létezése, amelyet hazánkban elsősorban a *birding.hu* internetes oldal biztosít. Ezen az oldalon azonnal közzétételre kerülnek a különböző jelentős madárelőhelyeken végzett megfigyelések eredményei, amelyek éppen a vizes élőhelyek tekintetében jól (a korábbi adatgyűjtési módszerekhez képest különösen jól) feldolgozható adattáblákat szolgáltatnak. Minél könnyebben megfigyelhetőek a különböző madárfajok és minél inkább felkeltik a terepi megfigyelők figyelmét, annál inkább közelíti a begyűjtött adatok összessége a szóban forgó faj valós előfordulási gyakoriságát. Ebben a tekintetben a vizsgált fajra vonatkozó adattömeg a korábbiaknál lényegesen pontosabb kép alkotását teszi lehetővé. Meg kell azonban jegyezni, hogy a *birding.hu* projekt (és más hasonló) keretében gyűjtött adatok a valós előfordulási gyakoriságot csak a ritka és/vagy „érdekes” fajok esetében reprezentálják kielégítő pontossággal. E tekintetben a bütykös ásólúd kiváló modellfaj, hiszen ma még kellően ritka, emellett terepi felismerése sem okoz gondot, így sok megfigyelési adat keletkezik és válik hozzáférhetővé.

Jelen vizsgálathoz felhasználtam a *birding.hu* projekt keretében 2004 és 2008 között Magyarországon gyűjtött bütykös ásólúd előfordulási adatok összességét, amelyeket a weboldal üzemeltetői bocsátottak a rendelkezésemre. Áttekintve az 1185 adatrekordot, a többszörösen rögzített adatokat kiszűrtem, esetenként adatösszevonásokat végeztem (pl. szomszédos töegységeken megfigyelt és külön rögzített adatok esetében). A vizsgálati időszakból származó, az internetes felületen nem rögzített, de a Fertő térségéből származó rendelkezésemre álló adatokat hozzáfűztem, így a feldolgozott adatbázis 1211 rekordból állt.

A Fertő vidéki fészkelő állományt összefüggőnek tekinttem, ezért az ausztriai oldalon észlelt fészkelésekre vonatkozó megfigyeléseket is felhasználtam.

3. Eredmények

3.1. A bütykös ásólúd fészkelése a Kárpát-medencében

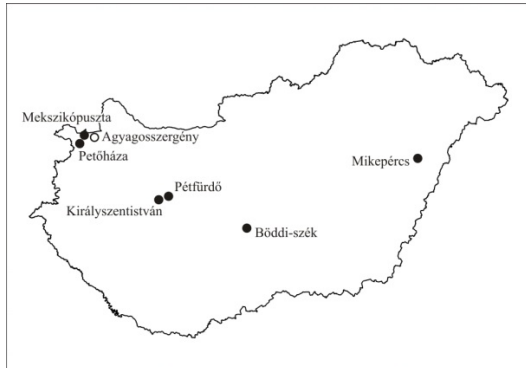
A bütykös ásólúd elterjedési területe és európai fészkelőállománya egyaránt növekszik (HADARICS & PELLINGER, 2009). A faj egyedeinek regisztrált előfordulásai főként a Kisalföld területén váltak egyre gyakoribbá, és itt észlelték az első bizonyított költéseket is. Ezek alapján feltételezhető a nyugati irányból történő terjeszkedés, amely határozott és gyors kolonizációt mutat az elmúlt 10-15 évben.

1996-ban fészkel először a bütykös ásólúd Nyugat-Magyarországon, a petőházi cukorgyár ülepítőtávainál (HADARICS, 1996). Ezt követően néhány további szórványos fészkelés vált ismertté (MOGYORÓSI, 1997; HADARICS, 1999), és megjelent Kelet-Magyarországon is (BARABÁS, 2012) (1. ábra). 2005-ben Mekszikópusztán, a Fertő délkeleti részén található élőhely-rekonstrukciós területen már hét pár költött sikeresen (PELLINGER *et al.*, 2005). A Fertő tavi teljes állomány ennél nagyobb, mivel hasonló számban az ausztriai oldalon is fészkel (DVORAK *et al.*, 2008), sőt ott már rendszeresen költ (1. táblázat).

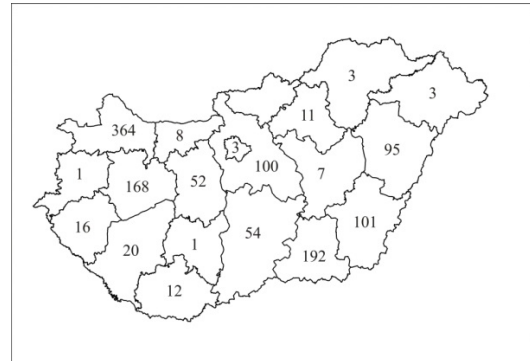
	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Ausztria	1	2	5	6	5	10	10
Magyarország	1	1	0	0	0	0	0
Összesen:	2	3	5	6	5	10	10
	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Ausztria	13	10	12	13	16	24	10
Magyarország	0	0	7	0	1	0	2
Összesen:	13	10	19	13	17	24	12

1. táblázat – Bütykös ásólúd fészkelőállományának alakulása a Fertő vidéken
Tab. 1. – Change in the nesting population of Common Shelducks around Lake Fertő

A Fertő környéki fészkeléseken kívül a 2000-es évek első felében több eredményes költés vált ismertté a Balaton-felvidéken, a Kiskunságban és a Hajdúságban (1. ábra). Rendszeres fészkelőnek a Királyszentistván és Balatonfüzfő környéki párok tekinthetők (SZELLE E. *pers. comm.*). A Böddi-széken (BARABÁS, 2012) és Mikepércsi-halastónál (PÁSTI, 2003, 2005) fészkelők státusza jelenleg alkalmoszerűnek mondható. Az ismert hazai fészkelések területi eloszlása és a fészkelőhelyek jellege arra utal, hogy az állomány növekedése várható, és a faj valószínűleg újabb helyeken is megtelepszik majd.



1. ábra – A bütykös ásólúd hazai fészkelőhelyei
Fig. 1. – Breeding sites of the Common Shelduck in Hungary

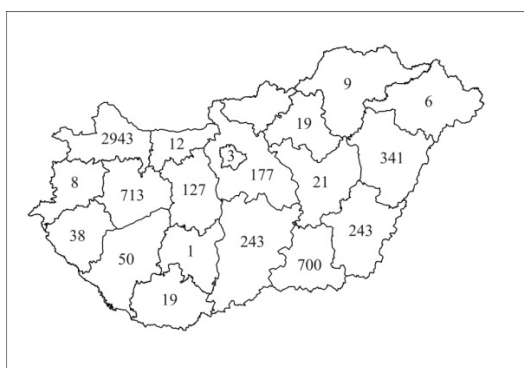


2. ábra – Előfordulások száma megyénként 2004–2008
Fig. 2. – Number of occurrences in each county 2004–2008

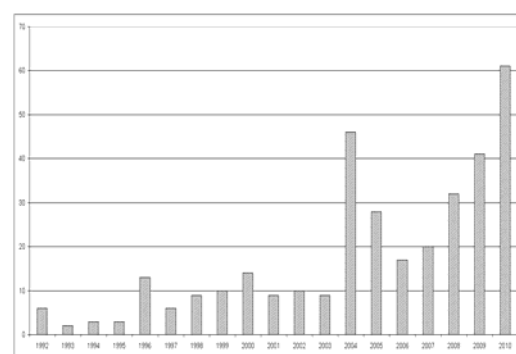
3.2. A bütykös ásólúd vonulása a Kárpát-medencében

Magyarország a bütykös ásólúd nyugat-európai és dél-európai költőállományaitól és azok vonulási útvonalától (tengerpartoktól) egyaránt távol fekszik. Az északnyugat-európai madarak telelőhelyei az Északi-tenger déli és Franciaország atlanti, valamint a Brit-szigetek partjain vannak, de Délnyugat-Európában és Északnyugat-Afrikában is vannak telelők. A délkelet-európai madarak főként Bulgáriában és a Kelet-Mediterráneumban telelnek. (HADARICS & PELLINGER, 2009). A bütykös ásólúd magyarországi észleléseinek száma és az esetenként megfigyelt egyedszám egyaránt növekedést mutat. Bár az utóbbi harminc évben a terepi megfigyelők és a vizes élőhelyeken végzett megfigyelések száma is nőtt, és a hatékonyság (fajismeret, megfigyelőeszközök stb.) is általában javult, a rendelkezésre álló adatok számának növekedését ez önmagában nem magyarázza. A bütykös ásólúd feltűnő megjelenésű és viselkedésű faj, így a rendszeresen járt vizes élőhelyeken regisztrált előfordulásai viszonylag jól reprezentálják a tengerpartoktól távol, szigetszerűen fészkelők – Svájcban (KNAUS, 2000), Csehországban, Ausztriában és Magyarországon – tényleges állománynövekedését.

A Kárpát-medencében számos olyan vizes élőhely található, ahol jelentős vadlúdvonulás folyik ősszel és tavasszal. A múlt század 80-as éveitől a faj egyedei csak ritkán kerültek megfigyelésre, más vadlúdfajok csapataiban, vonulási időszakban (ANDRÉSI, 1986). Az elmúlt 25 évben folyamatosan nőtt az előfordulások száma, az 1990-es évek második felétől ez a növekedés erőteljesebb lett, gyakoribbá váltak a nyári megfigyelések is. Valamennyi jelentős vizes élőhelyünk környezetében előkerült már. Egyszerre rendszerint 1-3 példány jelenik meg, azonban az utóbbi években egyre nagyobb csapatok is előfordultak. A Fertő magyarországi részén a legnagyobb számlált mennyisége 61 példány volt.



3. ábra – Megfigyelt példányok száma 2004–2008
Fig. 3. – Number of observed individuals 2004–2008



4. ábra – Maximális csapatnagyság az 1992–2010 közötti időszakban Mekszikópusztán
Fig. 4. – Maximal group size in the period 1992–2010 in Mekszikópuszta

A megfigyelések területi eloszlását a birding.hu internetes oldalra 2004 és 2008 között feltöltött adatok alapján vizsgáltam. Az öt év alatt egyet (Nógrád) kivéve minden megyénkben előfordult, főként azokban, amelyek területére nagyobb tavaink és halastórendszereink esnek. Az előfordulások számát (2. ábra) és a megfigyelt egyedek összesített mennyiségét (3. ábra) tekintve egyaránt kiemelkedik Győr-Moson-Sopron megye, ahol az európai költőállomány terjeszkedése elérte a Kárpát-medencét.

A növekedés nem csak az egyre növekvő előfordulási gyakoriságon keresztül mutatkozik meg. Az 1992 és 2010 között Mekszikópusztán végzett megfigyelések során az egyes években számlált bütykös ásóludak maximális mennyisége ugyancsak határozottan növekedett (4. ábra). A Fertőzugban átvonulókkal együtt ez a növekedés sokkal jelentősebb.

4. Összefoglalás

A bütykös ásóludnak több szigetszerű fészkelő populációja alakult ki a kontinens belsejében. Magyarországon az 1990-es évek végétől kezdve szórványosan költ, a Fertő környékén mára stabil fészkelővé vált. A faj szinte folyamatosan megfigyelhető a jelentősebb vizes élőhelyeken szerte a Kárpát-medencében. Egyaránt jelentősen nőtt a megfigyelési alkalmak száma és az egyidőben megfigyelt példányok száma is. Különösen erős ez a növekedés a Fertő és a Hanság területén (Győr-Moson-Sopron megye), a Balaton-felvidéken (Veszprém megye) és a Dél-Alföldön (Csongrád megye).

5. Summary

In the central part of the continent there evolved several isolated populations of the Common Shelduck. In Hungary it has been breeding since the end of the 1990s sporadically, around Lake Fertő it has become a stable breeding species. The species can be observed almost continually through the year on the significant wetlands of the Carpathian Basin. Both the number of observations and the number of individuals observed at one time have increased. This increase is especially strong in the Fertő–Hanság region (Győr-Moson-Sopron county), in the Balaton Uplands (Veszprém county) and the southern part of the Great Hungarian Plain (Csongrád county).

6. Köszönetnyilvánítás

Köszönetemet fejezem ki a *birding.hu* internetes oldal üzemeltetőinek a rendelkezésemre bocsátott adatokért, valamint minden megfigyelőnek, különösen Barabás Lillának, Harald Grabenhoférnek, Johannes Labernek, Musicz Lászlónak, Pásti Csabának, Péntes Lászlónak, Szelle Ernőnek és Vasas Andrásnak.

7. Irodalom

- ANDRESKA, J. & VITEK, F. (1998): První hnízdění husice liščí (*Tadorna tadorna*) v jižních Čechách. *Sylvia*, 34: 155–156.
- ANDRÉSI P. (1986): Ásóludak előfordulása Magyarországon 1974–1985 között. *Madártani Tájékoztató*, 1986. január–március: 50–52.
- BARABÁS L. (2012): A Magyarországon fészkelő récefajok (Anatinae) elterjedése, valamint állományváltozásai az augusztusi vízimadár-monitoring adatok alapján. Doktori értekezés. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron.
- DVORAK, M., GRABENHOFER, H. & WENDELIN, B. (2008): Brut- und Durchzugbestände von Wasservögeln an den Lacken des Seewinkels im Jahr 2007. *In: Ornithologisches Monitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Bericht über das Jahr 2007.* BirdLife Österreich, Wien: 9–20.
- ENDES M. (1980): A bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna* L.) Magyarországon. *Állattani Közlemények*, 67(1–4): 123–124.
- HADARICS T. (1996): Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) fészkelése Magyarországon. *Túzok*, 1(3): 124–127.
- HADARICS T. (1999): Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) újabb fészkelése Nyugat-Magyarországon. *Túzok*, 4(1–2): 22–23.
- HADARICS T. & PELLINGER A. (2009): Bütykös ásólúd *Tadorna tadorna* (Linnaeus, 1758). *In: CSÖRGŐ T., KARCZA Zs., HALMOS G., MAGYAR G., GYURÁCS J., SZÉP T., BANKOVICS A., SCHMIDT A. & SCHMIDT E.* (szerk.): Magyar madárvonulási atlasz. Kossuth kiadó, Budapest: 123.
- KNAUS, P. (2000): Die Brandgans *Tadorna tadorna* als neuer Brutvogel in der Schweiz. *Ornithologische Beobachter*, 97(1): 7–20.
- MOGYORÓSI S. (1997): Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) újabb fészkelése Magyarországon. *Túzok*, 2(3): 112.
- PÁSTI Cs. (2003): Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) fészkelése Debrecen határában. *Aquila*, 109–110: 159–160, 175–176.
- PÁSTI Cs. (2005): Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) újabb hazai fészkelése. *Aquila*, 112: 215–216, 228–229.
- PELLINGER A., MOGYORÓSI S. & HADARICS T. (2005): Expansion of Shelduck (*Tadorna tadorna* L.) in Hungary. *In: Goose 2005. 9th Annual Meeting of Goose Specialist Group of Wetlands International.* 5–9. November 2005. Sopron, Hungary. Abstracts. Institute of Wildlife Management, Faculty of Forestry, University of West Hungary, Sopron: [51].

A kis lilik (*Anser erythropus*) Magyarországon

The Lesser White-fronted Goose (*Anser erythropus*) in Hungary

TAR JÁNOS

1. Elterjedés és állomány nagyság

A faj történelmi elterjedése felölelte Eurázsia teljes szubarktikus területét, de napjainkban már csak három elkülönült populációja él: Skandináviában, a nyugat-szibériai (Jamal- és Tajmir-félsziget), illetve a kelet-szibériai tundrán. A világállomány – tél közepén történt szinkronszámlások alapján – becsült nagysága 22 000 – 27 000 példány. A világállomány (genetikai szinten is) két részre különül, egy nyugati és egy keleti útvonalat használó állományra, melyek határát a Tajmir-félszigeten húzódó földrajzi választóvonal alkotja. A nyugati állomány (kb. 15 000 egyed) Északnyugat-Kazahsztánon át (valószínűleg) a Kaszpi- vagy a Fekete-tenger melléki telelőhelyekre (Irak, Irán stb.) vonul, míg a keleti állomány főként Kínában telel, a Kelet Dongting-tó Természetvédelmi Területen, ahol alkalmanként 16 000 egyedet is számlálnak. A nyugati és keleti állomány közötti fontos elkülönülés mellett az északi-európai országokban (Norvégia) jelenleg 20-30 párból, valamint a Kola-félszigeten (Oroszország) költő ismeretlen számú párból álló fennoskandináviai populáció a nyugati állományon belül is jelentősen elszigetelt, más területek állományával igen kicsi kapcsolatot mutat. Ennek az állománynak a telelőhelyei Görögországban, az Evrosz-deltában és a Kerkini-tavon vannak, enyhébb teleken viszont Bulgáriában, Romániában, esetleg hazánkban is áttelelhetnek.

2. Európai állomány vonulási időszaka és útvonala

Az őszi vonuláskor a fennoskandináviai kislilik-populáció először a Kanyin-félsziget északi részén gyülekezik, majd itt a populáció kettéválik. A fennoskandináviai populáció feltételezhetően több mint fele az „európai” útvonalat követi a balti államokon keresztül Magyarországra. Ide általában szeptember közepén érkeznek, majd október végén vonulnak tovább az Észak-Görögországban és Északnyugat-Törökországban levő telelőhelyekre (pl. az Evrosz folyó deltájába), azonban enyhébb teleken át is telelhetnek nálunk. A fennoskandináviai kislilik-populáció további része a Kanyin-félszigettől délkeletre vonul, és a legnagyobb nyugati populáció útvonalát választja Északnyugat-Kazahsztánba, illetve gyakran Ukrajnán keresztül a görög telelőhelyekig. A kis lilikek a telelőhelyről február végén vagy március közepén érkeznek vissza hazánkba, és egészen április közepéig, néhány példány pedig május első hetéig marad a Hortobágyon. Összességében így a skandináviai populáció az év egynegyedét (kb. egy hónap tavasszal, két hónap ősszel) tölti Magyarországon. Innen általában megállás nélkül érkeznek a Nyugat-Észtországban található lagúnákhoz (Matsalu Nemzeti Park), majd május végén tűnnek fel Finnország balti partvidékén. A költőhelyek elfoglalása előtt mindig megjelennek a norvég fjordoknál, rendszerint a Valdak-mocsárnál, majd általában június elején foglalják el a költőhelyeket a norvég tundrán. Az elmúlt években történt műholdas jelölés rengeteg új információt nyújtott a kutatók számára. Kiderült, hogy abban az esetben, ha a madarak költése sikertelen (tojásos fészkek vagy a kis fiókák pusztulnak el), akkor gyorsan elhagyják a költőterületet, és messze keleti irányba vonulnak el vedleni. Nyár végén már elindulnak ők is a telelőterületek felé, azonban addig folyamatosan veszélyeztetve vannak az illegális vadászat által (<http://www.piskulka.net>). A 2006-ban színes gyűrűvel jelölt hét madár közül kettőt bizonyítottan lelőttek (egyét még vonulási időszakban Oroszországban, a másikat Görögországban a telelőterületen), közülük az egyik jeladás is volt egyben.

3. Nemzetközi és hazai védelmi intézkedések

A faj szerepel a Madárvédelmi Irányelv (79/409/EGK) I. függelékében. Az Európai Bizottság nemzetközi akciótervet dolgozott ki a fajra, melyben a kulcsterületek meghatározása és felmérése kapta a legmagasabb prioritást. További magas prioritású akció a fontosabb élőhelyek jogi védettségének elősegítése, a vadászati nyomás csökkentése, az élőhelyek kezelése és elvesztésük megakadályozása a vonuló- és telelőterületeken. A jelen projekt a nemzetközi akciótervben prioritásként meghatározott védelmi intézkedéseket célozza végrehajtani. Egy a kis lilik védelmét szolgáló LIFE-Nature projekt (LIFE97NAT/FIN/4098) már megvalósult Finnországban 1997 és 2002 között, melyben lényeges ismeretek táruáltak fel a faj helyzetéről és vonulási rendszeréről, ezek mellett a finnországi vonulóhelyek védettséget kaptak, monitorozásra kerültek és rajtuk kezelések indultak meg. A finn (WWF Finland) és norvég (BirdLife Norway) munkacsoportok 1994 óta közös programot folytatnak a vonuló- és telelőhelyek felderítésére és védelmére. Ennek keretében sor került a fennoskandináviai, a Jamal-félszigeti (Nyugat-Szibéria) és Tajmir-félszigeti (Közép-Szibéria) állományokhoz tartozó kis lilikek gyűrűzésére és műholdas nyomon követésére. Európai uniós forrás segítségével 2005 és 2008 között egy fajvédelmi LIFE program valósult meg, Finnország, Észtország, Magyarország, Görögország és Norvégia részvételével. Az AEWA nemzetközi munkacsoportja is megalakult, és az eurázsiai országok többsége tagként tevékenykedik a faj védelme érdekében. A faj kritikus helyzetben van, a Nemzetközi Természetvédelmi Unió (IUCN) leginkább fenyegetett, a kipusztulás által közvetlenül veszélyeztetett (critically endangered) kategóriájában szerepel. Magyarországon fokozottan védett madár, amelynek eszmei értéke 1 000 000 forint.

4. A faj hazai állományváltozásának történeti áttekintése

Európai állományát az 1960-as években még tízezerre becsülték, amely azonban 1998-ra már maximum 50 fészkelő párra csökkent. Ez a tendencia sajnos a hazánkban átvonuló madarak esetében is megfigyelhető. Ma – optimális becslések szerint – a kis lilik európai állománya a nem fészkelőkkel együtt 100-200 példány. Minden kislilik-populációban negatív trendet (csökkenést) mutattak ki. Fennoskandináviában az elmúlt években az éves csökkenési rátát 5% körülire becsülték. Az okok között – a költőterületen és a vonulási útvonalon egyaránt – a vadászatot tartják a legmeghatározóbbnak. A madarak már szeptember második felében megérkeznek hozzánk, és korábban a vízivadvaszáti szezon is ekkor indult. Sajnos mire védett lett a faj, már szinte meg is pecsételődött a sorsa. Hasonló tendencia volt kimutatható a Baltikumban is. Másik jelentős tényező az élőhelyek beszűkülése a költőterületen (rénszarvasfarmok elterjedése), valamint főként a vörös (*Vulpes vulpes*) és a sarki róka (*Alopex lagopus*) általi predáció.

5. Az aktuális magyarországi helyzet

Hazánkban őszi vonuláskor 40-50 példány jelenléte ismert vegyes fajú libacsapatokban. Az előfordulások majdnem kizárólag csak a Hortobágyra koncentrálódnak, ahol a Hortobágyi- és a Virágoskúti-halastavakon, illetve az azok környezetében található rövid fűvű

legelőkön és gabonatarlókon időznek és táplálkoznak a madarak. Az utóbbi években azonban kis számban és szóróványosan feltűnt még a kiskunsági szikes tavakon, a pusztaszeri Búdós-széken, a Biharugrai-halastavakon és a Begécsi-víztárolón, a Dunántúlon pedig a Fertőn, tatai Öreg-tó környékén és a Sárréten. Régen jelentős átvonulóhelynek számított még a szegedi Fehér-tó és Kardoskút is, ebből a térségből azonban ma már csak szóróvány adatai vannak a fajnak. A Magyarország egész területére kiterjedő monitoring munka eredményeképpen kiderült, hogy fontossági sorrendben a következő területen fordultak elő ismeretlen állományból származó jelöletlen kis lilikek: Biharugrai-halastavak, Begécsi-víztároló, Fertő és Hanság, pusztaszeri Búdós-szék, kiskunsági szikes tavak, tatai Öreg-tó, bihari Sárrét, Balaton, szegedi Fehér-tó, kardoskúti Fehér-tó és Tisza-tó. Mára már bebizonyosodott, hogy a Hortobágyon átvonuló kis lilikek többnyire a skandináv populációból származnak, ezt bizonyítják a norvégiai Valdak-mocsárnál színes lábgyűrűvel, illetve jeladóval ellátott egyedek hazai előfordulásai. Ezekon kívül feltételezésünk szerint a főleg október végén és november elején a nagy lilik (*Anser albifrons*) csapatokkal a Kárpát-medencébe érkező kis lilikek (20-30 példány) nagy valószínűséggel a szibériai fészkelőállományból származnak.

6. Hortobágyi akciók a faj védelme érdekében

A biztonságos táplálkozóterületek biztosítása szántóterületeken két tevékenységet foglal magában. Ezek célja őszi táplálkozóterületek biztosítása a kis lilikek számára a Hortobágyi Nemzeti Park vadászat által nem fenyegetett, védett szántóterületein. További célja, hogy extenzív műveléssel előállított termények formájában magas minőségű táplálékot biztosítsunk a nemzeti park vagyongazdálkodásában lévő területeken. Ezt az akciót 140 ha-on végeztük 2006-tól 2008-ig minden évben. Azokat a földeket, melyeket jelenleg helyi gazdálkodók művelnek a nemzeti parkon belül a Cserepes déli részén és a Hortobágyi-halastótól nyugatra (kb. 100 ha) a jelenlegi gazdálkodók fogják továbbra is művelni a bérleti szerződésben foglalt kiegészítő szabályok szerint. 40 ha-on a gazdálkodókkal extenzíven műveltetjük a szántókat, és a keletkezett terményt (kukorica, búza) levágás után a földeken hagyjuk táplálékul. A területet a rendszeresen látogató darvak (*Grus grus*), nyári ludak (*Anser anser*) és nagy lilikek mellett, a kis lilikek is felkeresték. Célunk, hogy a kis lilikek rászokjanak a biztonságos területeken levő szántókon való táplálkozásra, és szűkös táplálékforrás esetén kiegészítő táplálékot találjanak a védett területen. Ezen akcióban a Hortobágyi Nemzeti Parkon kívüli gazdálkodóktól terményeket vásároltunk, és felkínáltuk azokat a kis lilikek számára olyan – védett területeken lévő – szántókon (összesen 25 ha-on), ahol az adott évben természetesen termények egyébként nem vonzódtak a fajt. Évente 30 000 kg kukoricát vagy búzát helyeztünk ki a kecskési szántókra, amelyek mellett a kis lilikek egyébként is táplálkoznak. A kihelyezett terményből a darvak, a nyári ludak és a nagy lilikek is rendszeres táplálkoztak, de néhányszor a kis lilikek is felkeresték ezeket a területeket. A másik akció a gyepterületek javítása legeltetéssel és öntözéssel a táplálkozóterületek biztosítása érdekében. Ennek célja a kis lilik számára természetes táplálékforrások minőségének javítása biztonságos (Hortobágyi Nemzeti Parkon belüli) természetes gyepterületeken a kis lilikek őszi érkezése előtt, hiszen a legfontosabb táplálékuk a friss hajtású veresnadrág csenkesz (*Festuca pseudovina*) és sókedvelő (halofita) növények, pl. sziki budavirág (*Spergularia salina*). Ennek érdekében három helyen, a Dinnyés-lapos, a Cserepes és a Rókas területén összesen kb. 70 ha gyeper szarvasmarhákkal legeltettünk időszakosan (július közepétől augusztus végéig négy-öt hétig). A szarvasmarhákat a területet bérlő gazdálkodó szervezet és gazdálkodók biztosították térítésmentesen a program számára. Késő augusztusban, kora szeptemberben a legeltetett területeket két-három hétig öntöztük a füvek – nyári, általában inaktív fázist követő – friss kihajtásának elősegítésére. A legeltetés és öntözés időtartamát minden évben a helyszínek júliusi állapotához és az időjáráshoz igazítottuk. A tevékenység eredményes kivitelezése érdekében négy mobil öntöző- és villanypásztor-rendszer áll a rendelkezésünkre, amiket a program befejezése után is használunk a kis lilik védelme érdekében.

7. Összefoglalás

A kis lilik fészkelőállományának összeomlásával a Kárpát-medencében átvonulók mennyisége is erősen (40-50 példányra) csökkent. A kis lilikek legjelentősebb pihenőhelye a Hortobágy térsége, ahol a gyűrűolvasások szerint a skandináv populáció egyedei jelennek meg már szeptember közepén. Nyugatabbra kisebb számban, feltehetően szibériai eredetű madarak bukkannak fel, jellemzően egy hónappal később. A globálisan veszélyeztetett fajok védelme esetében mindent meg kell tenni, hogy a faj minden egyede a legtöbb időt töltsen a védett területeken, hiszen ezeken kívül történő bármilyen kalandozás végzetes veszteséggel járhat (vadászat, légvezetéknek ütközés, predáció, folyamatos zavarás stb.). Ezen védelmi tevékenységek, nem korlátozódhatnak csak egy országra, hanem a teljes költő- és vonulóterületen gondoskodni kell a madarak védelméről. A kis liliket elsősorban a vadászat veszélyezteti, így a faj védelmére a Hortobágy védett területein biztonságos táplálkozóhelyek kialakítása folyik. Szántóterületeken a búza- és a kukoricatermés egy részét a földeken hagyják, gyepterületeken legeltetés után végzett kora őszi öntözés javítja a kis lilikek táplálkozási lehetőségeit. A beavatkozások számos egyéb faj – pl. vörösnakú lúd (*Branta ruficollis*), daru stb. – számára is segítséget jelentenek. Bebizonyosodott, hogy a teljes vonulási útvonalon történő események összefüggéseinek feltárása lehet kidolgozni a hatékony védelmi stratégiát.

8. Summary

After the collapse of the breeding population of the Lesser White-fronted Goose (*Anser erythropus*) also the number of birds migrating through Hungary dropped sharply, to 40-50 individuals. Its most significant resting site is the region of Hortobágy where according to the sighted rings individuals of the Scandinavian population show up already in mid-September. More to the west a smaller number of presumably Siberian birds turn up, typically a month later. In the case of the conservation of globally threatened species everything must be done to enable every individual of the species to spend the most possible time in protected areas, because any strolling outside these may end up with a tragic loss (hunting, colliding with aerial cables, predation, continuous disturbance etc.). These conservation measures may not be constricted to a single country but must expand to the entire breeding area and migration route. The Lesser White-fronted Goose is primarily endangered by hunting thus in the protected sites of the Hortobágy region secure foraging sites are being created. On arable lands a part of the wheat and corn harvest are being left behind while on grasslands the foraging opportunities of the Lesser White-fronted Goose are improved with early autumn irrigation after the grazing. These measures also contribute to the protection of several other species e.g. the Red-breasted Goose (*Branta ruficollis*), the Crane etc.. It was proven that an effective conservation strategy may be established only by revealing the relationship of events on the entire migration route.

Vadlúd és daru (*Grus grus*) állományváltozások a Borsodi-Mezőségen 2007–2012 között

Changes in wild geese and Common Crane (*Grus grus*) populations in Borsodi-Mezőség between 2007–2012

TÖRÖK HUNOR ATTILA, KLESZÓ ANDRÁS & KISS DOROTTYA

1. Bevezetés

A Borsodi-Mezőség Tájvédelmi Körzet Magyarország északkeleti, Borsod-Abaúj-Zemplén megye déli részén található, a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság illetékességi területéhez tartozik. A terület vízrajzáról elmondható, hogy felszíni jellemzőinek kialakításában nagy szerepet játszottak a folyóvizek. Mára az emberi beavatkozások miatt a terület jelentős változásokon ment keresztül. A tiszai áradások csak 1939-ig, a gátak megépítéséig alakították a tájat, az északi részeken pedig a belvizet vezették le a meglévő folyóvizek vízgyűjtő területéről a vízfolyások medrében megépített csatornákkal. Ezzel a terület egykori mocsárvilágának kiszáradása felgyorsult. A helyzetet tovább rontottak a Tisza-tó kialakításának munkálatai. Jelenleg az északi részek az ősi folyók maradványaival tagoltak, míg a déli rész, a Tisza áradásainak homogenizáló hatása miatt egyöntetű ártéri sík (DUSKA, 2008; TÖRÖK, 2012).

A természetvédelmi beavatkozásoknak köszönhetően 2003–2004 során elkezdődött a vizes élőhelyek rehabilitációja, a vízutánpótlás biztosítása. Az élőhely-rehabilitáció első üteme 2003–2005 között zajlott, a második ütem 2008-tól 2013-ig tart. 2008 óta a tájvédelmi körzet egésze (17 932 ha) Ramsari terület (SULYOK, 2005). Az MME Bükki Helyi Csoportjának tagjai, valamint a Bükki Nemzeti Park szakemberei évtizedek óta kutatják a Borsodi-Mezőség madárvilágát. Bár korábban is történtek vadlúd- és darumegfigyelések, 1999-től szisztematikus adatgyűjtés folyik a táplálkozó- és pihenőterületeken. A 2000-es évek közepétől a megfigyelések gyakoribbá váltak, aminek elsődleges oka a területen dolgozó szakemberek számának növekedése.

2. Anyag és módszer

Az utóbbi években ősztől tavaszig folyamatosan figyeljük a vadludakat, elsősorban a puszta belső részein táplálkozó csapatokat. Ezeket rendszeresen, legalább kéthetente átvizsgáljuk, illetve feljegyezzük a fajokat és azok egyedszámait. A libacsapatok leginkább a Tiszatavon és a Hortobágyon éjszakáznak, így csak a nappali táplálkozóterületeken tartózkodó csapatokat tudjuk monitorozni. Ez azonban sajnos nem ad pontos információt a területen előforduló vadludak mennyiségéről (GYÜRE, 2006).

2008 óta minden évben a darvak őszi gyülekezésétől (szeptember végétől) a vonulás végéig, heti rendszerességgel, az országos szinkronnapokhoz igazodva végezzük a darvak számlálását. Ez elsősorban az éjszakázóhelyek közelében, a behúzó darucapatok számlálásával történik. A legfontosabb éjszakázóhely a Tiszabábolna mellett fekvő Nagy-Szék-lápa rekonstruált szikes tó, de emellett a csapadékosabb években a puszta belső területén lévő szikes mocsarak, holtmedrek is éjszakázóhelyeül szolgálhatnak néhány százas vagy ezres darucapatoknak. Az aszályos években, amikor az összes vízfelület kiszárad a térségben, a darvak nem találnak megfelelő éjszakázó helyet és átmennek a közeli hortobágyi tavakra.

Ezek a standard módszerekkel történő megfigyelések lehetőséget nyújtanak arra, hogy a vadludak és darvak igényeinek megfelelően javaslatot tegyünk a vizes élőhelyek kezelésének módosítására.

3. Eredmények

A 2007–2012-es időszakban kilenc fajt sikerült megfigyelni a egyes vadlúdcsapatokban. Ezek elsősorban a Tisza-tóról és Hortobágyról járnak át táplálkozni a pusztai területekre, de időnként, néhány ezres csapatok a területen található nagyobb szikes mocsarakban, holtmedrekben éjszakáznak (Nagy-Szék-lápa, Gyékényes-mocsár stb.).

Legnagyobb számban a nagy lilik (*Anser albifrons*) fordult elő. Általában szeptember második felében érkeznek nagyobb csapatai, októberben folyamatosan emelkedik a számuk, majd a csúcstól novemberben és (időjárástól függően) december első felében érik el. Az eddigi legnagyobb csapatot a térségben 2010 novemberében számláltuk, ekkor 35 000 nagy lilik táplálkozott együtt egy csapatban. A tavasi vonulás során a csúcs február első felére esik, március végén már csak szórványos csapataikkal találkozhatunk. A vetési lúd (*Anser fabalis*) elsősorban a Dunántúlon vonul át, az Alföldön csak kisebb számban jelenik meg (HARASZTHY, 1988). A Borsodi-Mezőségben egyre ritkábban fordul elő az utóbbi években, főleg az őszi vonulás során kis létszámú (7-12 példányos) csapatban, tavasszal viszont csak ritkán tűnik fel. A legnagyobb létszámban 2008 februárjában figyeltük meg, ekkor 400 példány táplálkozott együtt. Az egyetlen fészkelő vadlúdfaj a nyári lúd (*Anser anser*). A Borsodi-Mezőségben fészkelő állománya kb. 250-300 pár, de az őszi és a tavasi vonuláskor nagyobb számban is előfordul a területen. Gyakorlatilag egész évben megfigyelhető. A legnagyobb példányszámban 2009-ben fordult elő, ekkor 10 000 nyári ludat számoltunk a területen.

A vetési lúddal ellentétben az utóbbi években növekvő számban fordul elő a vörösnyakú lúd (*Branta ruficollis*). 2003 előtt kifejezetten ritka fajnak számított, majd egyre többször figyelték meg, 2007 óta pedig minden évben előkerül. Eddig maximum 30 példány fordult elő egyszerre (2009 novemberében), de 2-12 példány rendszeresen megtalálható a nagyobb vadlúdcsapatokban. Több ritka vadlúdfaj jelent meg egy-két példányban az elmúlt évek során. 2010 novemberében kettő, majd 2011 októberében kétszer egy példány kis liliket (*Anser erythropus*) figyeltünk meg. 2009 óta minden évben egy-egy példány apacalúd (*Branta leucopsis*) is feltűnik a nagy lilikek között. 2009 novemberében két alkalommal, majd 2011-ben egyszer örvös ludat (*Branta bernicla*) is láttunk. Nilusi lúd (*Alopochen aegyptiaca*) 2007 novembere során, kanadai lúd (*Branta canadensis*) 2009 júniusában fordult elő egy-egy példányban.

A darvak (*Grus grus*) – elsősorban ősszel – több ezres csapatokban éjszakáznak a puszta nagyobb vizein. Az évenkénti maximumok a következőképpen alakultak: 2008. október végén 4500 példány, 2009. november elején 7000 példány, majd 2010-ben 6500 példány éjszakázott egyszerre a Nagy-Szék-lápán, de a napközben a területen táplálkozó madarak száma elérte a 9-10 ezer példányt. 2011-re ez a szám már 15 ezer példány volt. 2012-ben azonban a rendkívül száraz nyár során a szikes tavak kiszáradtak, és nem volt alkalmas éjszakázóhely a pusztában. Ennek következtében az éjszakázó darvak gyakorlatilag eltűntek a területről. Nappal azonban, főleg a terület keleti részein, nagy létszámú táplálkozó csapatokat figyeltünk meg rendszeresen, melyek a Tiszán Tiszacsege irányába átrepülve a Hortobágyra mentek éjszakázni. Az átvonuló darvak mellett 1998 óta minden évben 100-500 példányt is nyaral a területen.

4. Következtetések

Az utóbbi évek megfigyelései alapján elmondható, hogy a libacsapatok száma enyhe csökkenést mutat. Ennek okai között szerepelhet a vadászat, ugyanis a szántóföldön okozott káruk miatt kis számban rendszeresen lövik őket. Talán még nagyobb a vadászat (beleértve az őz és a vaddisznó vadászatát) közvetett hatása a vadludakra, hiszen a zavarás miatt a madarak rendkívül bizalmatlanokká válnak. Ez egyrészt az alapos megfigyelések lehetőségeit csökkenti, mivel a libacsapatok már nagyobb távolságból felrepülnek, másrészt nemcsak az emberekkel szemben, hanem a területtel szemben is bizalmatlanná válnak, és máshol keresnek táplálkozóhelyet maguknak. Ezenkívül az utóbbi évek szélsőséges időjárási körülményei is befolyásolhatják a táplálkozó vadludak mennyiségét (GYÜRE, 2006).

A libacsapatok összetétele is változott, elsősorban az európai és országos trendeknek megfelelően (FARAGÓ, 2012, GYÜRE, 2006). A hazánkon átvonuló nagy lilikek 85%-a az Alföldön keresztül vonul (HARASZTHY, 1988), ezért a vadludcsapatok tömegét a nagy lilikek adják. Ezek száma kissé csökkent, valószínűleg a fent említett zavarásnak köszönhetően. Az utóbbi évtizedekben lecsökkent a vetési ludak száma, gyakorlatilag csak néhány tíz példányból álló csapatok jelennek meg. Ezzel ellentétben, az egykor nagyon ritka vörösnyakú lúd az utóbbi években már rendszeres előfordul, bár csak kis példányszámban. A vörösnyakú ludak számának növekvő tendenciájára magyarázatot ad, hogy a vörösnyakú lúd telelőterülete áthelyeződött a Fekete-tenger partvidékére, ahonnan gyakrabban vetődnek a Kárpát-medencébe egvedei (ECSEDI, 2004). Számos ritka faj is felbukkant a vadlibacsapatokban, ezek közül két faj, a nilusi lúd és kanadai lúd példányai nagy valószínűséggel nem vadon élő populációból származnak. Az átvonuló darvak száma növekvő tendenciát mutat. A vizesélőhely-rekonstrukciónak köszönhetően számukra kedvező folyamatok indultak el, hiszen újra megteltek olyan szikes tavak, mocsarak, amelyek alkalmas éjszakázóhelyet biztosítanak számukra. Ez arra is rámutat, hogy a területen előforduló darvak számát jelentősen befolyásolja az időjárás: a szélsőségesen száraz években, mint amilyen 2012 is volt, ha az éjszakázóhelyek eltűnnek, akkor hiába van esetleg alkalmas táplálkozóterület, inkább más területen mozognak. A darvak esetén mindenképpen figyelembe kell vennünk, hogy a Borsodi-Mezőség területeit a Hortobágytól csupán a Tisza választja el. Ezért a hortobágyi és mezőségi táplálkozó- és éjszakázóterületek között folyamatos átjárás lehet. Ezt támasztja alá az is, hogy míg 2012-ben a Borsodi-Mezőségben gyakorlatilag nem voltak éjszakázó darvak, a Hortobágyon az előző évhez képest 10-15 ezerrel megnőtt a számuk.

5. Köszönetnyilvánítás

Köszönjük a 2007–2012-es időszakban a Borsodi-Mezőségben dolgozó szakembereknek, különösen Seres Nándornak, Szitta Tamásnak és Fatér Imrének, hogy rendszeres megfigyeléseikkel hozzájárultak a cikk megírásához.

6. Összefoglalás

A 2000-es évek közepétől rendszeresen folynak vadlúd- és darumegfigyelések a Borsodi-Mezőségben. A 2007–2012 közötti időszak alatt az átvonuló vadludak száma kissé csökkent, amit többek között a vadászat és annak zavaró hatása okozhatott. Az átvonuló vadlibacsapatok fő tömegét a nagy lilik adja, emellett nagy számban fordul elő a nyári lúd. Szórványosan előfordul a vetési lúd és a vörösnyakú lúd, valamint a hat év alatt néhány példányban megfigyeltünk apácaludat, örvös ludat, kis liliket, nilusi ludat és kanadai ludat. A darvak száma fokozatosan emelkedett az elmúlt években, 2011 őszén már 15 ezer daru éjszakázott egy Tiszabábolna mellett található szikes tavon. A vizesélőhely-rekonstrukciós kezelések során létrejövő szikes tavak, mocsarak kedvező hatással voltak a darvakra, rendszeresen használják ezeket éjszakázóhelyként. A vizes területek jelentőségére mutatott rá az igen aszályos 2012-es év, amikor a tavak kiszáradásával eltűntek az éjszakázó darvak a területről.

7. Summary

Wild geese and cranes have been regularly observed in the Borsodi-Mezőség from the middle of the previous decade. During 2007–2012 the size of wild geese flocks slightly decreased perhaps as a consequence of hunting, first of all from its indirect disturbing effect. The most common species of these wild geese groups was the Greater White-fronted Goose, and the number of migrating Greylag Geese was also high. Bean Geese and Red-breasted Geese were found occasionally, moreover some individuals of the Barnacle Goose, Brant Goose, Lesser White-fronted Goose, Egyptian Goose and Canada Goose occurred as well. The number of cranes increased in the last few years, for example 15,000 cranes spent the night in a sodic lake next to Tiszabábolna in autumn 2011. The existence of wetlands is particularly important for cranes, because in the droughty 2012, when the small lakes dried up, the cranes almost disappeared from the study site.

8. Irodalom

- DUSKA J.** (szerk.) (2008): A Borsodi-Mezőség Tájvédelmi Körzet és bővítése. Természetvédelmi Kezelési Terv. Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, Eger.
- ECSEDI Z.** (szerk.): (2004): A Hortobágy madárvilága. Hortobágyi Természetvédelmi Egyesület – Winter Fair, Balmazújváros–Szeged.
- FARAGÓ S.** (2012): Gyertek haza ludaim! A Magyar Vadlúd Monitoring 25 évének eredményei. Szélkiáltó, 15: 12–14.
- GYÜRE P.** (2006): A vadlúdfajok állománya, élőhely- és mezőgazdasági területhasználata a Hortobágyon. Doktori disszertáció. Állattenyésztési Tudományok Doktori Iskola, Debreceni Egyetem.
- HARASZTHY L.** (szerk.) (1988): Magyarország madárrendjei. Natura, Budapest.
- SULYOK J.** (2005): Borsodi-Mezőség kvadrát élőhelytérképe. Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, Eger.
- TÖRÖK H. A.** (2012): Komplex élőhelykezelés megvalósításának lehetőségei a Borsodi-Mezőség Tájvédelmi Körzet egy mintaterületén. Diplomamunka. Debreceni Agrártudományi Centrum, Debrecen.

Török Hunor Attila – Bükk Nemzeti Park Igazgatóság
H-3304 Eger, Sánc u. 6. – torokh@bnpi.hu

Kleszó András – Bükk Nemzeti Park Igazgatóság
H-3304 Eger, Sánc u. 6. – kleszoa@bnpi.hu

Kiss Dorottya – Bese Természetvédelmi Egyesület
H-3463 Négyes, István király u. 25. – kissd.bese@gmail.com

A bütykös hattyú (*Cygnus olor*) állományeloszlásának tér-idő mintázata a vonulási és telelési időszakban

Time-space pattern of distribution of Mute Swan (*Cygnus olor*) population in migrating and wintering period

FARAGÓ SÁNDOR

1. Bevezetés

A bütykös hattyú (*Cygnus olor*) állománya Európában az utóbbi évtizedekben növekedésnek indult. A faj és populációi az állománynövekedésből következően nem veszélyeztetettek, európai védelmi státusa biztos (S) (TUCKER & HEATH, 1994). A faj szerepel az Európai Közösség 79/409/EGK számú, a vadon élő madarak védelméről szóló irányelvének II/2. mellékletében, ami azokat a fajokat sorolja fel, amelyek az Európai Közösség területén belüli állomány nagyságuk, földrajzi elterjedésük és reprodukciós rátájuk figyelembevételével a nemzeti szabályozásnak megfelelően vadászhatók. Az e mellékletben felsorolt tagállamoknak – a bütykös hattyú esetében Ausztriának és Németországnak – biztosítaniuk kell, hogy a faj vadászata ne veszélyeztesse a természetvédelmi erőfeszítések sikerét az elterjedési területen.

A bütykös hattyú Magyarországon jelenleg nem védett faj, de – összhangban az Európai Közösség 79/409/EGK számú, a vadon élő madarak védelméről szóló irányelvének II/2. mellékletével – mint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős állatfaj szerepel a 13/2001. (V. 9.) KÖM rendelet 8. mellékletében. A későbbi 100/2012. (IX. 28.) VM rendelet a faj egy egyedének pénzben kifejezett értékét 25 000 Ft-ban állapította meg.

Az Európa-szerte érezhető állománynövekedés mértéke hazai körülmények között nem volt ismert, ezért is került be a faj az 1996 óta működő Magyar Vízió Monitoring monitorozandó fajainak listájára (FARAGÓ, 1998). Jelen munka 16 év vizsgálata alapján mutatja be a bütykös hattyú vonuló és telelő állománya tér-idő mintázatának változását.

2. Anyag és módszer

A Magyar Vízió Monitoring felméréseinek módszerei szinkronitását tekintve megfelelnek a nemzetközi konvencióknak. A megfigyelések 23 körzetben történnek, amelyek esetenként kettő-hat alkörzetre is bonthatók, így összesen a teljes vízió monitoring 48 megfigyelési egységben folyik. A minden megfigyelési helyen az augusztus és április közötti időszakban havonként gyűjtött alapadatokat az adatbázisban tároljuk, amely a jelen feldolgozás alapját is képezi. A feldolgozások során térképeken ábrázoljuk a fajok diszpergáltságát, amit havi részletességgel jelenítünk meg, s amely a términtázat havi változását szemlélteti. Ezzel együtt az egyes területekre vonatkoztatott részletes állománydinamikákat is ábrázoljuk. Az összesített adatok alapján megadjuk a tartamos vizsgálatok országos dinamikáját (minden észlelési nap, illetve a szezonmaximumok alapján) (FARAGÓ, 2008b), valamint indexeljük a változásokat (az első pozitív megfigyelés évének – 1996 – értékét tekintve 100%-nak).

A monitoringterületek területadatai és azoknak a Wetlands International által elfogadott és használt élőhelytípus szerinti besorolási megadja az élőhelytípus dominanciaviszonyait a vizsgálatban, azaz az élőhely kínálat %-os értékeit (FARAGÓ, 2008a). Az egyes élőhelytípusokban megjelent vízimadár-fajok mennyisége alapján számolt, az általuk használt élőhelyekhez kötődő mennyiségek és azok dominanciaviszonyai jelentik az élőhelyhasználatot. Az élőhelyhasználat és -kínálat azonos dimenziójú (%-os) értékei már összevethetők, azaz kimutathatók az egyes fajok élőhely-preferenciái, amelyet az ún. IVLEV-féle élőhely-használati indexszel (selectivity index) (IVLEV, 1961) adhatunk meg.

$$Iv = \frac{\text{élőhelyhasználat} - \text{élőhelykínálat}}{\text{élőhelyhasználat} + \text{élőhelykínálat}}$$

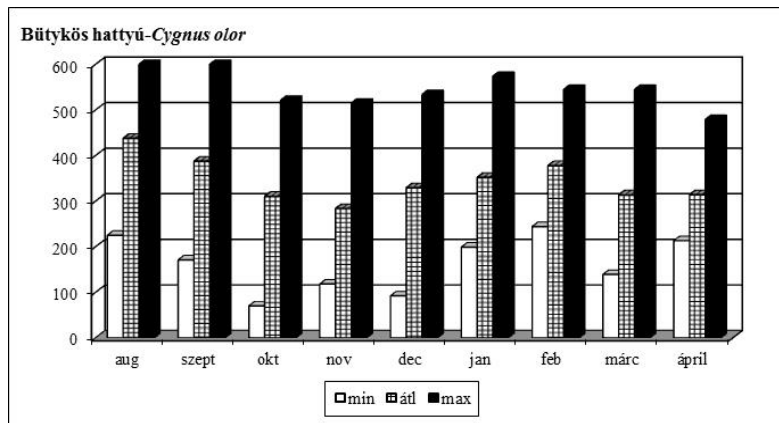
Az értékek (–1) és (+1) között változhatnak. Az $Iv=0$ értéknél a faj dominanciájával arányos mértékben használja az adott élőhelyet, azaz nem utasítja el, de nem is preferálja azt. Ha $Iv<0$ (azaz 0 és –1 közötti), akkor a faj nem preferálja az adott élőhelytípust, szélső esetben ($Iv=-1$) elutasítja azt, azaz nem jelenik ott meg. Ha $Iv>0$ (azaz 0 és +1 közötti) akkor a faj preferálja az adott élőhelytípust, szélső esetben ($Iv=+1$) kizárólagosan, azaz csak ott jelenik meg.

3. EREDMÉNYEK

A bütykös hattyú hazai állománydinamikájára egy nyár végi, kora őszi, valamint egy hasonló mértékű februári, tél végi maximum jellemző. Októberben és novemberben az állomány egy része délebbre vonul. A minimum őszi, novemberre esik. Ezt követően a lehűléssel a kisebb tavakról megindul a koncentráció, így folyamatos a megfigyelt létszám növekedése a februári második maximumig. Tavasz (áprilisi) maradó állománya – a fészkelőterületekre (amelyek nagy része nem esik a monitoring területekre) való szétszéledés okán – valamelyest kisebb volt (1. ábra).

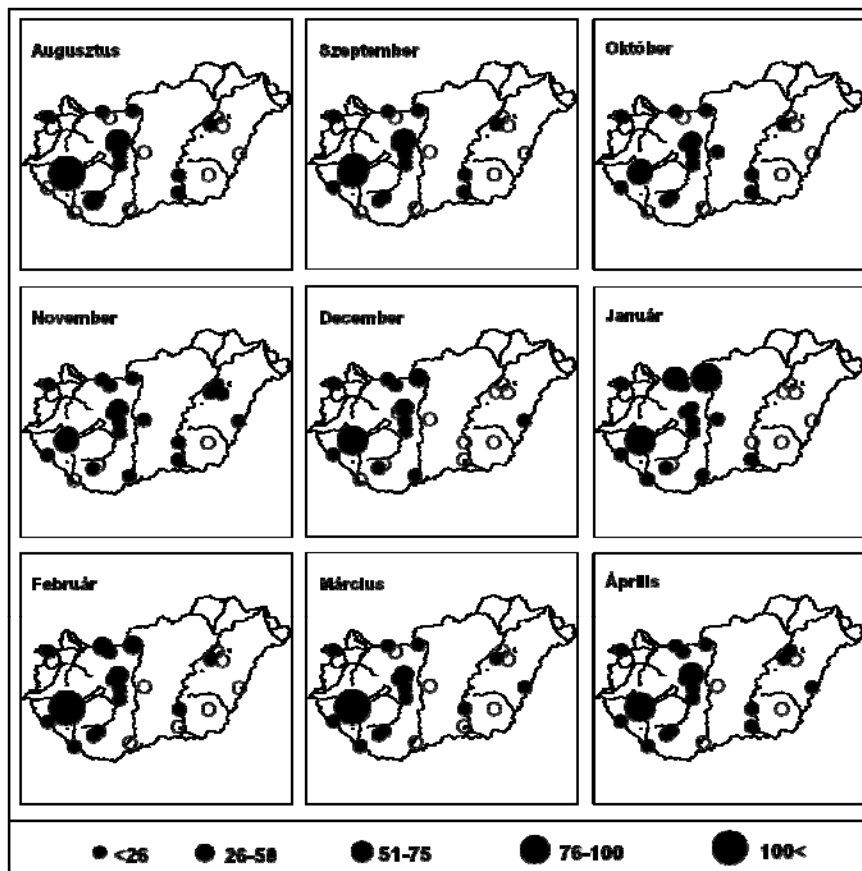
Mind az 1986–1992 közötti számlálások (*Oxyura* 1986–1992), mind a faj állományalakulását feldolgozó munkák (HORVÁTH & KÁRPÁTI, 1988; HORVÁTH, 2003; ALBERT *et al.*, 2003) szerint a faj elsősorban a Dunántúlra koncentrálódott, csak kevés és lassan gyarapodó alföldi fészkelése és vonulási, telelési megfigyelése volt. Saját vizsgálataink (FARAGÓ, 2008b) is kimutatták elterjedésének dunántúli súlypontját, s azt is, hogy az utóbbi időszakban lassan gyarapodó mennyiségben megjelent az Alföld egyes vizeinél. Kora őszi egyedszáma a Kis-Balatonon, a Balaton Keszthelyi-öblében, a Velencei-tavon, a Sumonyi-halastavon, a Fertőn és a Rétszilasi-halastavon számottevő. Ősszel legnagyobb egyedszámban a Kis-Balatonnál, a Velencei-tónál és a Dinnyési-Fertőnél, a Balaton Keszthelyi-öblében, a Dunakanyarban, a Fertőnél, valamint a Duna Gönyű és Szob közötti szakaszán fordul elő. A telelőállományok esetében még fokozottabb a Dunántúl, azon belül is a Közép- és Észak-Dunántúl jelentősége. Kiemelendő változatlanul a Kis-Balaton és Balaton térsége, a Duna felső folyása, valamint a mezőföldi természetes tavak és halastavak szerepe. A tavaszi időszakban a diszperzió már egyenletesebb a fészkelőhelyekre irányuló mozgás miatt, de a Kis-Balatonnál és a Balatonnál, a Velencei-tavon és a Duna felső

szakaszain, valamint a Fertőnél még így is nagyobb egyedszámban észlelhető. Az Alföldön a Hortobágy, a Biharugrai-halastavak és a Begécsi-víztározó, a tömörkényi Csaj-tó, a szegedi Fehér-tó és a Szegedi-Fertő számít biztos előfordulási helyének (1. térkép).

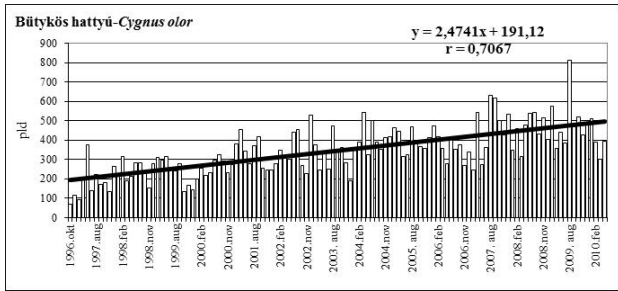


1. ábra – A bütykös hattyú fenológiája Magyarországon
 Fig. 1. – Phenology of Mute Swan in Hungary

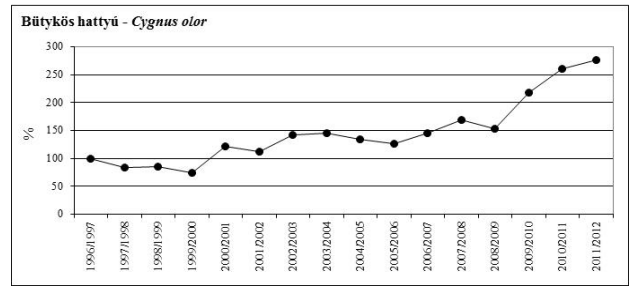
Országos állománydinamikája – valamennyi megfigyelés alapján – a vizsgálati időszakban jelentős növekedést mutatott ($y=2,474x+191,1$) (2. ábra). Aspektusonként tekintve minden esetben határozottan emelkedő trendet mutatott mennyisége. A szezonmaximumok és az augusztusi – a fészkelő állományt legjobban jellemző – értékek esetében is határozott növekedést mutattunk ki (4. ábra). A növekedés mértéke a vizsgálat időszakában meghaladta a 250%-ot (3. ábra). Az Észak-Dunántúlon nyár végén, ősszel és tavasszal erősen emelkedő, télen enyhén csökkenő, a szezonmaximum esetében enyhén emelkedő dinamikát tapasztaltunk. A Dél-Dunántúlon minden aspektusban és a szezonmaximumoknál is határozottan emelkedő trendet észlelhattünk. Mind a Duna–Tisza közén, mind a Tiszántúlon szerény létszámok mellett – minden aspektusra érvényes – enyhén emelkedő tendenciákat észleltünk, ami a faj terjeszkedésével magyarázható.



1. térkép – A bütykös hattyú előfordulásának átlagos havi tér-idő mintázata
 Map 1. – Average monthly space-time pattern of the occurrence of Mute Swans

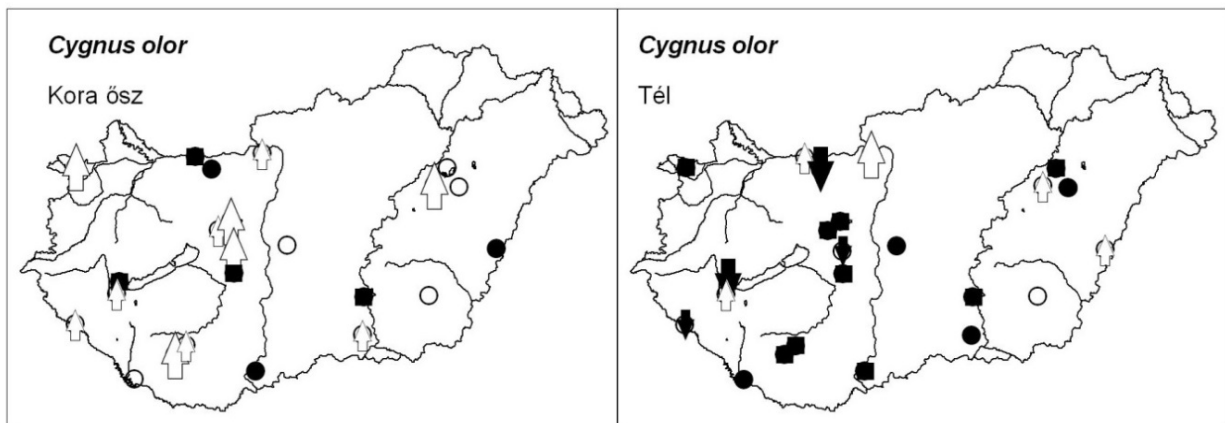


2. ábra – A bütykös hattyú állománydinamikája (összes megfigyelési nap) Magyarországon
Fig. 2. – Population dynamics of the Mute Swan (every observation day) in Hungary



3. ábra – A bütykös hattyú állományváltozási indexének dinamikája
Fig. 3. – Dynamics of the population change index of the Mute Swan

Vonuló állományának országos dinamikája a korábbi évtizedben erős stabilitást mutatott. Állományváltozásában eltérő regionális trendeket érzékelhettünk. Az Észak-Dunántúlon kora ősszel, télen és tavasszal szerényen emelkedő, ősszel enyhén csökkenő volt egyedszáma. A Dél-Dunántúlon a kora őszi és az őszi aspektusokban határozottan emelkedő, télen enyhén csökkenő, tavasszal stabil állományalakulás volt tapasztalható. Közép- Magyarországon szerény létszámok mellett stabil, tavasszal enyhén emelkedő trend volt kimutatható. A Tiszántúlon kora ősszel és ősszel emelkedtek, télen és tavasszal enyhén csökkentek egyedszámjai (FARAGÓ, 2008b).



2. térkép – A bütykös hattyú állományváltozásának térmentázata
Map 2. – Spatial pattern of the population change of the Mute Swan

A bütykös hattyú monitoring területeket érintő lokális trendjét (2. térkép) a kora őszi (maximális) és téli (minimális) létszámok alapján az alábbiakban foglalhatjuk össze:

Kora ősz:

Erőteljes csökkenés: –

Szolid csökkenés: –

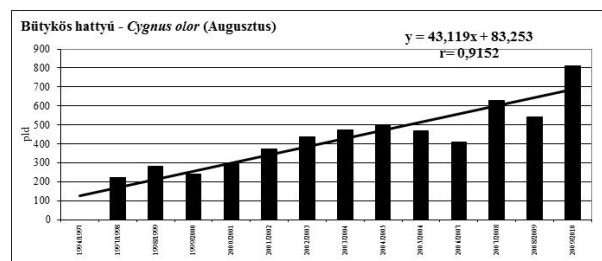
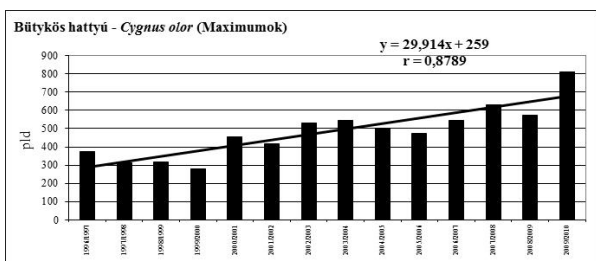
Stabil: Duna Gönyű és Szob közötti szakasza, Rétszilasi-halastavak, Keszthelyi-öböl (Balaton), tömörkényi Csaj-tó

Szolid növekedés: Dinnyési-Fertő, Kis-Balaton, Gyékényesi-kavicsbányató, Pellérdi-halastavak, Dunakanyar, szegedi Fehér-tó és Szegedi-Fertő

Erőteljes növekedés: Fertő, Velencei-tó, Soponyai-halastavak, Sumonyi-halastó, Hortobágy I

Alkalmi előfordulás: tatai Öreg-tó, Duna Baja és a déli országhatár közötti szakasza, Biharugrai-halastavak és Begécsi-víztároló

Hiányzik: Dráva Barcs és Szentborbás közötti szakasza, kiskunsági szikes tavak, Hortobágy II, Hortobágy III, kardoskúti Fehér-tó



4. ábra – A bütykös hattyú állománydinamikája (szezonmaximum és augusztusi egyedszám) Magyarországon
Fig. 4. – Population dynamics of the Mute Swan (seasonal maximum and number of individuals in August) in Hungary

Tél:

Erőteljes csökkenés: tatai Öreg-tó, Keszthelyi-öböl (Balaton)

Szolid csökkenés: Soponyai-halastavak, Gyékényesi-kavicsbányató

Stabil: Fertő, Dinnyési-Fertő, Velencei-tó, Rétszilasi-halastavak, Sumonyi-halastó, Pellérdi-halastavak, Duna Baja és a déli országhatár közötti szakasza, Hortobágy II, tömörkényi Csaj-tó

Szolid növekedés: Duna Gönyű és Szob közötti szakasza, Kis-Balaton, Hortobágy I, Biharugrai-halastavak és Begécsi-víztároló

Erőteljes növekedés: Dunakanyar

Alkalmi előfordulás: Dráva Barcs és Szentborbás közötti szakasza, kiskunsági szikes tavak, Hortobágy III, szegedi Fehér-tó és Szegedi-Fertő

Hiányzik: kardoskúti Fehér-tó

A preferenciavizsgálatok kimutatták – s ez a tény a diszperziót alapvetően befolyásolja –, hogy a bütykös hattyú a kora őszi időszakban az állandó édesvízi tavakat (Iv=0,7), a víztározókat (Iv=0,7), a bányatavakat ((Iv=0,4)) és az állandó szikes tavakat (Iv=0,4) kedveli. Az őszi időszakban ugyanezen élőhelyek, illetve kisebb mértékben (Iv=0,1) az időszakos szikes tavak szerepe jelentős. A tél folyamán a bányatavakat (Iv=0,9), a víztározókat (Iv=0,8), az állandó édesvízi tavakat (Iv=0,5) és a folyókat (Iv=0,3) részesíti előnyben. Tavasszal és a teljes szezonban a kora őszi élőhely-választással megegyező – állandó édesvízi tavak (Iv=0,7), víztározók (Iv=0,8), bányatavak (Iv=0,7) és állandó szikes tavak (Iv=0,3) – preferenciákat mutat (FARAGÓ, 2011) (1. táblázat).

	Kora ősz	Ősz	Tél	Tavasz	Szezon
Folyó	-0,8	-0,4	0,3	-0,6	-0,1
Állandó édesvízi tó	0,7	0,6	0,5	0,7	0,6
Állandó szikes tó	0,4	0,5	0,0	0,3	0,3
Időszakos szikes tó	-1,0	0,1	-0,8	-0,8	-0,6
Állandó szikes mocsár	-1,0	-1,0	-1,0	-1,0	-1,0
Időszakos szikes mocsár	-1,0	-1,0	-1,0	-1,0	-1,0
Halastó	-0,2	-0,3	-0,3	-0,2	-0,3
Víztározó	0,7	0,8	0,8	0,8	0,8
Bányató	0,4	0,8	0,9	0,7	0,8

1. táblázat – A bütykös hattyú aspektusonkénti és éves élőhelyválasztása az IVLEV-indexek alapján

Tab. 1. – Habitat choice of the Mute Swan for each aspect as well as for the year according to Ivlev-indices

4. Összefoglalás

A vonuló és telelő bütyköshattyú-állomány növekedése folyamatos volt a vizsgálat időszakában, ami részben a hazai, részben a közép-európai és balti állománynövekedéssel hozható összefüggésbe. A hazai növekedés tényét ALBERT *et al.* (2003) már korábban egyértelműsítette. Fészkelőállományát az 1998–2002 közötti időszakra a BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004) 200-250 párban, a 2002–2005 közötti időszakra az MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008) pedig 260-400 párban adta meg. Ennek megfelelően a monitoringterületeken az augusztustól ápriliséig terjedő időszakban észlelt állománynövekedés okozója elsősorban a hazai fészkelőállomány növekedése, amit az augusztusi állománytrend meredekebb emelkedése egyértelműen igazol. Megerősíthető, hogy a faj legfontosabb területei a Dunántúlon vannak, ezek a Kis-Balaton, a Duna és a Velencei-tó. Az a jelenség, hogy a koncentráció jelentős mértékben vízparti településekhez, üdülőtelepekhez köthető, az etetések megkérdőjelezhetetlen szerepét igazolja előfordulásában és terjedésében. Folyamatos az alföldi térfoglalás is, de kisebb intenzitással, ami viszont az etetés hiányával is magyarázható.

Növekvő téli mennyiségét csak közép-európai kontextusban értelmezhetjük. A faj északnyugat- és közép-európai állományát – növekvő trenddel – 250 000 példányban adják meg (WETLANDS INTERNATIONAL, 2006). A környező országokban az következő fészkelőállományai ismertek: Ausztria – 350-500 pár, Csehország – 440-500 pár, Szlovákia – 100-400 pár, Ukrajna – 950-1550 pár, Románia – 750-1000 pár, Szerbia – 50-60 pár, Horvátország – 25-100 pár, Szlovénia – 50-70 pár. A balti régióban: Lengyelország – 6500-7000 pár, Fehéroroszország – 750-900 pár, Észtország – 2000-2500 pár, Lettország – 600-800 pár, Litvánia – 1000-1500 pár, Finnország – 6000-8000 pár (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004).

A Magyarországon jelölt és külföldön megkerült, illetve külföldön jelölt és nálunk megkerült madarak mozgása a környező országokkal való kapcsolatokon túlmenően elsősorban lengyel és balti kapcsolatokra utal, de a Fekete-tenger és a Földközi-tenger irányába történő alkalmi elvonulást is ki lehet mutatni. A hazai költőállomány rövid távú vonulónak tekintendő (ALBERT & SZINAI, 2009). A téli állománydinamikát a be- és az elvándorlás mértéke befolyásolhatja. Enyhébb teleken – mint láttuk – nagyobb a diszperziója, keményebb teleken a maradó madarak a be nem fagyó Dunára koncentrálnak, ahol etetésük a lakosság részéről rendszeres. ALBERT & SZINAI (2009) a telelőállományt 1000-1200 példányra becsülte.

A mennyiségi növekedés védelmi feladatokat generálhat (pl. területi magatartás hatása más fészkelő vízimadárfaajokra), amelyeknek megoldása elsősorban természetvédelmi gyakorlati kérdés. Bármely megoldás csak lokális, eseti és körültekintő kell hogy legyen, egyébként állomány szabályozása szükségtelen, azt a telek (különösen etetés nélkül) elvégzik.

5. Summary

The population growth of migrating and wintering Mute Swans (*Cygnus olor*) was continuous in the investigation period which can be related to the growth of the Hungarian population on one side, and the increase in the Central European and the Baltic population on the other. The fact of the Hungarian growth was already made obvious by ALBERT *et al.* (2003), the breeding population for the period 1998–2002 was determined as 200-250 pairs by BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004), whereas for the period 2002–2005 as 260-400 pairs by the MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008). Accordingly, the population growth perceived at the monitoring sites in the period August–April is caused primarily by the growth of the Hungarian breeding population supported clearly by a steeper increase of the August population trend. It can be confirmed that the most important sites of the species are located in Transdanubia, these are Kis-Balaton, the

Danube and Lake Velencei. The fact that the concentration is bound strongly to settlements and recreation areas along shores verifies the unquestionable role of feeding in the presence and spreading of the species. The increase of the Great Hungarian Plain population is continuous but with a lesser intensity, owing probably to the lack of feeding.

An increasing winter population may be interpreted only in a Central European context. The North-western and Central European population of the species is determined as 250 000 individuals – trend increasing (WETLANDS INTERNATIONAL, 2006). In the surrounding countries the following breeding populations are known: Austria – 350-500 pairs, Czech Republic – 440-500 pairs, Slovakia – 100-400 pairs, Ukraine – 950-1550 pairs, Romania – 750-1000 pairs, Serbia – 50-60 pairs, Croatia – 25-100 pairs, Slovenia – 50-70 pairs. In the Baltic region: Poland – 6500-7000 pairs, Belarus – 750-900 pairs, Estonia – 2000-2500 pairs, Latvia – 600-800 pairs, Lithuania – 1000-1500 pairs, Finland – 6000-8000 pairs (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004).

Movement of birds ringed in Hungary and found again in foreign countries as well as of the ones ringed in foreign countries and found again in Hungary shows apart from the relation with surrounding countries primarily the connection with Poland and the Baltic countries but also occasional migration to the Black Sea and the Mediterranean Sea can be shown. The Hungarian breeding population can be regarded as short distance migrating (ALBERT & SZINAI, 2009). The winter population dynamics may be influenced also by the rate of immigration and emigration. In mild winters – as seen – the dispersion is bigger, in strong winters the staying birds concentrate on the non-freezing water of the Danube where they are fed regularly by the people. ALBERT & SZINAI (2009) have estimated the wintering population as 1000-1200 individuals.

The quantitative growth may generate conservation tasks (e.g. effect of territorial behaviour on other breeding waterbird species) the solving of which is primarily a question of conservation practice. Any solutions may be only local and careful, accomplished at a given time; otherwise population regulation is unnecessary, done by winters (especially without feeding).

6. Irodalom

ALBERT, L., HAJTÓ, L. & SZINAI, P. (2004): Status of the Mute Swan (*Cygnus olor*) in Hungary at the beginning of the 21st century. *Aquila*, 111: 19–41.

ALBERT L. & SZINAI P. (2009): Bütykös hattyú *Cygnus olor* (J. F. Gmelin, 1789). In: CSÖRGŐ T., KARCZA Zs., HALMOS G., MAGYAR G., GYURÁCS J., SZÉP T., BANKOVICS A., SCHMIDT A. & SCHMIDT E. (szerk.): Magyar madárvonulási atlasz. Kossuth kiadó, Budapest: 106–110.

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge.

FARAGÓ S. (1998): A Magyar Vízivad Információs Rendszer. Magyar Vízivad Közlemények, 4: 3–16.

FARAGÓ S. (2008a): A Magyar Vízivad Monitoring standardizált megfigyelési területei. Magyar Vízivad Közlemények, 16: 21–48.

FARAGÓ S. (2008b): A vonuló vízivadfajok állományainak tér-idő mintázata Magyarországon. Az 1996–2004 közötti időszak elemzése. Magyar Vízivad Közlemények, 16: 49–200.

FARAGÓ, S. (2011): Habitat selection of migratory waterfowl species in Hungary. *Aquila*, 118: 7–26.

TUCKER, G. M. & HEATH, M. F. (1994): Birds in Europe: their conservation status. BirdLife International, Cambridge.

HORVÁTH J. (2003): A Balaton és a Kis-Balaton bütykös hattyú (*Cygnus olor*) költő állománya és annak természetvédelmi jelentősége (1993–2001). Magyar Vízivad Közlemények, 10: 265–300.

HORVÁTH J. & KÁRPÁTI L. (1988): A bütykös hattyú (*Cygnus olor*) magyarországi terjeszkedése. *Pusztta*, 3/12/: 97–115.

IVLEV, V. S. (1961): Experimental ecology of the feeding of fishes. Yale University Press, New Haven.

MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008): Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.

Oxyura. A Madártani Intézet és a Magyar Madártani Egyesület Vízimadárvédelmi Szakosztály a Híradója. (1986–1992).

WETLANDS INTERNATIONAL (2006): Waterbird population estimates. Fourth edition. Wetlands International, Wageningen.

DR. FARAGÓ SÁNDOR – Nyugat-magyarországi Egyetem

H-9400 Sopron, Ady Endre u. 5. – farago@emk.nyme.hu

Egy mekszikópusztai szikes tó (Borsodi-dűlő) diatómái és fizikai, kémiai jellemzői

Diatoms and water chemical features of a small, saline lake in Mekszikópuszta (Borsodi-dűlő)

STENGER-KOVÁCS CSILLA & LENGYEL EDINA

1. Bevezetés

Szikes tavaink nagyon különleges fizikai és kémiai tulajdonságokkal jellemezhetőek, nem beszélve élővilágukról. A szikes tavak kutatása hazánkban már nagyon hamar elkezdődött (KISS, 1971) s napjainkban is intenzíven folyik (SIMON *et al.*, 2011; BOROS, 1999; RUSZNYÁK *et al.*, 2011; HORVÁTH *et al.*, 2013; BOROS *et al.*, 2008). Algológiai szempontból is már rengeteg ismeretünk van (PADISÁK, 1999; FEHÉR & SCHMIDT, 2003; FEHÉR, 2010; SOMOGYI *et al.*, 2011), azonban az élőbevonat kovaalgáiról ez idáig gyakorlatilag nem volt információnk. A vizsgálatok többsége elsősorban a természetes állapotban lévő szikes tavakat érintette, és csak kevés vizsgálat folyt azokon a tavakon, amelyek élőhely-rekonstrukciós területeken alakultak ki és/vagy természetvédelmi kezelések alatt állnak (STENGER-KOVÁCS *et al.*, *in press*). Ezért célul tűztük ki egy ilyen típusú kis szikes tó kovaalgaflórája összetételének és fizikai, kémiai tulajdonságainak vizsgálatát.

2. Anyag és módszer

2.1. A vizsgált szikes víztér

A Borsodi-dűlő a Fertő–Hanság Nemzeti Park területén, a Fertőhöz közel, élőhely-rekonstrukció eredményeképpen létrejött szikes tó. A tó vízszintjét sok esetben nemcsak az időjárási események és a talajvíz határozzák meg, hanem kiépített csatornán keresztül mesterségesen is szabályozzák, ha a természetvédelmi kezelések ezt teszik szükségessé. A területet vízzel árasztják el, hogy a vándorló madaraknak elegendő vízmennyiség álljon rendelkezésre, vagy éppen leengedik a tó vizét, hogy a nemzeti park birtokában lévő szürke marháknak megfelelő méretű területe legyen a legeléshez.

2.2. Mintavétel és a vizsgálati módszerek

2012-ben havonta fitobentosz mintát gyűjtöttünk iszapról és nádról, továbbá a helyszínen és laboratóriumban is vízkémiai méréseket (oldott oxigén, vezetőképesség, hőmérséklet, pH, fény, HCO_3^- , CO_3^{2-} , Cl^- , SO_4^{2-} , N és P formák, Si) végeztünk. A tó február hónapban teljesen be volt fagyva, a nyár nagy részében (júliusban és augusztusban) pedig ki volt száradva. Így összesen kilenc hónap eredményei állnak rendelkezésünkre, ami 16 fitobentosz mintát jelent. A mintákat forró hidrogén-peroxidos módszerrel roncsoltuk, minden mintában minimálisan 400 valvát számoltunk meg. A fajok határozása fénymikroszkóppal (1000-szeres nagyításon) történt.

3. Eredmények és értékelésük

3.1. Vízkémiai paraméterek

A tó oldottoxigén-telítettsége átlagosan 100% volt. A pH a szikes tavaknak megfelelően 8,9 körüli érték volt. Vezetőképessége ebben az évben más szikes tavakéhoz képest alacsonynak volt mondható (átlagosan $2584 \mu\text{S cm}^{-1}$) (BOROS & VÖRÖS, 2010). A legmagasabb érték $4820 \mu\text{S cm}^{-1}$, a legalacsonyabb viszont $1061 \mu\text{S cm}^{-1}$ volt. Ezek az alacsony vezetőképességi értékek két okra vezethetők vissza, egyrészt az év eleje nagyon csapadékos volt, a mekszikópusztai tavak megteltek csapadékvízzel, másrészt amikor a tavak betöményedése már várható lett volna, a területet a kapcsolódó csatornán keresztül elárasztották. A víz fényellátottsága a parti részeken (ahol a víz magassága nem haladta meg az 5 cm-t) átlagosan $1345 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ volt, ami magas értéknek tekinthető. Ez az adat jól mutatja, hogy a Borsodi-dűlő vize kevésbé zavaros (1. táblázat).

	DO ($\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$)	DO%	pH	Vezetőképesség ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	T (°C)	Fény ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)
átlag	10,5	100,0	8,9	2584,2	13,4	1345,0
min	7,1	65,6	8,6	1061,0	2,1	40,0
max	12,8	129,5	9,6	4820,0	25,0	2300,0
SD	2,1	17,2	0,3	1268,9	8,0	1022,6

1. táblázat – A Borsodi-dűlő terepen mért fizikai és kémiai paraméterei
Tab. 1. – Physical and chemical variables measured in the field of the Borsodi-dűlő

A laboratóriumi mérések alapján elmondható, hogy a HCO_3^- anion dominancia mellett (átlag 689 mg L^{-1}), Cl^- és SO_4^{2-} ionok is nagy koncentrációban vannak jelen, és a Cl^- koncentrációja (átlagosan 262 mg L^{-1}) meghaladja a SO_4^{2-} -ét (220 mg L^{-1}). A növényi tápanyagok, N és P formák koncentrációja magas (2. táblázat), az TP koncentrációja elérte az $1670 \mu\text{g L}^{-1}$ értéket (2. táblázat).

3.2. Kovaalga-összetétel

Az év folyamán összegyűjtött mintákból összesen 100 fajt azonosítottunk (3. táblázat). Az összes mintát tekintve legnagyobb mennyiségben a *Navicula veneta*, a *Nitzschia constricta*, a *Nitzschia palea* var. *palea*, az *Anomoeoneis sphaerophora*, a *Cyclotella meneghiniana*, a *Nitzschia palea* var. *tenuiformis* és a *Nitzschia frustulum* voltak jelen.

A tavaszi minták mindegyikében domináns volt a *Fallacia pygmaea*, a *Gyrosigma obtusatum*, a *Navicula veneta* és a *Nitzschia constricta*. A legnagyobb átlagos relatív gyakoriságot az *Anomoeoneis sphaerophora* érte el.

Nyáron a *Navicula veneta*, a *Nitzschia palea* var. *palea*, az *Anomoeoneis sphaerophora* és a *Nitzschia hungarica* dominanciája volt jellemző.

	KO ₁₅ (O ₂ mg L ⁻¹)	HCO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	CO ₃ ²⁻ (mg L ⁻¹)	Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ (µg L ⁻¹)
átlag	32,2	689,3	72,0	261,8	219,6	13,20
min	19,7	591,7	0,0	66,7	56,4	2,05
max	59,5	1195,6	204,0	729,5	497,9	71,76
SD	16,1	195,2	66,0	206,7	141,2	23,82
	NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	Si (mg L ⁻¹)	SRSP (µg L ⁻¹)	TP (µg L ⁻¹)	
átlag	0,60	0,09	5,53	146,55	623,44	
min	0,37	0,01	0,54	5,85	223,22	
max	0,69	0,24	14,26	351,84	1670,86	
SD	0,11	0,10	4,93	108,44	489,13	

2. táblázat – A Borsodi-dűlő laboratóriumban mért kémiai paramétere
Tab. 2. – Chemical variables measured in the laboratory of the Borsodi-dűlő

<i>Achnanthes brevipes</i> var. <i>intermedia</i> (Kützing) Cleve	<i>Mastogloia smithii</i> Thwaites
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	<i>Meridion circulare</i> (Greville) C. Agardh
<i>Amphipleura pellucida</i> (Kützing) Kützing	<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot
<i>Amphora lange-bertalotii</i> Levkov & Metzeltin	<i>Navicula cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs
<i>Amphora copulata</i> (Kützing) Schoeman & R.E.M. Archibald	<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow ex A. Schmidt	<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing
<i>Anomooneis sphaerophora</i> E. Pfitzer	<i>Navicula lanceolata</i> Ehrenberg
<i>Bacillaria paxillifera</i> (O.F. Müller) T. Marsson	<i>Navicula oblonga</i> (Kützing) Kützing
<i>Caloneis amphibaena</i> (Bory de Saint-Vincent) Cleve	<i>Navicula radiosa</i> Kützing
<i>Caloneis lancettula</i> (Schulz) Lange-Bertalot & Witkowski	<i>Navicula salinarum</i> Grunow
<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve	<i>Navicula</i> (Bory de Saint-Vincent) sp1
<i>Caloneis</i> Cleve sp	<i>Navicula</i> (Bory de Saint-Vincent) sp2
<i>Campylodiscus</i> Ehrenberg ex Kützing sp	<i>Navicula veneta</i> Kützing
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) van Heurck	<i>Navicula tripunctata</i> (O.F. Müller) Bory de Saint-Vincent
<i>Craticula ambigua</i> (Ehrenberg) D.G. Mann	<i>Navicymbula pusilla</i> (Grunow) K. Krammer
<i>Craticula buderi</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W. Smith
<i>Craticula halophila</i> (Grunow) D.G. Mann	<i>Nitzschia aurariae</i> Cholnoky
<i>Craticula halophiloides</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	<i>Nitzschia constricta</i> (Gregory) Grunow
<i>Ctenophora pulchella</i> (Ralfs ex Kützing) D.M. Williams & Round	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow
<i>Cyclotella comta</i> (Ehrenberg) Kützing	<i>Nitzschia elegantula</i> Grunow
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	<i>Nitzschia filiformis</i> (W. Smith) Hustedt
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	<i>Nitzschia fonticola</i> (Grunow) Grunow
<i>Cyclotella</i> (Kützing) Brébisson sp	<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch
<i>Cymbella cymbiformis</i> C. Agardh	<i>Nitzschia hungarica</i> Grunow
<i>Cymbella excisa</i> Kützing	<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow
<i>Diatoma tenuis</i> C. Agardh	<i>Nitzschia littoralis</i> Grunow
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) D.G. Mann	<i>Nitzschia supralitoria</i> Lange-Bertalot
<i>Eolimna subminuscula</i> (Manguin) Gerd Moser, Lange-Bertalot & D. Metzeltin	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith (1856)
<i>Entomoneis paludosa</i> var. <i>subsalina</i> (Cleve) Krammer	<i>Nitzschia palea</i> var. <i>tenuirostris</i> Grunow
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow in Cleve & Grunow) Grunow in Van Heurck (1881)
<i>Fallacia pygmaea</i> (Kützing) A.J. Stickle & D.G. Mann	<i>Nitzschia pusilla</i> Grunow
<i>Fragilaria acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	<i>Nitzschia etoshensis</i> Cholnoky cf.
<i>Staurosira brevistriata</i> (Grunow) D.M. Williams & Round 1987	<i>Nitzschia reversa</i> W. Smith
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	<i>Nitzschia salinarum</i> Grunow
<i>Fragilaria fasciculata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot	<i>Nitzschia solita</i> Hustedt
<i>Fragilaria leptostauron</i> (Ehrenberg) Hustedt	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow
<i>Fragilaria nanana</i> Lange-Bertalot	<i>Nitzschia vitrea</i> G. Norman
<i>Fragilaria parasitica</i> var. <i>subconstricta</i> Grunow	<i>Pinnularia brebissonii</i> (Kützing) Rabenhorst
<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehrenberg) D.M. Williams & Round	<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bertalot) Round & L. Bukhtiyarova
<i>Fragilaria tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	<i>Planothidium lanceolatum</i> (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkovsky
<i>Gomphonema pseudoaugur</i> Lange-Bertalot	<i>Stauroneis wislouchii</i> V.S. Poretzky & Anisimova
<i>Gomphonema</i> Ehrenberg sp	<i>Stephanodiscus minutulus</i> (Kützing) Cleve & Möller
<i>Gyrosigma obtusatum</i> (Sullivant & Wormley) C.S. Boyer	<i>Cyclostephanos dubius</i> (Fricke) Round
<i>Halamphora subcapitata</i> (Kisselew) Levkov	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> f. <i>tenuis</i> (Hustedt) H. Håkansson & E.F. Stoermer
<i>Halamphora veneta</i> (Kützing) Levkov	<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot
<i>Hantzschia amphyois</i> (Ehrenberg) Grunow	<i>Surirella peisonis</i> Pantocsek
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) P. Compère
<i>Hippodonta hungarica</i> (Grunow) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski	

3. táblázat – Borsodi-dűlő kovaalgafajainak listája
Tab. 3. – Diatom species list of the Borsodi-dűlő

Összel minden mintában domináns fajként jelent meg a *Navicula veneta* és a *Nitzschia palea* var. *palea*, de ezek mellett nagy mennyiségben jelent meg a *Cyclotella meneghiniana* is. Csak egy-két mintában, de kimagasló mennyiségben találtuk meg a *Staurosira brevistriatát* és a *Nitzschia palea* var. *tenuiformist*.

A téli mintákra nagyon sajátos összetétel volt jellemző. Minden mintában domináns faj volt az átlagosnál nagyobb méretű *Achnanthes minutissimum* és az *Achnanthes brevipes* var. *intermedia*. A minták többségében szintén uralkodó fajok voltak az *Amphora copulata* és a *Bacillaria paxillifera*. Egy vagy két mintában nagyon nagy mennyiségben volt jelen a *Navicula capitatoradiata* és az *Eolimna subminuscule*.

A megjelent fajok és az élőbevonat fajösszetétele egyértelműen jelzik a tó szikes jellegét, a domináns fajok ugyanis jó indikátorai a magasabb vezetőképességnek (LANGE-BERTALOT, 2013), és ezen kívül jól jelzik még a víz magasabb szervesanyag terheltségét is (LANGE-BERTALOT, 2013), mely a vízmadarak ürülékéből és szürke marhák trágyájából származik, így természetes eredetűnek tekinthető.

4. Összefoglalás

2012-ben egy éven keresztül vizsgáltuk az élőhely-rekonstrukció során kialakult kis szikes tavat, a Borsodi-dűlőt. A tó anion-dominanciája a következő volt: $\text{HCO}_3^- < \text{Cl}^- < \text{SO}_4^{2-}$. Vezetőképessége a szikes tavakéhoz képest 2012-ben – köszönhetően a nagy csapadékmennyiségnek és a természetvédelmi kezeléseknél – alacsonyabb volt. A kovaalga összetétel azonban egyértelműen mutatja a tó szikes jellegét. A magasabb vezetőképességet és a szervesanyagtartalmat indikáló kovaalga-fajok voltak dominánsak.

5. Summary

A small, saline, alkaline lake developed by habitat reconstruction activity was investigated in 2012 a year long. The anion dominance of the lake was the next: $\text{HCO}_3^- < \text{Cl}^- < \text{SO}_4^{2-}$. In 2012, conductivity was lower than it is used to be in the typical saline lakes due to the big rainfalls and the natural conservational activities. However, diatom composition indicated well the saline features of the lake. The indicator species of high conductivity and organic pollution were dominant.

6. Köszönetnyilvánítás

Stenger-Kovács Csilla publikációt megalapozó kutatása a TÁMOP 4.2.4.A/2-11-1-2012-0001 azonosító számú *Nemzeti Kiválóság Program – Hazai hallgatói, illetve kutatói személyi támogatást biztosító rendszer kidolgozása és működtetése országos program* című kiemelt projekt keretében zajlott. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg. A kutatás eszközbeszerzése/infrastruktúrája az OTKA K81599 által biztosított forrásból valósult meg.

7. Irodalom

- BOROS E.** (1999): A magyarországi szikes tavak és vizek ökológiai értékelése. *Acta Biologica Debrecina, Supplementum Oecologica Hungarica*, 9: 13–80.
- BOROS E., FORRÓ L., GERE G., KISS O., VÖRÖS L. & ANDRIKOVICS S.** (2008): The role of aquatic birds in the regulation of trophic relationships of continental soda pans in Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 54(Suppl. 1): 189–206.
- BOROS E. & VÖRÖS L.** (2010): A magyarországi szikes tavak sótartalma és ionösszetétele. *Acta Biologica Debrecina, Supplementum Oecologica Hungarica*, 22: 37–51.
- FEHÉR G.** (2010): Kiskunsági fehér és barna vizű szikesek algaflórája. *Acta Biologica Debrecina, Supplementum Oecologica Hungarica*, 22: 121–137.
- FEHÉR G. & SCHMIDT A.** (2003): Kiskunsági szikes tavak (KNP II) algológiai vizsgálata. *Természetvédelmi Közlemények*, 10: 163–176.
- HORVÁTH, ZS., VAD, CS. F., VÖRÖS, L. & BOROS, E.** (2013): Distribution and conservation status of fairy shrimps (Crustacea: Anostraca) in astatic soda pans of the Carpathian basin: the role of local and spatial factors. *Journal of Limnology*, 72(1): 103–116.
- KISS I.** (1971): Szikes területek felpúposodásának és padkásodásának vizsgálata, tekintettel a növényzeti kép és algavegetáció kialakulására. Szegedi Tanárképző Főiskola Tudományos Közleményei, 1971: 33–57.
- LANGE-BERTALOT, H.** (Ed.) (2013): *Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa*. 2. korrigierte Auflage. Koelt Scientific Books, Koenigstein.
- RUSZNYÁK, A., TÓTH, E. M., SCHUMANN, P., SPRÖER, C., MAKK, J., SZABÓ, G., VLADÁR, P., MÁRIALIGETI, K. & BORSODI, A. K.** (2011): *Cellulomonas phragmiteti* sp. nov., a cellulolytic bacterium isolated from reed (*Phragmites australis*) periphyton in a shallow soda pond. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 61(7): 1662–1666.
- PADISÁK, J.** (1999): Checklist of aquatic algae found in the Kiskunság National Park and in the Danube-Tisza interfluvium. In: **LÓKÖS, L. & RAJCSY, M.** (eds.): *The flora of the Kiskunság National Park*. Volume II. Cryptogams. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest: 9–146.
- SIMON, SZ., MÁDL-SZÓNYI, J., MÜLLER, I. & POGÁCSÁS, GY.** (2011): Conceptual model for surface salinization in an overpressured and a superimposed gravity-flow field, Lake Kelemenszék area, Hungary. *Hydrogeology Journal*, 19(3): 707–717.
- SOMOGYI B., HERZIG A., NÉMETH B. & VÖRÖS L.** (2011): Szervetlen lebegőanyagok hatása sekély tavak fitoplankton struktúrájára (különös tekintettel a pikoplanktonra). *Hidrológiai Közöny*, 91(6): 72–74.
- STENGER-KOVÁCS, CS., LENGYEL, E., BUCZKÓ, K., TÓTH, F. M., CROSSETTI, L. O., PELLINGER, A. & PADISÁK, J.** (2014): Vanishing world: alkaline, saline lakes in Central Europe and their diatom assemblages. *Inland Waters*, 4(4): 383–396.

Dr. Stenger-Kovács Csilla – Pannon Egyetem, Környezettudományi Intézet, Limnológia Intézeti Tanszék
H-8200 Veszprém, Egyetem utca 10. – stenger@almos.uni-pannon.hu

Lengyel Edina – Pannon Egyetem Limnológiai Kutatócsoport
H-8200 Veszprém, Egyetem utca 10. – lengyele@almos.uni-pannon.hu

A lápi póc (*Umbra krameri*) előfordulása a Hanságban

Mudminnow (*Umbra krameri*) in the Hanság

AMBRUS ANDRÁS

1. Bevezetés

A lápi póc (*Umbra krameri* WALBAUM, 1792) hazánkban fokozottan védett faj (eszmei értéke 250 000 Ft), szerepel a Berni Egyezmény II. függelékében, az Európai Közösség 92/43/EGK számú, a természetes élőhelyek, valamint a vadon élő állatok és növények védelméről szóló irányelvének (Élőhelyvédelmi Irányelv) II. mellékletében, valamint az IUCN vörös listán is (sebezhető besorolással). Az ősi csoportnak tartott Umbridae család *Umbra* genusának egyetlen európai faja, melynek elterjedési területe a Duna vízrendszerére korlátozódik, Bécsből a Duna deltáig, előfordul továbbá néhány csatlakozó más folyóvízben a Duna-delta környékén, valamint a Dnyeszter alsó szakaszának vízrendszerében. A Kárpát-medencében a törzsalak (ssp. *krameri*) él, a Duna alsó szakaszán és a Dnyeszterben valószínűsíthetően egy másik alfaj (ssp. *pavlovi*) fordul elő.

2. A lápi póc élőhelyei és a veszélyeztetettség okai

A lápi póc úszóhólyagja járulékos légköri oxigén felvételére is alkalmas, így a más halfajok számára kevésbé alkalmas lápi és mocsári, oldott oxigénben szegényebb vizekben is meg tud élni, a kiszáradást azonban nem viseli el. Ebből adódóan tipikus élőhelyei a kiöntések, az ártéri kisvizek, a mocsarak, a lápok, a holtágak, a morotvák, valamint a lassú áramlású vízfolyások, csatornák. Terjedése leginkább a folyók áradásaihoz és – mivel nem verem télire, hanem akkor is aktív – az olvadásokat követő kiöntésekhez, belvizekhez van kötve, így ezeknek a nagy folyószabályozásokat és lecsapolási munkákat követő elmaradásával népessége drasztikusan lecsökkent. Egykor az Alföld mocsár- és lápvidékein, kivált a Tisza és mellékfolyói holtágaiban, a Dunántúl lápterületein, különösen a Balaton térségében, a Hanságban és a Fertő környezetében elterjedt, sőt tömeges volt. Mára élettere rendkívül beszűkült, és mivel az elmúlt évtizedek néhány száraz éve újabb kisvizek kiszáradását okozta, további, korábban ismert élőhelyeiről tűnt el a faj. Mivel terjeszkedőképessége igen kicsi, élettartama rövid (három-öt év), és a természetes áradások, kiöntések is nagyon korlátozottak, spontán visszatelepülésére a legtöbb helyen igen kicsi az esély. Élőhelyeinek beszűkülése mellett – kivált az ország keleti felének bizonyos területein – a behurcolt és agresszíven terjedő amurgéb (*Perccottus glenii*) erősebb kompetítorként képes eredeti élőhelyeiről kiszorítani a lápi pócot.

Országos szinten jelentős, stabil állományai ma már jobbára csak a Kiskunság tavaiban (Kolon-tó) és csatornáiban, a Felső-Tisza vidékének csatornáiban, lápjaiban, a Balaton, és Kis-Balaton térségében, valamint a Mura és a Dráva völgyében találhatók.

3. A faj előfordulása a térségben

A Fertő és a Hanság térségéből korábban jelentős állományok voltak ismertek, a Rábaköz, a Hanság és a Szigetköz vízrendszereiben még a legutóbbi évtizedekben is népes kolóniák tenyésztését jelezték a kutatók. A Fertőről csak archív adataink vannak (VUTSKITS, 1901), a múlt század elején, a környező lápos kisvizekből volt ismert a faj, de recens előfordulásáról nem tudunk. A Fertő osztrák oldaláról WANZENBÖCK & SPINDLER (1995) említi 1935-ből származó adatát. A szomszédos és egykor – legalábbis az áradások alkalmával – a Hanság medencéjével valamelyest összefüggő vízrendszert képező Szigetközből HARKA & SALLAI (2004) még említi előfordulását, de a Duna elterelése után a legnagyobb állomány (Lipót, morotva) gyakorlatilag kipusztult és szórvány adatai is egyre fogytak, míg a legutóbbi évekre meg is szűntek a faj jelenlétéről szóló híradások. Egy kisebb, az Öreg-Duna vízrendszerétől távoli, elszigetelt, mély fekvésű terület és a hozzá tartozó belvízcsatorna-rendszer ágaiban néhány éve sikerült megtalálni a faj egy fennmaradt kolóniáját (SZABÓ CSABA tájegységvezető útmutatásai alapján a BioAqua Pro Kft. munkatársaival együtt), mely most a Szigetköz egyetlen ismert lápipóc-állománya. A felfedezést követően a vízrendszer számos további pontján sikerült még megtalálni a fajt, bár a száraz időszak erősen lecsökkentette az életterét.

A Tóköz egykor ismert lápipóc-népességei (KERESZTESSY, 1992; LENGYEL, 1999) mára eltűntek, az utolsó példányok a Kónyi-tó Tündérrtó nevezetű víztestjének kiszáradásával pusztultak el, a kiszáradás óta nincs újabb előfordulási adata innen a fajnak, többszöri keresés ellenére sem. Az egyébként igénytelennek tartott és a lápi körülményeket jól tűrő faj a Dél-Hanság medencéjébe érkező tápanyagterhelést hordozó vizeket feltehetően nem kedveli, így a Rábcától délre elhelyezkedő és a Rábcával közvetlen összeköttetésben lévő csatornában és egyéb kisvizekben jelenleg nincs jelentős állományáról tudomásunk.

4. A jelenlegi helyzet a Hanságban

SEVCSIK *et al.* (2002) vizsgálataik során az Észak-Hanság egyetlen mintavételi pontján, az Ottómajori-csatornában találták meg a lápi pócot. Ezzel párhuzamosan, 2002-ben kezdődött meg az Észak-Hanság csatornáinak részletesebb vizsgálata a réticsík (*Misgurnus fossilis*) és lápi póc állományfelmérése érdekében, kezdetben a vízi makrogerinctelenek gyűjtésére használt kézi hálóval, majd később – további szakemberek bevonásával – elektromos halászgép használatával is. A vizsgált kisvizek, csatornák többnyire lábalható mélységű, bár a tetemes mértékű öltő laza üledék, iszap miatt nehezen járható terepek minősíthetők, de a kézi hálóval is aránylag eredményesen kutathatók. Az intenzív vizsgálatok következményeként a lápi pócot sikerült kimutatni a csatornarendszer számos pontjáról, főleg kisebb, dús növényzetű, lápi vízü árkokból és csatornákból.

A Dél-Hanság területén, a Nyirkai-Hany élőhelyrekonstrukciós területen – az árasztott részeken kívül – kialakult, a tözeges talajon átszűrődő vízzel táplált egykori Rábca-ágak helyén lápi jellegű vizes élőhelyek kezdtek kialakulni az árasztást (2001) követő években, ahová 2005-ben egy állománymentésből származó lápipóc-népesség (néhány száz példány) került betelepítésre. A betelepített állomány monitorozása azt mutatja, hogy a népesség azóta megerősödött, néhány további, környező csatornába is eljutottak, és az elmúlt évben tapasztalt szinte teljes kiszáradást is át tudták vészteni. Jelenleg a Rábcától délre fekvő hansági és tóközi területek egyetlen lápipóc-népessége található itt.

5. Jövőbeli tervek

Mára, az ország keleti felén tapasztalt amúrgéb-terjeszkedés miatt nyilvánvalóvá vált, hogy a hazai lápipóc-állományt hatékony eszközökkel kell megsegíteni, hogy a fennmaradás biztosítható legyen. A faj megőrzése érdekében készült egy fajvédelmi program (TATÁR *et al.*, 2010), mely említést tesz a mesterséges szaporítás és visszatelepítés lehetőségéről is. MÜLLER *et al.* (2011) részletesen ismertetik a mesterséges szaporítás módszerét és a módszer alkalmazásának sikerét. Adva van tehát a recept a szaporításra és a visszatelepítésre, alkalmas területek kiválasztása után haladéktalanul el kell kezdeni a munkát, lehetőség szerint helyben gyűjtött anyaállománnyal. A hazai lápipóc-népeség genetikai vizsgálatá megkezdődött, ennek eredményei alapján kerülhetne sor esetleg más területek benépesítésére is.

A Fertő déli, tőzeges területein – az eddigi tapasztalatok alapján – található néhány olyan kisebb víztest, csatorna, árok és egy korábban felhagyott tőzegtápanya (Hidegség), ahol a lápi póc feltehetőleg meg tudná találni létfeltételeit, így a Fertő környékére való visszatelepítését érdemes lenne megkísérelni. A Dél-Hanságban a Nyirkai-Hany mellett – megfelelő vízellátottság biztosítása esetén – a Fövényes-tó lenne alkalmas hasonló jellegű, „üzemszerű” szaporítási kísérlet helyszínéül.

6. Summary

The Mudminnow (*Umbra krameri* WALBAUM, 1792) is a strictly protected species in Hungary, listed in the Bern Convention, Habitats Directive Annexes and regarded as *vulnerable* in the recent IUCN Red List. Its distribution is confined to the Carpathian Basin and the backwaters of the lower sections of the Danube water system. Additional populations are known from the Black Sea Basin too. The optimal habitat types are dead arms, oxbows of unregulated rivers and swamps, moorlands, where the low dissolved oxygen content decreases the competition with other fish species not able to utilize atmospheric oxygen. The most important threatening factors causing heavy decline of the populations in the last centuries are the regulations of the rivers, decreasing the natural river developing process and effective flood control. The floods are essential factors of spreading the species. Mainly on the Eastern part of Hungary the aggressively expanding *Perccottus genii* seems to be stronger competitor squeezing out Mudminnow from the original habitats. Mudminnow was widely distributed in the whole river basin of the Danube and its tributaries especially in the Carpathian Basin in the past centuries, but nowadays it has retreated to the small, nearly standing water courses of NE Hungary (Upper Tisza Valley), swamps and canals of the Kiskunság, swamps of the West-Hungary (Kis-Balaton, Mura River Valley, etc.) and NW Hungary: Szigetköz and Hanság basin. The populations of the Szigetköz area has confirmed to extinct since 1992 (alteration of the Danube) and successive years, but most recently a new, isolated colony has been discovered. From the Lake Fertő there have not been reported since the first part of the past century. The populations in the Hanság was seriously decreased by the dry seasons in the past two decades and there was no recent records except for one site of the north basin of the area in 2002. The lakes of the Hanság has not been populated with Mudminnow for more than ten years. Recent study was directed to investigate the status at the canal network of the North-Hanság and follow up monitoring the introduction to the habitat reconstruction site of the South-Hanság. Studies are shown that the suitable, undisturbed small branches of the canal system of the North-Hanság are still locally populated by the Mudminnow and its perspectives of the survival can be regarded as good, if the water supply and undisturbed status can be supported for longer period. The introduced population at the Nyirkai-Hany wetland reconstruction area and related waters is still strong and survived the dry season of the past years. What is more, in some places temporary colonization was recorded. It has been decided to continue supporting the known populations and introduce locally reared individuals to the suitable places. Rearing places can be established at the Nyirkai-Hany and the newly flooded Oslai-Hany habitat reconstruction sites and even along the Lake Fertő too.

7. Irodalom

- HARKA Á. & SALLAI Z. (2004): Magyarország halfaunája. Képes határozó és elterjedési tájékoztató. Nimfea Természettudományi Egyesület, Szarvas.
- KERESZTESSY K. (1992): Halfaunisztikai kutatások a Fertő-tó és a Hanság körzetében. *Halászat*, 85(2): 58–60.
- LENGYEL P. (1999): A kónyi Tündér-tó (Fertő–Hanság Nemzeti Park) halfaunája. *A Puszta*, 15: 97–100.
- MÜLLER T., BALOVÁN B., TATÁR S., MÜLLERNÉ TRENOSZKY M., URBÁNYI B. & DEMÉNY F. (2011): A lápi póc (*Umbra krameri*) szaporítása és nevelése a természetesvízi állományok fenntartása és megőrzése érdekében. *Pisces Hungarici*, 5: 15–20.
- SEVCSIK, A., VIDA, A. & VÖRÖS, J. (2002): Ichthyofauna of the Hanság. In: MAHUNKA, S. (ed.): *The fauna of the Fertő–Hanság National Park. Volume II. Hungarian Natural History Museum, Budapest: 725–733.*
- TATÁR S., SALLAI Z., DEMÉNY F., URBÁNYI B., TÓTH B. & MÜLLER T. (2010): Lápi póc fajvédelmi mintaprogram. *Halászat*, 103(2): 70–75.
- VUTSKITS GY. (1901): Magyar- és Horvátország ritkább halfajainak újabb termőhelyeiről és földrajzi elterjedéséről. *Pótfüzetek a Természettudományi Közlönyhöz* 33(4): 158–162.
- WANZEBÖCK, J. & SPINDLER, T. (1995): Rediscovery of *Umbra krameri* Walbaum, 1792, in Austria and subsequent investigations (Pisces: Umbridae). *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien*, 97(Serie B): 450–457.

DR. AMBRUS ANDRÁS – Fertő–Hanság Nemzeti Park

H-9435 Sarród, Rév, Kócsagvár – ambrus.andras@gmail.com

A Nyirkai-Hany elárasztásának szerepe a vadlúdfajok védelmében

The role of the restored wetland Nyirkai-Hany in the conservation of wild geese species

PELLINGER ATTILA & TATAI SÁNDOR

1. Bevezetés

A Kisalföldön átvonuló vízimadártaxonok közül a vadlúdfajokat a legjelentősebbek közé soroljuk kiemelkedő egyedszámuk, továbbá természetvédelmi és gazdasági jelentőségük miatt. A táj 19–20. században történt drasztikus vízrendezései miatt ezek vonulásáról számszerű irodalmi és monitoring adatokkal csak a Fertő és a Fertőzug (Seewinkel) területéről rendelkezünk, elsősorban az 1980-as évek elejétől megindult magyar-osztrák közös szinkronszámlálások eredményei alapján. A Duna Rajkától Gönyűig terjedő szakaszának, továbbá a Tóköz tavainak (Fehér-tó, Barbacsi-tó és Kónyi-tó) – mint a Kisalföld fontosabb vizes élőhelyeinek – a vadlúdvonulásban korábban játszott csekély jelentőségére az átvonulási adatok hiánya utal. Bár rendszeres monitoring ezeken a területeken korábban nem volt, mégis arra következtethetünk, hogy alkalmi és kisebb egyedszámú előfordulásuktól eltekintve a vadlúdvonulás a Nyirkai-Hany 2001-ben történt elárasztásáig a Fertő-vidékre korlátozódott.

A Bősárkány és Acsalag községektől északra elterülő Nyirkai-Hany vizes élőhely-rekonstrukció kialakítására a Fertő–Hanság Nemzeti Park védett területén, hazai és holland forrásokból, hosszas előkészítés és tervezés után 2001 tavaszán került sor egy 416 ha-os területen (PELLINGER & TAKÁCS, 2006). Rövid idő alatt ez a terület a vízimadarak jelentős pihenő- és táplálkozóhelye lett (FERENCZI *et al.*, 2009; PELLINGER & FERENCZI, 2009), beleértve a különböző vadlúdfajok átvonulását is, emellett a hazánkban költő nyári lúd (*Anser anser*) esetében egyben fészkelőhelyé is vált. Vizsgálatunkban e vadludak mennyiségi viszonyait tárjuk fel, a Kisalföld teljes területén átvonuló mennyiségeik összefüggéseivel.

2. Anyag és módszer

2.1. A vizsgálati terület ismertetése

A Nyirkai-Hanyt északon a Hansági-főcsatorna, délen a Rábca folyó határolja, kelet–nyugati irányban a Kis-metszés csatorna osztja két részre. A vizsgálati területen a talaj felszíne 111,9–115,0 mAf közé esik, az elárasztás jellemző (ingadozó) vízszintje 113,0 mAf körüli. A terület az egykor mintegy 55 ezer ha legnagyobb kiterjedésű Hanság keleti és nyugati medencéjének határán fekvő szűkület, az úgynevezett bősárkányi láptorok közelében található. Vízszintjét – ezzel a víz borította terület nagyságát – az e célra létesített műtárgyakkal a természetvédelmi célok meghatározta igények szerint lehet szabályozni. A természetvédelmi érdekeket elsősorban a folyamatosan magas tartott talajvízszint és a felszíni vízborítás határozzák meg, ezáltal általában a vízi életközösségek fenntartása mellett a vízimadár-élőhelyek (fészkelő-, pihenő- és táplálkozóhelyek) fenntartása és ezek kiterjedésének növelése jelentik (PELLINGER, 2007b). A Nyirkai-Hanyban 2001-től ezek a célok részlegesen teljesültek. Az eredetileg kitűzött célok alapján végrehajtott elárasztások gyors szukcessziós változásokat eredményeztek, amelyek több év alatt a kétségtelen általános pozitív változások – időben változó mértékben – mellett hosszabb távon nem kívánatos vegetációs változásokat is okoztak. Ezeknek oka jelenlegi ismereteink szerint a Rábca folyó árasztásra felhasznált vizének magas tápanyagtartalma. Ornitológiai szempontból azonban az elárasztás egyértelműen hasznosnak bizonyult, ennek az egyik legjelentősebb eredménye a fészkelő és átvonuló vadlúdállományok növekedése volt (PELLINGER, 2007a).

2.2. Alkalmazott módszerek

A Fertőnél 1983-tól folyik szinkron vadlúdszámlálás a téli hónapokban. Az előre meghatározott hóközepi időpontokban a látótávolságban felálló megfigyelők a reggeli kihúzások során számlálják az egyes fajok egyedszámát. A számlálások a magyarországi törészen ugyan megszakítás nélkül folytak, de azokból az évekből, amelyekben Ausztriában a számlálások szüneteltek nem rendelkezünk a tó egészére vonatkozathatóan értékelhető adatokkal. Az ausztriai oldalon a Fertőzug tavainál is folyik az egyidejű számlálás, mivel ezeknek a kisebb-nagyobb szikes tavaknak a madárállományai szerves kapcsolatban vannak a Fertővel (LABER & PELLINGER, 2008). A Nyirkai-Hany madárvonulásban betöltött szerepe csak a közeli és jóval kiterjedtebb Fertő-vidék madárvonulási folyamatainak tükrében értelmezhető, ezért a vizsgált időszakból származó fertői eredményekkel vetettük össze adatainkat.

A Nyirkai-Hany elárasztásának első éveiben nem volt számottevő mennyiségű átvonuló/telelő vadlúd a területen, ezért a 2001/2002 és a 2003/2004 közötti vonulási szezonok alatt nem folytak egzakt összehasonlítást lehetővé tevő szinkron vadlúdszámlálások ezen az élőhelyen. Ebből az időszakból a vízimadár-monitoring számlálások során fajonként rögzített maximális egyedszámokat használtuk fel vizsgálatunk során. A 2004/2005 és a 2011/2012 közötti vonulási időszakokban a fertői szinkronszámlálásokhoz hasonló módszert alkalmaztunk, így az ebből az időszakból származó adatok már összevethetőek a korábbi fertői adatokkal.

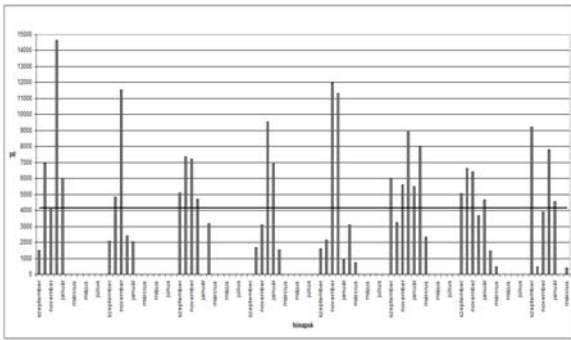
A három gyakori fajt számláltuk a szinkronnapokon, a mindkét területen fészkelő nyári lúd mellett a késő ősztől kora tavaszig terjedő időszakban jelen lévő nagy liliket (*Anser albifrons*) és vetési ludat (*Anser fabalis*). Ezeken kívül a Fertőnél többé-kevésbé rendszeresen minden Közép-Európában előforduló vadlúdfaj megjelenik, a rövidcsőrű lúd (*Anser brachyrhynchus*) és a sarki lúd (*Anser caerulescens*) kivételével, ez a Nyirkai-Hanyra is igaz.

3. Eredmények

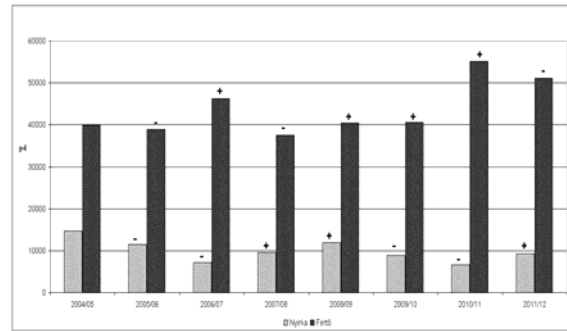
A vizsgált időszakban, tehát 2004 és 2012 között a három gyakori vadlúdfaj összesített mennyisége a Fertőn alig változott (1. ábra). Ha a Fertőnél és a Nyirkai-Hanyban számlált összesített egyedszámok maximális értékeit a 2004/2005 és a 2011/2012 közötti vonulási időszakokban az előző időszakokhoz viszonyítva együtt vizsgáljuk (2. ábra) akkor látható, hogy az egymást követő években a vonulási maximumok jellemzően egymással ellentétes előjellel változnak a két területen, ami arra utal, hogy a térségben átvonuló vadludak összes mennyisége a vízborításban és más környezeti tényezőkben bekövetkező változások szerint változó arányban oszlik meg közöttük.

Ha az egyes fajok vonulásdinamikáját külön-külön értékeljük, akkor megállapítható, hogy a három tömegesen átvonuló faj összesített állományának látszólagos kiegyenlítettsége elfedi a tényleges állományváltozások tendenciáit. A fészkelő nyári lúdnek a Fertőn és a Nyirkai-Hanyban összesített átvonuló állománya (2008–2012) határozottan növekvő tendenciát mutat (3. ábra). Ez a populációnövekedés

egyedik a Kárpát-medencében uralkodó trendekkel (PELLINGER, 2009), amit a Fertőnél hosszabb időtávon is tapasztaltunk (LABER & PELLINGER, 2008). Ehhez hasonlóan növekvő állományt regisztráltunk a nagy lilik esetében is, amelynek vonuló/teelő állománya az 1980-as és 1990-es években számlált 2000-4000 példányhoz képest közel egy nagyságrenddel nagyobb ma a Fertőnél, és jelentősen megemelkedett átvonuló mennyisége a Kárpát-medence többi vizes élőhelyénél is (FARAGÓ & PELLINGER, 2009a). A vizsgálati területen ez a gyors növekedés már korábban bekövetkezett, de kisebb mértékben jelenleg is nő a nagy lilikek mennyisége (4. ábra).

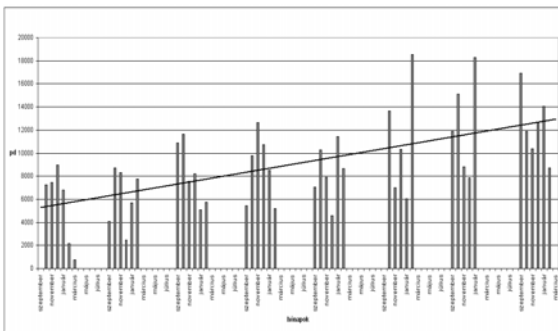


1. ábra – Átvonuló vadlúdállományok a Fertőn (2004–2012)
Fig. 1. – Migrating wild geese populations at Lake Fertő

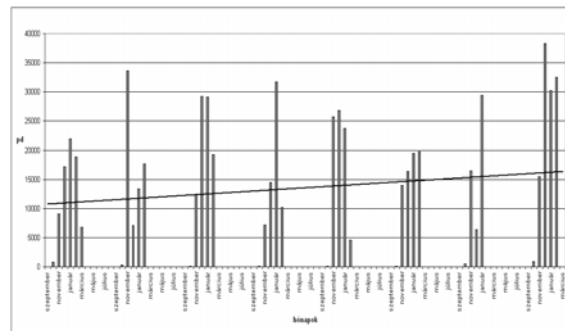


2. ábra – Állományváltozások a vizsgált időszakban
Fig. 2. – Population changes in the study period

A vetési lúd állományváltozásának trendje egész Európában csökkenő (FARAGÓ & PELLINGER, 2009b), nincsen ez másképpen a Kisalföldön sem. Korábban a tatai Öreg-tó mellett a Fertő volt a faj legjelentősebb Kárpát-medencei vonulási állomása. Az egyes vonulási időszakokban az 1990-es évek végéig mennyisége tízezres nagyságrendű volt (maximum: 1984 februárjában 67 650 pld.) (DICK, 1994), mára ez a töredékére esett vissza. A Nyirkai-Hanyban ugyanez a folyamat zajlott le vizsgálatunk időtartama alatt (5. ábra).



3. ábra – A nyári lúd állományváltozásának trendje
Fig. 3. – Trends in the population change of Greylag Geese



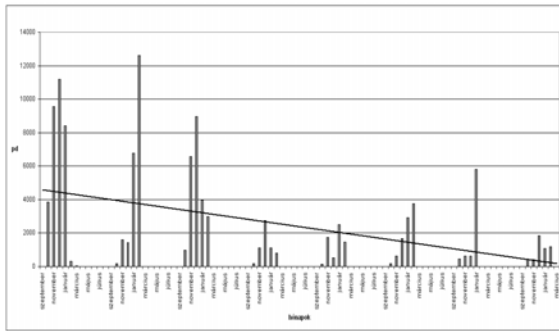
4. ábra – A nagy lilik állományváltozásának trendje
Fig. 4. – Trends in the population change of White-fronted Geese

A Nyirkai-Hany elárasztásával (PELLINGER & TAKÁCS, 2006) egy olyan éjszakázó- és teelőhely alakult ki a Hanságban, amely korábban ismeretlen volt a vadludak számára. Ezeknél a fajknál, ahol az egyedek akár egy évtizedet meghaladó élethosszú is megélhetnek, a vonulás útvonala és a felkeresett pihenőhelyek megválasztásában nagy szerepe van a tanulásnak. A 2001-ben történt első elárasztás utáni években eleinte nem volt számottevő mértékű vadlúdvonulás itt, de 2004 őszén már szinkronszámlálásokat kellett szerveznünk a gyorsan növekvő állományok monitorozására.

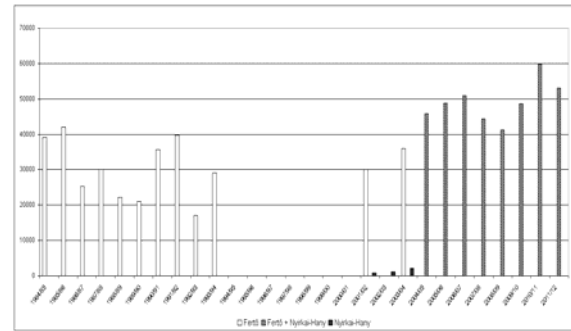
Felmerült a kérdés: növekedett-e a térségben átvonuló vadludak mennyisége az elárasztások hatására, vagy inkább az eloszlás mintázata változott meg. Ennek egyértelmű eldöntéséhez nem rendelkezünk elegendő adattal, viszont a rendelkezésünkre álló (eltérő módszerű) számlálásokból tudtunk egy olyan diagramot szerkeszteni, amely alátámasztani látszik azt a feltételezést, hogy növekedett az átvonuló vadludak száma az új elárasztások kedvező hatásainak köszönhetően (6. ábra). A diagram négy szakaszra bontható: 1.) Az 1984/1985-ös vonulási időszakból rendelkezünk az első teljes adatsorral, amely a Fertő magyar és az osztrák részét is maradéktalanul lefedi, így ekkortól ábrázoltuk a három fajra összesítve a szezonok maximum mennyiségeit. 2.) 1994 őszétől 2001 tavaszáig Ausztriában szünetelt a szinkronszámlálás, ezért ebből az időszakból a diagramon nincsen ábrázolt érték – természetesen vadludak ekkor is vonultak itt. 3.) 2001 őszétől 2004 tavaszáig a Nyirkai-Hanyban nem volt szinkronszámlálás, mivel aránylag alacsony volt az átvonuló vadludak száma. Ebből a három szezonból a hetente végzett vízimadár számlálások során rögzített maximális egyedszámokat ábrázoltuk innen, de nem adtuk össze a fertői szinkronok adataival, mert nem azonos időben és módszerrel nyertük azokat. 4.) 2004 tavaszától a Fertőn és a Nyirkai-Hanyban ugyanazt a módszert alkalmaztuk a számlálások során. Mindezek figyelembe vételével az ábráról megállapítható, hogy 2004-től a térségben átvonuló vadludak összesített mennyisége minden évben meghaladta a 40 ezer példányt, ellenben korábban ez mindössze egy alkalommal (1985/1986) fordult elő. Tudjuk, hogy korábban volt olyan tél, amikor jóval nagyobb számban jelentek meg vadlibák (főleg vetési lúd) a Fertőn, és az sem lehetetlen, hogy az adathiányos években is lehetett 40 ezer példánynál több liba a Fertőn, de a feldolgozható adatok szerint kedvezően hatott az elárasztás az átvonuló és teelő vadludakra. Figyelembe véve, hogy időközben az Osl-Hanyban is befejeződtek egy jelentősebb vizes élőhely-rekonstrukció kivitelezési munkálatai, és az így kialakuló több száz hektáros vízborítás hatására várhatóan tovább növekedik majd a Fertő és a Hanság vadlúdvonulásban betöltött szerepe.

A három gyakori faj mellett szinte minden Európában előforduló védett és nem védett vadlúd előfordulását bizonyítottuk a Nyirkai-Hanyban. A vizsgált időszakra vonatkozó előfordulási adatokat az 1. táblázatban foglaltuk össze (az előfordulási alkalmaknál a több napon át megfigyelt madarakat egy előfordulásnak tekintjük). A fajok többsége az elárasztást követően kis késéssel jelent meg első

izben, amit azzal magyarázunk, hogy nem kóborló egyedek véletlenszerű előfordulása jellemzi ezeket a fajokat, hanem a gyakoribb fajok nagyobb csapataival érkezik egy-két példány. Így van ez az egyik leggyakrabban látott faj, az apácalúd (*Branta leucopsis*) esetében is. Egyetlen kivétel a vörösnyakú lúd (*Branta ruficollis*), amely faj esetében a dunántúli előfordulások és a megfigyelt egyedek száma egyaránt emelkedő tendenciát mutat.



5. ábra – A vetési lúd állományváltozásának trendje
Fig. 5. – Trends in the population change of Bean Goose



6. ábra – Átvonuló vadludak állományváltozása a régióban
Fig. 6. – Population change of migrating wild geese in the region

A vörösnyakú lúd mellett a – szintén fokozottan védett – kis lilik (*Anser erythropus*) esetében is megfigyelhető a dunántúli előfordulások gyakoribbá válása, ami a nyirkai-hanyi előfordulásokban is megmutatkozik. Ezeknek a veszélyeztetett fajoknak a rendszeres megjelenése és esetleges egyedszám-növekedése is felértékelheti az elárasztások természetvédelmi jelentőségét.

Nyitott kérdés, hogy a Fertő-vidéken kis számban, de rendszeresen fészkelő, és a Kárpát-medencén belül is több vizes élőhelyen fészkelőként megtelepedő bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) idővel gyarapítja-e a fészkelő fajok számát az elárasztásokon.

	Előfordulások száma	Megfigyelési alkalmak	Egyedszám max.	Első megfigyelés
Kis lilik	5	6	2	2003
Kanadai lúd	4	8	1	2003
Apácalúd	13	24	2	2003
Örvös lúd	2	3	1	2005
Vörösnyakú lúd	12	25	27	2005
Nílusi lúd	1	1	1	2004
Vörös ásólúd	7	9	1	2002
Bütykös ásólúd	4	6	1	2008

1. táblázat – Ritka vadlúdfajok előfordulási jellemzői a Nyirkai-Hanyban
Tab. 1. – Occurrence characteristics of rare wild geese species in the Nyirkai-Hany

4. Összefoglalás

A Nyirkai-Hany 2001-es elárasztását követően először lassan, majd jelentősen nőtt az átvonuló vadludak mennyisége. 2004–2012 között vizsgáltuk az elárasztás jelentőségét a Fertő–Hanság régióban átvonuló három gyakori vadlúdfaj esetében. Míg a vetési lúd állománya összeomlott, a nyári lúd és a nagy liliké növekedett. A vizsgált időszak átlagában a Fertőn az összesített állomány trendje nem változott, de az egymást követő vonulási időszakokban jellemzően ellentétesen mozgott a Fertőn és a Nyirkai-Hanyban az előző szezonhoz képest. Ez arra utal, hogy a vadludak változó arányban preferálták a két területet az egyes szezonokban. Annak a kérdésnek egyértelmű eldöntése, hogy a Nyirkai-Hany kialakításával növekedett-e az átvonuló vadludak mennyisége a Fertő–Hanság régióban, a hosszú távon egységes módszerekkel végzett monitoring hiánya miatt nem lehetséges, de az 1984/1985-ös vonulási szezonról kezdődően összegyűjtött megbízható adatok növekedést valószínűsítenek. A sarki lúd és a rövidcsőrű lúd kivételével már minden ritka európai vadlúdfaj is előkerült a Nyirkai-Hanyban, jellemzően alkalmanként egy-két példány. Egyedüli kivétel a vörösnyakú lúd, amelyet többször is csapatosan figyeltünk meg.

5. Summary

Nyirkai-Hany was flooded in the year 2001 as a wetland restoration for conservation purposes. The abundance of migrating wild geese grew slowly at first then later on significantly. We examined the significance of the restoration for the three frequent species migrating through the Fertő–Hanság region. While the population of the Bean Goose has collapsed, the ones of the Greylag Goose and the White-fronted Goose have increased. In average there was no change in the trend of the overall population in the Fertő region but in the migration seasons following each other the trends in the Fertő and the Nyirkai-Hany region were typically reverse to the previous season. That suggests that the wild geese preferred the two sites to different rates in each season. To decide if the quantity of migrating wild geese in the Fertő–Hanság region has increased with the formation of the Nyirkai-Hany restoration is not possible, due to the lack of long term monitoring with standard methods, but reliable data collected from the migrating season 1984/1985 make an increase probable. Except from the Snow Goose and the Pink-footed Goose every rare European wild goose species has been recorded in Nyirkai-Hany, typically one or two individuals on one occasion. The only exception is the Red-breasted Goose that has been observed in groups on several occasions.

6. Köszönetnyilvánítás

Köszönet illeti a vadlúdmonitoringban részt vevő önkénteseket, különösen Dr. Faragó Sándort, Gosztonyi Líviát, Fersch Attilát, Goda Istvánt, Kugler Pétert, Váczi Miklóst (Fertő); Bodor Ádámot, Győrig Elődöt, Ferenczi Mártát, Jóna Zoltánt, Kozma Lászlót, Kraft Gyulát, Pitó Andort, Tomor Ádámot, Dr. Kiss Viktóriát, Matusz Benjaming, Dr. Monostori Aurélt, Németh Árpádot, Sági Sándort, Sipos Tibort, Szommer Tamást (Nyirkai-Hany) a korai kelés és az időjárás viszontagságainak elszenvedése miatti kellemetlenségeikért is. A határon átnyúló együttműködés ausztriai koordinátorát, dr. Johannes Laber urat és minden munkatársát ugyanilyen köszönet illeti a Fertő osztrák részén és a Fertőzug területén végzett munkájukért.

7. Irodalom

DICK, G. (1994): Gänse. In: DICK, G., DVORAK, M., GRÜLL, A., KOHLER, B. & RAUER, G.: Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar Bericht 3. Neusiedler See – Seewinkel. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien: 75–90.

FARAGÓ S. & PELLINGER A. (2009a): Nagy lilik *Anser albifrons* (Scopoli, 1769). In: CSÖRGŐ T., KARCZA ZS., HALMOS G., MAGYAR G., GYURÁCS J., SZÉP T., BANKOVICS A., SCHMIDT A. & SCHMIDT E. (szerk.): Magyar madárvonulási atlasz. Kossuth kiadó, Budapest: 115–117.

FARAGÓ S. & PELLINGER A. (2009b): Vetési lúd *Anser fabalis* (Latham, 1787). In: CSÖRGŐ T., KARCZA ZS., HALMOS G., MAGYAR G., GYURÁCS J., SZÉP T., BANKOVICS A., SCHMIDT A. & SCHMIDT E. (szerk.): Magyar madárvonulási atlasz. Kossuth kiadó, Budapest: 112–114.

FERENCZI M., PELLINGER A. & CSÖRGŐ T. (2009): Vízimadár közösség monitorozása a Nyirkai-Hany élőhely-rekonstrukció területén. Természetvédelmi Közlemények, 15: 446–456.

LABER, J. & PELLINGER, A. (2008): Die durchziehenden und überwinternden Gänsebestände der Gattung *Anser* und *Branta* im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Egretta, 49: 35–51.

PELLINGER A. (2009): Nyári lúd *Anser anser* (Linnaeus, 1758). In: CSÖRGŐ T., KARCZA ZS., HALMOS G., MAGYAR G., GYURÁCS J., SZÉP T., BANKOVICS A., SCHMIDT A. & SCHMIDT E. (szerk.): Magyar madárvonulási atlasz. Kossuth kiadó, Budapest: 119–122.

PELLINGER A. (2007a): Nyirkai-Hany. In: TARDY J. (szerk.): A magyarországi vadvizek világa. Hazánk ramsari területei. Alexandra Kiadó, Pécs: 46–51.

PELLINGER A. (2007b): A Nyirkai-Hany elárasztásai. In: TARDY J. (szerk.): A magyarországi vadvizek világa. Hazánk ramsari területei. Alexandra Kiadó, Pécs: 26–28.

PELLINGER A. & FERENCZI M. (2009): Vízimadarak monitorozása a Fertőn és a Hanságban. Szélkiáltó, 14: 16.

PELLINGER A. & TAKÁCS G. (2006): Nyirkai-Hany vizes élőhelyrekonstrukció. Fertő–Hanság Nemzeti Park, Sarród.

PELLINGER ATTILA – Fertő–Hanság Nemzeti Park – H-9435 Sarród, Rév, Kócsagvár – pellingier@freemail.hu

TATAI SÁNDOR – Fertő–Hanság Nemzeti Park – H-9435 Sarród, Rév, Kócsagvár – tataisanyi2@gmail.com

Győr-Moson-Sopron megye fehér gólya (*Ciconia ciconia*) állományának változásai 1986–2012 között

Population changes of the White Stork (*Ciconia ciconia*) in Győr-Moson-Sopron county in the years 1986–2012

BALSAY SÁNDOR

A fehér gólya (*Ciconia ciconia*) Győr-Moson-Sopron megyében költő populációjáról 2009-ig végzett felmérések eredményeiről már készült beszámoló (BALSAY, 2012). Kezdetektől fogva helyi megfigyelőkre bíztuk a megfigyelést, a fontos adatokat (érkezési és elrepülési időpontok, kikelt és elpusztult fiókák száma, pusztulások okai stb.) egy erre a célra készült jelentőlapra kértük be. 1999–2000 között a gólyaállomány egyenletesen nőtt, az 1986-os felmérés során 145 költőpárt találtunk, 1999-ben már 234 pár volt a megyében. Ez alatt az idő alatt az áramszolgáltató segítségével 184 tartót helyeztünk ki a villamos hálózatra (korábban nem volt). A helyi fajvédelmi problémák megoldásában egyre több polgármester és plébános működött közre.

Az ezredforduló után gyors állománycsökkenés következett be, a 2009-es évben már csak 153 költőpárt számláltunk. Említést tettem már az 1997-es év nagyon gyenge eredményeiről, de ennek okait akkor még nem ismertük. LOVÁSZI (1997) számolt be a gólyák viszontagságos útjáról a törökországi késői télben. Milyen következtetéseket vonhatunk le az 1997-es eseményekből? Az előző évhez képest hét párral kevesebb érkezett vissza a fészkekre, és az egy hónapos késéssel érkező gólyáink 51%-a nem is költött. A 103 sikeresen költő pár 244 fiókát repített, és ez a szám nagyon alacsonynak bizonyult az utána következő évekéhez képest. Az egy sikeresen költő párra eső átlagos fiókaszám a felmérés 28 évének negyedik legrosszabb eredménye volt (2,37 fióka/pár), ami a későn érkező és kimerült gólyákkal magyarázható. A megelőző három év jó költési eredményének köszönhetően 1998–2001 között ismét növekedett a költőpárok száma. 2000-ben volt a csúcspont, ekkor a 238 költőpár összesen 480 fiókát repített. 2001-től egy újabb fordulat következett be. Az 1997-es év gyenge költési eredményeinek következményeként növekedett a magányos gólyák száma, ami az állomány elöregedésére utal. Amíg a felmérés kezdetén 3 és 8 közé esett a magányos gólyák száma, addig 2000–2008 időszakában ez 9 és 19 között volt. Az elpusztult madarak pótlására nem volt elég fiatal példány, hiányzott az ekkor ivaréretté váló 1997-es évszám. A 2008-as év sikeresnek mondható, hiszen a 156 költőpár 90%-a nevelt fiókát, és összesen 382 fiókát repítettek, ami 2,71-es átlagot jelent (ekkor még 10 magányos madár is volt). A költőpárok száma 2010-ig még fokozatosan csökkent, ekkor alig 151 költőpár volt a megyében. Remélhetően ez az év volt a mélypont: a visszaérkezett 151 párból csak 97 pár (64%) nevelt fiókát, és mindössze 160 fióka repült el. Ez költőpáronként átlag 1,65 fióka, a vizsgált időszakra vetítve a legalacsonyabb eredmény. Ezt megelőzően a legrosszabb átlag 2006-ban volt, 2,22 fiókaival. Ha a szinte katasztrofális 1997-es és 2010-es évek várható következményeit mérlegetjük, akkor számolni kell újabb állománycsökkenéssel.

2011-ben 156 költőpár volt, tehát kisebb állománynövekedést okozott a 2008-as év jó költési eredménye. Ez az év sikeresnek mondható, mert a párok 90%-a költött és 394 fióka repült el. Ez fészkenként 2,82-es átlagot jelent. A 2012-es év már nem volt sikeres a nyári nagy szárazság miatt. A 157 pár 75%-a nevelt összesen 303 fiókát, és ez 2,56-os átlagnak felel meg. Érdekes, hogy a 157 költőpárból hét teljesen új építésű fészkekben költött (Szany 2, Csorna 1, Fehértó 1, Farád 1, Hédervár 1, Fertőszentmiklós 1). Itt kell megemlítenem egy megfigyelésemet: május 8–9-én Csornától délre, a 86-os főút melletti tarlóhántáson 13 táplálkozó fiatal gólyát láttam. Valószínűleg ennek a csapatnak a felozlásából alakultak ki a fenti fiatal párok, melyek fészket is építettek, fiókákat is neveltek.

Summary

The White Stork (*Ciconia ciconia*) population of Győr-Moson-Sopron county increased from 145 to 234 pairs in the period 1986–1999, but began to decrease again after the Millennium. The most probable reason for this may be the cold, wet weather in the year 1997 and the extremely dry weather in the year 2010. In 2010 only 151 pairs were detected and those raised 160 young ones altogether. In the next two years the breeding population increased slightly and seven new nests were built as well.

Irodalom

BALSAY S. (2012): Győr-Moson-Sopron megye fehér gólya (*Ciconia ciconia*) állományának vizsgálata 1986–2009 között. Szélkiáltó, 15: 38–39.

LOVÁSZI P. (1997): A kedvezőtlen tavaszi időjárás hatása gólyáinkra. Madártávlat, 4(5): 1–2.

A Kisalföld egyenesszárnyú-kutatásának legújabb eredményei (2002–2012)

The newest results (2002–2012) related to orthopterological examinations of the Small Hungarian Plain

KENYERES ZOLTÁN

1. Bevezetés

Az egyenesszárnyúak (Orthoptera) azon túl, hogy az európai országokban kiemelt természetvédelmi jelentőséggel bírnak, több olyan kutatási szempontú karakterisztikával is rendelkeznek, melyek az állatföldrajzi, a természetvédelmi biológiai és a közösségi ökológiai vizsgálatoknak egyaránt kedvelt objektumaivá teszi őket. Ezen karakterisztikák közül a legfontosabbak: (1) Kiemelkedő biomassza-részesedést mutatnak a gyeptársulások ízeltlábú-közösségeiben. (2) Kezelhető fajszám jellemzi őket. (3) Természetvédelmi szempontból jelentős (ritka, érzékeny, védett, fokozottan védett) fajok lokális faunájában mutatott részaránya jellemzően magas. (4) Gyors és objektív adatszolgáltatást biztosító módszerekkel (fűhálózás, egyelés, akusztikus detektálás) mintavételezhetőek. (5) Jó élőhely-indikációs jellemzőik vannak (faj-, életforma- és ökotípuspektrum szinten egyaránt), melyek gyorsan követik az élőhelyi körülmények változásait.

Az egyenesszárnyúak kisalföldi jelenlétére vonatkozó adatokat – sáskajárásokról beszámoló, fajmegnevezés nélküli forrásokból – már az 1600-as évekből ismerünk (RÉTHLY, 1962). A Fertő környéki károkozásokat feltehetően a hansági történésekhez (HABERLANDT, 1858) hasonlóan a keleti vándorsáska (*Locusta migratoria*) lokális gradációi okozták. A területről származó első valódi faunisztikai adatokat a hazai orthopterológiai eredmények legelső összegzésében (FRIVALDSZKY, 1867) találjuk: „Fertő” előfordulási hely megjelölésével hat gyakoribb faj kerül említésre. Ezt követően egészen a 20. század közepéig csak néhány gyakori fajról találunk további adatszerű információkat – erősen szórványosan (MÉRY, 1874; GALLIK, 1908; KARNY, 1908; GÜNTHER & ZEUNER, 1930). A régióban az első szisztematikus orthopterológiai kutatást Aradi Mátyás végezte (ARADI, 1955), aki a vizsgálataival kimutatott 41 fajból álló listát a korábban publikált fajokkal kiegészítve 49 fajt számláló egyenesszárnyú faunalistát közölt. Ebben több olyan fajt találunk, melyek napjainkra természetvédelmi jelentőséggel bírnak: sisakos sáska (*Acrida hungarica*), önbeásósáska (*Acrotylus insubricus*), farkos lombzöcske (*Tettigonia caudata*), törös zöcske (*Gampsocleis glabra*). Aradi műve további nagy erényének kell tekinteni, hogy közösségi ökológiai vonatkozásokat is tartalmazott. Aradi alapvetését követően a Kisalföld orthopterológiai kutatása háttérbe szorult. A számottevőbb vizsgálatok következő szakaszát az 1992 és 2001 között végzett gyűjtőmunka és az annak eredményei alapján készült *The fauna of the Fertő–Hanság National Park* című kötet vonatkozó cikke jelenti (NAGY & SZIRÁKI, 2002). Az ebben foglalt nem kisalföldi és bizonytalan adatokat figyelmen kívül hagyva a lokális fauna fajszáma továbbra is 49 volt. Nagy Barnabás és Sziráki György mellett a 20. század utolsó évtizedében több további orthopterológus is szisztematikus kisalföldi kutatásokba kezdett: Kisbenedek Tibor (Szigetköz, 1994–2000), Szövényi Gergely (Györszentiván, Gönyű, Nagyszentjános, 1997–), Kenyeres Zoltán (Fertő, Hanság, 1999–). A jelen cikkben bemutatott időszakot megelőző legújabb eredményként kell kiemelni Szövényi adatát, a barbársáska (*Calliptamus barbarus*) Györszentiván területéről való, nagy természetvédelmi és állatföldrajzi jelentőségű első közlését (NAGY, 2002).

2. Anyag és módszer

Az elmúlt évtized kisalföldi orthopterológiai kutatásának eredményességében nagy szerepe van annak, hogy a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság a Fertő, az Észak-Hanság, a Dél-Hanság és a gönyői homokvidék térségében biomonitoring programokat indított, illetve tartott/tart fenn. A főbb kutatási projektek [Fertő-parti gyepek (2002–2007), Hansági vipera-élőhelyek (2002–), Gönyői homokvidék (2003, 2005, 2007, 2012–), *Isophya costata* monitorozása (2006–)] és az azokhoz kapcsolt, a Kisalföld természetközeli gyepterületein végzett kiegészítő adatgyűjtések eredményei nagymértékben hozzájárultak a lokális egyenesszárnyú faunára vonatkozó ismeretek utóbbi évtizedben tapasztalható jelentős bővüléséhez. Módszertani szempontból ki kell emelni, hogy a fenti projektek során kutatott területek kijelölése különféle botanikai, természetvédelmi vizsgálatok eredményeinek és térinformatikai adatoknak a használatával történt. Ebből adódóan a kutatások reprezentativitása és hatékonysága jelentősen növekedett. Az egyenesszárnyúak gyűjtése – zömmel ökológiai vizsgálatokról lévén szó – standard 10×10 méteres kvadrátokban történt, de a kiegészítő, egyelő gyűjtés is jelentős szerepet kapott. A magyar tarsza (*Isophya costata*) autökológiai vizsgálata során sávtranszekt mintavételezéseket alkalmazunk. A közösségi ökológiai vizsgálatok során a fajkészleten és egyedszámviszonyokon túl vizsgáljuk az egyenesszárnyú-együttesek (a) éves osszdenzitását, (b) denzitásértékeinek éven belüli változását, (c) denzitásértékeinek éven belüli változását a gyeplakó (hortobiont) fajokra szűkítetten, (d) a taxon mintavételi területeken mutatkozó biomassza értékeit.

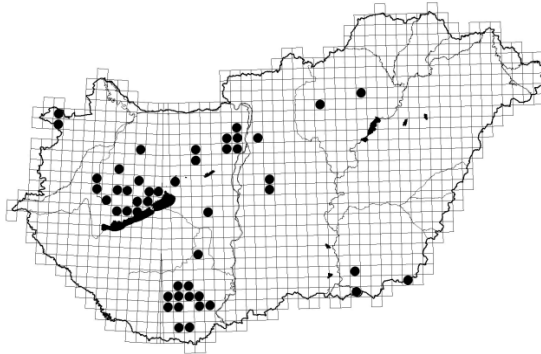
Szintén az elmúlt időszakban elvégeztük a Kisalföld aktuális egyenesszárnyú faunájának szintézisszerű feldolgozását (KENYERES *et al.*, 2013), mely a fent említett korábbi irodalmakban foglaltak mellett kiterjedt a Magyar Természettudományi Múzeum, illetve a Bakonyi Természettudományi Múzeum rovargyűjteményeiben (RÁCZ, 1992; RÁCZ *et al.*, 2005; KENYERES & RÁCZ, 2010) található publikált adatokra és a szórványadatokra (KENYERES, 2000, 2006) is. Az utóbbi évtized munkájának köszönhetően a térség egyenesszárnyúak előfordulására vonatkozó kutatottsága jónak mondhatóvá vált. A Kisalföld területét lefedő 971 db 2,5×2,5 km-es UTM kvadrátból a potenciális egyenesszárnyú-élőhelyek kiterjedése mindössze 51 eddig nem vizsgált kvadrátban haladja meg a 10%-ot.

3. Eredmények

3.1. A magyar tarsza (*Isophya costata*) monitorozása

A fokozottan védett, Natura 2000-es magyar tarsza a Kárpát-medencében diszjunkt elterjedésű, szubendemikus, posztglaciális maradványfaj, mely Magyarországon kívül csak a Bécsi-medencéből (Ausztria) és a romániai Maros-völgyből ismert (NAGY, 2002). Jelenlegi ismereteink szerint hazánkban a magyar tarszának erős állományai élnek a Balaton-felvidéken, a Déli-Bakonyban, a Mecsekben és a Budai-hegységben. A fentiek mellett jelen van a Fertőmelléki-dombság, a Kisalföld, a Mezőföld, a Vértes, a Zámolyi-medence és a Pilis területén, valamint a Bükk előterében, a Duna–Tisza köze északi részén és a Délkelet-Tiszántúlon (BAUER & KENYERES, 2006). A magyar tarsza eredetileg a kétszikűekben gazdag löszgyepek és zárt sztyepprétek tipikus faja lehetett, az előfordulását befolyásoló legfontosabb tényezőnek – táplálkozási okokból – a mezofil jellegű kétszikű növények őrborítása látszik (BAUER & KENYERES, 2006). Igen korai faj, melynek lárvái már márciusban megjelennek. Az imágók legkésőbb júliusra be is fejezik életüket. A faj megtalálását elősegíti jellegzetes hangja. A magyar tarsza korábban nem volt ismert Győr-Moson-Sopron megyéből. A Halász-rétről (Sopron) való 2006-os előkerülése nagy állatföldrajzi jelentőséggel bír. 2012-ben Ambrus András a faj újabb állományát fedezte fel Harkától délre. A

magyar tarsza mezofil jellegű kétszikűek iránti preferenciája a kislalföldi lokalitásokban is kimutatható, az állományok súlypontjai itt is a rovar számára leginkább kedvező, kétszikű növényfajokban (főképp *Salvia nemorosa*, *Galium verum*, *Filipendula vulgaris*) gazdag, heterogén élőhelyszerkezetű, jó állapotú mezofil kaszálórétfoltokon található. A több éve rendszeresen vizsgált halász-réti állomány mérete az adott év téli és kora tavaszi csapadék hullásától függő ingadozást mutat. Az eredmények alapján ezen időszak extrém csapadékos (pl. 2010), illetve aszályos (2007, 2012) volta egyaránt kedvezőtlen a faj számára. Az igazgatóság illetékességi területének eddig ismert magyar tarsza előfordulási területein a faj aktív állományvédelme szükséges. Ez az égetés és taposás kerülésével, a kaszálási időpontnak – minimálisan valamely részterületen – a magyar tarsza fenológiájához való igazításával (kaszálás csak júliusban) megvalósítható. Utóbbit az indokolja, hogy a faj a lekaszált gyepekben nem vagy csak nagyon ritkán fordul elő, kaszálás után már csak mezsgyéken, nádas szegélyekben stb. található meg.



1. ábra – A magyar tarsza jelenleg ismert magyarországi elterjedése
Fig. 1. – Known distribution of *Isophya costata* in Hungary

3.2. Hansági viperaélőhelyek vizsgálata

A kutatási projekt egyenesszárnyú-vizsgálatainak hipotézise szerint az aktuális és potenciális viperaélőhelynek számító gyepeken zajló természetvédelmi kezelések és élőhely-rekonstrukciók hatására azok természetességi állapota jelentős mértékű javulást mutat majd; ez utóbbi – a taxon szoros élőhelyfüggésének köszönhetően – gyors ütemben magával vonja az egyenesszárnyú-együttesek összdensitásának, ezáltal a rákosi vipera elérhető táplálék bázisának növekedését. A projekt során – az eddig nem vizsgált részterületek faunájának feltárásán túl – a lokális gyepekben is kimutattuk a száraz-félszáraz, valamint az üde gyepek egyenesszárnyú-együttesének éves dinamikájában jelentkező erősen eltérő trendeket. E különbség főképp az egyenesszárnyúfajok peteérési időtartama és az élőhelyen jellemző hőmérsékleti viszonyok közötti szoros kapcsolatra vezethető vissza. Azok a fajok, melyek xeroterm jellegű habitatokban érnek el jelentős denzitást, általában relatíve hosszú PDD (post diapause egg development) értékkel rendelkeznek (VAN WINGERDEN *et al.*, 1992), a hűvösebb mikroklímájú gyepekben élők esetében ugyanez rövidebb. Ebből adódik, hogy az egyenesszárnyú-együttesek éves dinamikája a két gyeptípusban (üde és száraz) erősen eltér egymástól: míg az üde gyepekben a nyár első felében az egyenesszárnyúak összdensitásuk magas, majd ennek drasztikus visszaesése figyelhető meg, addig a száraz gyepek együttese kora nyáron kis egyedszámról indulnak, majd az állomány méret egyenletes növekedése és késő nyári, őszi tetőzése következik be. Külföldi vizsgálatok eredményei alapján (BARON, 1992) a rákosi vipera fő táplálék bázisát jelentő egyenesszárnyúak biomasszájának ilyen módon megnyilvánuló térbeli és időbeli változása meghatározónak látszik a hullófaj előfordulási viszonyaiban is. Eredményeink alapján a magas egyedsűrűségű vipera-populációk kialakulásához alkalmas 4 kg/ha értékeket nagyságrendileg két szárazgyepen, illetve két üde gyepon található mintavételi terület térsége közelíti meg (~2,5 kg/ha). Az élőhelyek természetességi állapotának változásával kapcsolatban kiemelő, hogy több, 2011-ben még egyenesszárnyú karakterfajjal nem rendelkező élőhelyként definiált, élőhely-rekonstrukcióval érintett mintaterület 2012-ben már besorolódott az üde, illetve száraz élőhelycsoportok elemei közé. Ez utóbbi azt jelenti, hogy azok területén az egyenesszárnyú-együttesek szerveződése valamilyen szinten megkezdődött.

3.3. A Kislalföld egyenesszárnyú faunájára vonatkozó ismeretek bővülése (2002–2012)

Az elmúlt tíz év intenzív kutatómunkájának köszönhetően a bizonyított előfordulás alapján a Kislalföld faunalistájába vett egyenesszárnyú fajok száma 49-ről 78-ra emelkedett. Ezek közül a farkos lombszöcske (*Tettigonia caudata*), a keleti vándorsáska (*Locusta migratoria*), az áttelelő sáska (*Aiolopus strepens*) és a pontuszi sáska (*Epacromius tergestinus*) aktuális jelenléte kérdéses. A további potenciálisan előforduló, de egyelőre még nem kimutatott fajokkal (8) együtt a terület – természetesen alföldi fajok uralta – egyenesszárnyú-faunájának becsült fajszáma 82. Ez a teljes hazai fauna 67%-át jelenti, ami a természetes és természetközeli élőhelyek rendkívül alacsony (22,5%) tájléptékű részesedését figyelembe véve, kifejezetten gazdagnak tekinthető.

4. Összefoglalás

A kislalföldi egyenesszárnyú-kutatás elmúlt évtizedének eredményei közül kiemelő egy fokozottan védett, Natura 2000-es faj, a magyar tarsza két erős állományának (Sopron, Harka) megtalálása. A taxon élőhely-preferenciájának legfontosabb vonásai a kislalföldi előfordulásokon is kimutathatók, az állomány súlypontok kétszikű növényfajokban gazdag, heterogén élőhelyszerkezetű mezofil kaszálórétfoltokon található. A hosszabb ideje vizsgált halász-réti állomány mérete az adott év téli, kora tavaszi csapadék hullásától függő ingadozást mutat.

Hansági viperaélőhelyeken folyó közösségi ökológiai vizsgálatok kimutatták, hogy a közvetlenül a beavatkozás után még egyenesszárnyú karakterfajjal nem rendelkező élőhelyként definiált, élőhely-rekonstrukcióval érintett mintaterületek a következő évben

már besorolódnak az adott élőhelyre jellemző együttesek csoportjaiba. Ez a tény annak a megerősítése, hogy az egyenesszárnyú együttesek szerveződése már az élőhely-rekonstrukciók korai fázisában megkezdődik.

Faunisztikai szempontból az elmúlt tíz évben a Kisalföldön bizonyított előfordulás alapján faunalistába vett egyenesszárnyú fajok száma 49-ről 78-ra emelkedett. A további potenciálisan előforduló, de még nem kimutatott fajokkal (8) együtt, a kipusztult vagy feltehetően téves adatközlésre alapozva nyilvántartott fajokat elhagyva, a terület egyenesszárnyú faunájának becsült fajszáma 82. Ez a hazai fauna 67%-át jelenti, ami a természetes és természetközeli élőhelyek rendkívül alacsony (22,5%) tájleptéktű részesezését figyelembe véve kifejezetten gazdagnak tekinthető.

5. Summary

Revealing of two robust populations (Sopron, Harka) of Keeled Plump Bush-cricket (*Isophya costata*) outstands from the results related to newest orthopterological examinations of the Small Hungarian Plain. Habitat preferences of the taxon are also seen in the local occurrences: centre of the stands is in mesophilous hayfield patches having heterogenous physiognomy and rich in dicotyledonous plant species. Local population size shows annual differences related to the snow- and rainfall of winter and early spring.

Orthopterological studies in reconstructed habitats of the Hungarian Meadow Viper (*Vipera ursinii rakosiensis*) revealed that organization of the orthopteran assemblages starts very quickly after the actions: characterless species composition of the first year changes and in the following year that can order into the groups of different assemblage-types.

In the last ten years detected species number of the orthopteran fauna of the Small Hungarian Plain has increased from 49 to 78. Taking into consideration the possibilities of extinction, misidentification and 8 potentially occurrent species, estimated species number of the orthopteran fauna of the Small Hungarian Plain is 82. Recent knowledge about the local fauna shows that 67% of the species detected in Hungary occurs in the Small Hungarian Plain, in spite of the very low contingent (22.5%) of the natural and semi-natural habitats in the area.

6. Irodalom

- ARADI M. (1955): A Kis-Alföld Orthoptera faunájáról (Orthoptera – Saltatoria). Folia Entomologica Hungarica, 8(7): 95–110.
- BARON, J.-P. (1992): Régime et cycles alimentaires de la vipère d'Orsini (*Vipera ursinii* Bonaparte, 1835) au Mont Ventoux, France. Revue d'Écologie – La Terre et la Vie, 47: 287–311.
- BAUER N. & KENYERES Z. (2006): Habitat preference studies of some species of the genus *Isophya* Brunner von Wattenwyl, 1878 (Orthoptera: Phaneropteridae) in the western part of the Carpathian Basin. Journal of Orthoptera Research, 15(2): 175–185.
- FRIVALDSZKY J. (1867): A magyarországi egyenesröpűek magánrajza. Eggenberg, Pest.
- GALLIK O. (1908): Győr vármegye természeti viszonyai. In: BOROVSKY S. (szerk.): Magyarország vármegyéi és városai. Győr vármegye. Országos Monográfia Társaság, Budapest.
- GÜNTHER, K. & ZEUNER, F. (1930): Beiträge zur Orthopterenfauna von Ungarn. Konowia, 9: 193–208.
- HABERLANDT, F. (1858): Die Wanderheuschrecken im Hanság. Verhandlungen des Vereins für Naturkunde zu Presburg 3(2): 5–9.
- KARNY, H. (1908): Ergebnisse einer orthopterologischen Exkursion an den Neusiedler-See. Wiener Entomologische Zeitung, 27: 92–98.
- KENYERES Z. (2000): Adatok a Dunántúli-középhegység egyenesszárnyú (Ensifera, Caelifera) faunájának ismeretéhez I. Folia Musei Historico-naturalis Bakonyiensis, 16: 93–108.
- KENYERES Z. (2006): Adatok a Dunántúli-középhegység egyenesszárnyú (Orthoptera) faunájának ismeretéhez II. Folia Historico Naturalia Musei Matraensis, 30: 189–201.
- KENYERES Z. & RÁCZ I. A. (2010): A Bakonyi Természettudományi Múzeum egyenesszárnyú (Orthoptera) gyűjteménye. Folia Musei Historico-naturalis Bakonyiensis, 28: 81–104.
- KENYERES, Z., KISBENEDEK, T. & SZÖVÉNYI, G. (2013): Orthoptera fauna of the Kisalföld (Western-Hungary). Folia Historico Naturalia Musei Matraensis 37: 47–67.
- MÉRY E. (1874): A megye állatvilága. In: FEHÉR I. (szerk.): Győr megye és város egyetemes leírása. Franklin-Társulat Nyomdája, Budapest: 133–157.
- NAGY B. (2002): Védett és fokozottan védett egyenesszárnyú rovarfajok (Orthoptera) szerepe, jelentősége Magyarországon, fő tekintettel Nemzeti Parkjainkra és védett területeinkre. MTA–NKI, Budapest.
- NAGY, B. & SZIRÁKI, GY. (2002): Orthoptera, Mantodea and Dermaptera of the Fertő–Hanság National Park. In: Mahunka, S. (ed.): The fauna of the Fertő–Hanság National Park. Volume I. Hungarian Natural History Museum, Budapest: 301–311.
- RÁCZ I. (1992): Orthopteren des Ungarischen Naturwissenschaftlichen Museums, Budapest. I: Tettigonidae. Folia Entomologica Hungarica, 53: 155–163.
- RÁCZ, I. A., NAGY, A. & JANCSEK, E. (2005): Orthoptera collection of the Hungarian Natural History Museum (Budapest) II.: Caelifera. Folia Historico Naturalia Musei Matraensis, 29: 123–133.
- RÉTHLY A. (1962): Időjárás események és elemi csapások Magyarországon 1700-ig. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- VAN WINGERDEN, W. K. R. E., VAN KREVELD, A. R. & BONGERS, W. (1992): Analysis of species composition and abundance of grasshoppers (Orth., Acrididae) in natural and fertilized grasslands. Journal of Applied Entomology, 113(1–5): 138–152.

Arachnológiai kutatások Győr-Moson-Sopron megyében

Arachnological research in Győr-Moson-Sopron county

KOVÁCS PÉTER

1. Bevezetés

2007-ben a VIII. Magyar Pókász Találkozón elhangzó előadás (KOVÁCS *et al.*, 2007) vetette fel, hogy szükséges lenne a Dunántúl pókfaunisztikai munkáit összefoglaló enumeráció-sorozatot elindítani. Ennek mintájául szolgált a 2001-ben elkészült Somogy megye pókfaunája közlemény (SZINETÁR, 2001). Folytatásaként értékelhetjük a Nyugat-magyarországi peremvidék pókfaunájának 2012-ben megjelent feldolgozását (KOVÁCS *et al.*, 2012). A munka Győr-Moson-Sopron, Vas és Zala megyék faunisztikai adatait tartalmazza.

Jelen írás a 2012-es munka alapján foglalja össze a Győr-Moson-Sopron megyére vonatkozó arachnológiai kutatásokat, kiegészítve annak kialakítás alatt lévő digitális térképi adatbázisával.

2. Történeti áttekintés

Annak ellenére, hogy Győr-Moson-Sopron megyei adatot nem találunk Herman Ottó háromkötetes munkájában (HERMAN, 1876, 1878, 1879), mégis ezt a művet kell tekintenünk a hazai pókászat alapkövének. A hazai arachnológiai kutatások kezdetéhez sorolhatjuk még Chyzer Kornél és a lengyel származású Kulczyński László munkáját az *Araneae Hungariae*-t is (CHYZER & KULCZYŃSKI, 1891, 1894, 1897). E szintén háromkötetes munkában, illetve ugyanezen szerzők 1918-as közleményében (CHYZER & KULCZYŃSKI, 1918) már több a megyére vonatkozó adatot is találunk, Sopron és Hédervár helymegjelöléssel. Az előbbiről több mint száz fajt, míg utóbbiról hat fajt közölnek. Bár nem a mai ország-, illetve megyehatárokhöz igazodó adatközlés, de illendő megemlíteni egy még korábbi munkát is (BÖCKH, 1857), mely a tágabb értelemben vett Kisalföld térségéhez tartozik. Böckh György Pozsony térségében dolgozott, CHYZER & KULCZYŃSKI (1918) így írt róla: „Az első bűvár, ki a hazai pókokat itthon tanulmányozni kezdte, dr. Böckh György volt, pozsonyi törvényszéki- és gyakorló orvos, s később az ottani főreáliskola tanára.” Idézett tanulmányában 88 fajt sorol fel (BÖCKH, 1857). Tekintettel azonban arra, hogy ezek valójában Pozsony városhoz kötődnek, nem vettük a későbbiekben figyelembe a megye mai területére vonatkozó fajlista összeállításánál.

A 20. század első felében Kolosváry Gábor közölt adatokat a Fertő vidékéről a szongáriai cselőpók elterjedéséről (KOLOSVÁRY, 1925, 1948). A 20. század két meghatározó arachnológusa Balogh János és Loksa Imre volt. 1947-ben megjelent két publikációjukban közel húsz soproni adatot közölnek (BALOGH & LOKSA, 1947a, 1947b).

Az 1990-es években a nyugat-dunántúli települések épületlakó pókjainak felmérésére irányuló vizsgálat több Győr-Moson-Sopron megyei települést is érintett. Elsőként szakdolgozatokban szerepeltek ezek az adatok (BALOGHNÉ CSITÁRI & NÉMETH 1990; KOVÁCS, 1997; NÉMETH, 2006) majd a nyugat-magyarországi települések épületlakó pókjait ismertető publikációkban, illetve a 2012-es enumerációban is megtaláljuk a megye tíz településéről származó adatokat (SZINETÁR, 1992b; KOVÁCS *et al.*, 2012).

Ugyancsak a 90-es évektől kezdődően elsősorban szakdolgozatok formájában kerültek közlésre ökológiai jellegű kutatások (NÉMETH, 1993; TAKÁCS, 1998; BARAKSÓ, 2002; PUSKÁS, 2007). Ezek főként a Fertő, a Hanság és a Szigetköz területén zajló vizsgálatokon alapultak. 1998-ban készült el az első munka, mely a megye keleti részéről ismertette az arachnológiai kutatások eredményeit. A Felpéc mellett található borókás (Sisek) lombosatlakó pókjait vizsgáló munka még sokáig az egyedüli közlés volt ebből a térségből (GERGELY, 1998).

A Szigetközi Tájvédelmi Körzet pókfaunájáról ad képet az 1992-ben készült kutatási jelentés (SZINETÁR, 1992a). A négy település – Mecsér, Ásványráró, Dunasziget (Cikolasziget) és Arak – körzetében végzett munka 79 pókfaj előfordulási adatait közli.

Az ezredfordulót követően 2002-ben készült el a Fertő–Hanság Nemzeti Parknak a Magyar Természettudományi Múzeum Állattára irányította kutatásaiból készült faunaműve, melyben önálló közlemény foglalkozik a Fertő-melléken, valamint a Hanságban végzett kutatások arachnológiai eredményeivel (SZITA *et al.*, 2002). A munka közel 200 faj előfordulásáról közöl adatokat, melyek mindegyike a nemzeti park nyugati és középső tájegységeiből származik. A megye keleti részéről (pl. Pannonhalmi Tájvédelmi Körzet, gönyői homokpuszták) továbbra sem voltak adatok.

Ebből az időszakból SZÜTS *et al.* (2003) közöltek még adatot a Soproni-hegységből.

Több hazai homokvidék faunakutatási programjához kapcsolódóan kezdődött meg 2004-ben a gönyői homokvidék felmérése. E vizsgálatok első eredményei az *Alopecosa psammophila* BUCAR, 2001 biológiájával foglalkozó közleményben kerültek publikálásra (SZINETÁR *et al.*, 2005).

A Gönyői-erdő nyílt homokpusztai társulásának vizsgálatából készült diplomamunka volt az első tanulmány, mely a Kisalföld homokvidékeinek pókjaival foglalkozott (VÖRÖSHÁZI, 2006). Ebben a vizsgálati időszakban került elő egy addig ismeretlen kövipókfaj egy hím és egy nőstény példánya, melynek néhány további hím példánya kiskunsági lelőhelyekről származott. A téli aktivitású, homoki karakterfajnak tekinthető *Parasyrisca arrabonica* SZINETÁR & EICHARDT, 2009 (SZINETÁR *et al.*, 2009), a kisalföldi szirtipók nevet kapta, tekintettel arra, hogy legközelebbi rokonai döntően száraz magashegységi élőhelyekről ismertek. A Kisalföld néhány jellemző tájegységének (Fertő-táj, Szigetköz, Komárom–Esztergomi-síkság) pókfaunájáról Szinetár Csaba ad összegző áttekintést (KEVEY *et al.*, 2006).

Az ezredforduló első évtizedét lezáró fenti munkák egyben a jövőt is előrevetítették. 2011-től kezdődően a kisalföldi meszes homokpuszták arachnológiai vizsgálata intenzíven folytatódott és jelenleg is zajlik.

3. Jelenkori kutatások

A feldolgozott közlemények (publikációk, diplomamunkák, kéziratok) alapján 319 pókfaj előfordulásáról van adatunk Győr-Moson-Sopron megye együttesen 29 településéhez köthető lelőhelyeiről. Összehasonlításként Vas megyéből 410, Zalából 255 (KOVÁCS *et al.*, 2012), Somogyból 344 faj (SZINETÁR, 2001) adatával rendelkezünk.

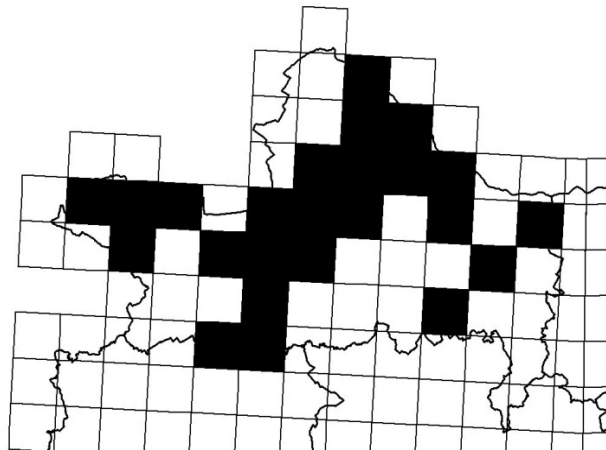
A 2012-es munkát egy irodalmi adattal szükséges kiegészíteni. Kolosváry Gábor 1939-es munkájában található egy a *Dictyna civica* (LUCAS, 1850) városi hamvaspókra vonatkozó győri adatot (KOLOSVÁRY, 1939), mely a hivatkozott listában nem szerepel.

Digitális térképadatbázis

Az enumeráció-sorozat nemcsak nyomtatásban, illetve cikkek formájában, hanem digitális verzióban is elérhető. A Szombathelyi Arachnológiai Műhely gondozásában lévő internetes felületen (www.arachnofolia.hu) az enumerációknál bővebb adathalmaz feltüntetésére van mód. A digitális térképadatbázis a Kárpát-medencei pókok (Araneae) dunántúli elterjedését dolgozza fel, UTM hálótérképen. A térképek lehetőséget adnak arra, hogy a fajok aktuális előfordulását a 10x10 km-es hálótérképeken is láthassuk. A konkrét előfordulási adatokhoz (térképpontokhoz) több járulékos információt (gyűjtőhely megnevezése, gyűjtés helye, gyűjtés módja, gyűjtő és határozó neve, élőhely, gyakoriság, európai elterjedés) is hozzárendelünk. A térképpontoknál elérhetővé tesszük a forrásirodalmat is. A publikáció megjelenésekor a térképi adatbázisnak a teszt verziója (Verzió: 0.0.2) érhető el (KOVÁCS *et al.*, 2013).

A 2012-ig publikált gyűjtőhelyek és UTM kódjai (1. ábra):

Arak XP70; Ásványráró XP80, XN99; Balf XN28; Barbaes XN77, Csáfordjánosfa XN45; Csorna XN67, XN68; Darnózseli XP80; Dunasziget XP71; Farád XN67; Felpéc XN96; Fertőboz XN27; Fertőrákos XN28, XN38; Fertőszentmiklós XN47; Fertőújlak XN38; Gönyű YN18; Győr XN98; Hédervár XP80; Kapuvár XN58, Lébény XN79; Mecsér XN89; Mihályi XN56; Osló XN58, XN57; Répceszemere XN45, XN55; Sarród XN37, XN38; Sopron XN18, XN27, XN28; Tárnokrét XN78; Töltéstava YN07; Újrónafő XN69, XN79; Vámoszabadi XN98.



1. ábra – Publikált adattal (2012-ig) rendelkező UTM négyzetek (feketével sátozva) (Győr-Moson-Sopron megye)
Fig. 1. – UTM squares with published data (until 2012, coloured black) (Győr-Moson-Sopron county)

4. Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom Szinetár Csabának a kézirat átnézéséért és hasznos tanácsaiért. Köszönöm Takács Gábornak, Németh Árpádnak és Sipos Tibornak a gyűjtőhelyek beazonosításában nyújtott segítségét.

5. Irodalom

BALOGH J. I. & LOKSA I. (1947a): Faunistische Angaben über die Spinnen des Karpatenbeckens. I. Fragmenta Faunistica Hungarica, 10(1): 26–28.

BALOGH J. I. & LOKSA I. (1947b): Faunistische Angaben über die Spinnen des Karpatenbeckens. II. Fragmenta Faunistica Hungarica, 10(2): 61–68.

BALOGHNÉ CSITÁRI I. & NÉMETH J. (1990): A városi élőhelyek pókfaunisztikai és cönológiai vizsgálata Nyugat-Dunántúlon. Szakdolgozat. Berzsenyi Dániel Tanárképző Főiskola, Szombathely.

BARAKSÓ P. (2002): Adatok a bűvárpók (*Argyroneta aquatica*) hazai elterjedéséhez és biológiájához. Szakdolgozat. Berzsenyi Dániel Főiskola, Állattani Tanszék, Szombathely.

BÖCKH, G. (1857): Über die Spinnen der Umgebung Presburgs. Verhandlungen des Vereins für Naturkunde zu Presburg 2(2): 72–86.

CHYZER, C. & KULCZYNSKI, L. (1891): Araneae Hungariae. Tomus I. Salticoidae, Oxyopidae, Lycosidae, Heteropodoidae, Misumenoidae, Eutrioidae, Tetragnathoidae, Uloboronidae, Pholcoidae, Scytodidae, Urocteoidea, Eresoidae, Dictynoidae. Academiae Scientiarum Hungaricae, Budapest.

CHYZER, C. & KULCZYNSKI, L. (1894): Araneae Hungariae. Tomus II. pars prior. Theridioidae. Academiae Scientiarum Hungaricae, Budapest.

- CHYZER, C. & KULCZYNSKI, L.** (1897): Araneae Hungariae. Tomus II. pars posterior. Zodarioidae, Agalenoidea, Drassoidae, Zoropseoidae, Dysderoidae, Filistatoidae, Caommatoidae, Theraphosoidae. Academiae Scientiarum Hungaricae. Budapest.
- CHYZER, C. & KULCZYNSKI, L.** (1918): Ordo Araneae. In: A Magyar Birodalom állatvilága. III. Arthropoda. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest.
- GERGELY B.** (1998): A boróka lombzatlakó pókjainak vizsgálata három dunántúli területen (Kőszegdoroszló, Felpéc, Darány). Szakdolgozat. Berzsényi Dániel Tanárképző Főiskola, Állattani Tanszék, Szombathely.
- HERMAN O.** (1876): Magyarország pók-faunája. I. kötet. Általános rész. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest.
- HERMAN O.** (1878): Magyarország pók-faunája. II. kötet. A rendszer. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest.
- HERMAN O.** (1879): Magyarország pók-faunája. III. kötet. Leíró rész. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest.
- KEVEY B., BANKOVICS A., FORRÓ L., GUBÁNYI A., MERKL O., RONKAY L., SEVCSIK A., SZINETÁR CS., SZIRÁKI GY. & VARGA Z.** (2006): Kisalföld. In: **FEKETE G. & VARGA Z.** (szerk.): Magyarország tájainak növény és állatvilága. MTA Társadalomkutató Központ, Budapest: 197–237.
- KOLOSVÁRY G.** (1925): A szongáriai cselőpók életmódja és őshonossága. Természettudományi Közlemények, 57(2): 83–84.
- KOLOSVÁRY G.** (1939): Neue Spinnenangaben aus Ungarn. Fragmenta Faunistica Hungarica, 1: 98.
- KOLOSVÁRY G.** (1948): Die Verbreitung von *Trochosa (Hogna) singoriensis* Laxm. im Karpatenbecken in bezug auf die Klimaeinwirkungen. Fragmenta Faunistica Hungarica, 11(3–4): 83–84.
- KOVÁCS H.** (1997): Néhány dunántúli település épületlakó pókfaunájának vizsgálata, különös tekintettel a törpepókokra (Araneae, Theridiidae). Szakdolgozat. Berzsényi Dániel Főiskola, Állattani Tanszék, Szombathely.
- KOVÁCS P., SZINETÁR CS. & GERGELY B.** (2007): Győr-Moson-Sopron megyében napjainkig végzett arachnológiai kutatások összegzése, azok rövid ismertetése (2007). In: **Szinetár Cs. & Kovács P.** (szerk.): VIII. Magyar Pókász Találkozó. Program. Előadások összefoglalói. Résztvevők. 2007. szeptember 21–23. Dunasziget – SÉrfenyősziget. Balogh és Társa, Szombathely: 20–21.
- KOVÁCS P., SZINETÁR CS. & SZÜTS T.** (2012): A nyugat-magyarországi peremvidék (Győr-Moson-Sopron, Vas és Zala megyék) pókfaunája. Nyugat-magyarországi Egyetem Savaria Egyetemi központ Tudományos Közleményei, 19 (Természettudományok, 14): 165–229.
- KOVÁCS P., SZÜTS T. & SZINETÁR CS.** (2013): A Kárpát-medencei pókok (Araneae) dunántúli elterjedésének térképe. Digitális térképadatbázis. Verzió: 0.0.2 (tesztváltozat). Szombathelyi Arachnológiai Műhely, Szombathely.
- NÉMETH GY.** (1993): Keresztespók fajok hálóhely-választásának vizsgálata a Hanságban (Araneae: Agriopidae). Szakdolgozat. Berzsényi Dániel Tanárképző Főiskola, Biológia Tanszék, Szombathely.
- NÉMETH K.** (2006): Épületlakó pókok vizsgálata dunántúli településeken. Diplomadolgozat. Berzsényi Dániel Tanárképző Főiskola, Állattani Tanszék, Szombathely.
- PUSKÁS O.** (2007): Ökológiai, természetvédelmi megfigyelések a rejtett állaspók (*Tetragnatha shoshone* Levi, 1981) Fertő-tavi előfordulásáról. Szakdolgozat. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Erdőművelési és Erdővédelmi Intézet, Sopron.
- SZINETÁR CS.** (1992a): A Szigetközi Tájvédelmi Körzet állapotfelmérése. Tájékoztató jelentés a Szigetközi TK pókfaunájának vizsgálatáról. Kézirat. Szombathely.
- SZINETÁR CS.** (1992b): Újdonsült albérlőink, avagy jövevények az épületlakó pókfaunánkban. Állattani Közlemények, 78: 99–108.
- SZINETÁR CS.** (2001): Somogy megye pókfaunája (Aranea). Natura Somogyiensis, 1: 57–70.
- SZINETÁR, CS., EICHARDT, J. & HORVÁTH, R.** (2005): Data on the biology of *Alopecosa psammophila* Buchar 2001 (Araneae, Lycosidae). The Journal of Arachnology, 33(2): 384–389.
- SZINETÁR, CS., EICHARDT, J. & SZÜTS, T.** (2009): The first lowland species of the Holarctic alpine ground spider genus *Parasyrisca* (Araneae, Gnaphosidae) from Hungary. ZooKeys 16: 197–208.
- SZITA, É., SZINETÁR, CS. & SZÜTS, T.** (2002): Faunistical investigation on the spider fauna (Araneae) of the Fertő–Hanság National Park. In: **Mahunka, S.** (ed.): The fauna of the Fertő–Hanság National Park. Volume I. Hungarian Natural History Museum, Budapest: 231–244.
- SZÜTS, T., SZINETÁR, CS., SAMU, F. & SZITA, É.** (2003): Check list of the Hungarian Salticidae with biogeographical notes. Arachnologische Mitteilungen, 25: 45–61.
- TAKÁCS G.** (1998): A hazai állaspók (Tetragnatha) morfológiája, előfordulása és ökológiai jellemzése. Szakdolgozat. Berzsényi Dániel Tanárképző Főiskola, Állattani Tanszék, Szombathely.
- VÖRÖSHÁZI T.** (2006): Nyílt homokpusztagyep talajlakó pókjainak (Araneae) vizsgálata a Kisalföldön (Gönyüi-erdő, 2004–2005.). Diplomadolgozat. Berzsényi Dániel Tanárképző Főiskola, Állattani Tanszék, Szombathely.

A Rák-patak makrogerinctelen faunája

The macroinvertebrate fauna of the Rák Stream

SZITA RENÁTA

1. Bevezetés

A Rák-patak (Nyugat-Magyarország, Sopron) város feletti, érintetlenebb szakasza az Európai Unió Víz Keretirányelv (továbbiakban VKI) vízfolyás-típusozása alapján a 4. típusba sorolandó, mely kategóriában referenciahelyül szolgál. A vízfolyás ezen szakaszának vízi makrogerinctelen életközössége az előzőekből kifolyólag igen kutatott, azonban a városi és a város alatti szakaszok faunája kevésbé ismert. A Rák-patak életközösségének, vízminőségének, továbbá a város vízfolyásra gyakorolt hatásának megismerésére tett vizsgálatok a TÁMOP-4.2.1/B-09/1/KONV-2010-0006 pályázat keretein belül valósulhattak meg.

2. Anyag és módszer

2.1. Vizsgálati terület

A vízfolyás a VKI szerinti besorolás alapján a Duna 1-es számú részvízgyűjtő területéhez tartozik, víztesttípusozása szerint pedig dombvidéki, meszes alapkőzeten található, durva mederanyagú, kicsi vízgyűjtőjű (36,2 km²) patak (KOVÁCS, 2008). Vizsgálat a patak teljes hosszán (18,6 km), összesen hat ponton és hat alkalommal történt, 2011-ben és 2012-ben az évszakos periodicitásnak megfelelően tavasszal, nyáron és ősszel. A város felett, a Hidegvíz-völgyben (HAZ) és a Sopronbánfalva feletti (BAN) szakaszokon történt mintavételezés. Ezen helyszínek antropogén hatásoktól szinte mentes környezettel és részvízgyűjtő-területtel rendelkeznek. A következő mintavételi helyek már a városban, a Hajnal téren (HAJNAL), az Erzsébet-kertnél a Fásor utcában (FASOR), a Győri úton (GYORI) és végül a Tesco áruház közelében (TESCO) voltak (1. táblázat)

Helyszín	A részvízgyűjtők területe (km ²)	A részvízgyűjtőkön található települések területei (ha)	A részvízgyűjtők települési részaránya (%)
TESCO	1,57	1,42	90,43
GYORI	3,22	3,21	99,67
FASOR	4,07	2,37	58,08
HAJNAL	3,64	0,43	11,75
BAN	17,12	1,30	7,78
HAZ	6,01	0,0096	0,16

1. táblázat – Vizsgált mérőpontok és a hozzájuk tartozó települési részarány
Tab. 1. – Investigated measurement spots and the ratios of settlements on the watershed

2.2. Alkalmazott módszerek

A vizsgálat célja a Rák-patak makrogerinctelen faunájának pontosabb megismerése és a patak vízminőségének meghatározása volt az adott szakaszokon. Az adatgyűjtéseket a VKI-ban alkalmazott AQEM-protokoll mintavételezési metodikájának főbb jellemzőit követve hajtottuk végre időre standardizált eljárással, a rendelkezésekre álló források tükrében. Minden mintavételi ponton három-három egyenként tíz méteres reprezentatív szakaszt vizsgáltunk öt percen keresztül, a „kick and sweep” technikát alkalmazva. Így kapva szemikvantitatív mintát az adott mintavételi helyekről. Az adatok feldolgozása után a Magyar Makrozoobenton Család Pontrendszer alkalmazva kerültek meghatározásra a mintavételi szakaszok vízminőségi osztályba való besorolásai.

3. Eredmények

3.1. Faunisztikai eredmények

Az adatok feldolgozása során 80 taxon került kimutatásra a vizsgálati területről. A tegzesek csoportjából a mocsári- (Limnephilidae), a sisakos- (Sericotomatidae) és a szövőtegzesek (Hydropsychidae); a kérészek közül az erezett- (Heptageniidae), a tarka- (Ephemeridae) és a teleszkópszemű-kérészek (Baetidae); az álkérészek közül pedig a közepes álkérészek (Perlodidae) családjának egyedei jelentek meg jelentősebb mennyiségben a mintázások során. Hasonlóan nagy számban fordultak elő a bolharákok (Gammaridae), az árvízűnyogok (Chironomidae) és a karmosbogarak (Elmidae) családjának tagjai is a gyűjtött anyagban (SZITA, 2012).

A mintázások során hazánk egyik fokozottan védett szitakötőfajának, a kétszikos hegyiszitakötőnek (*Cordulegaster heros*) stabil állománya került elő a területről. A Győri úti pont kivételével minden vizsgálati helyen előfordult, legnagyobb számban a Hidegvíz-völgyben (2011 nyarán 18 egyed). A felmérés során a faj 68 egyede került beazonosításra.

3.2. Biológiai vízminősítés eredményei

A vizsgálati helyek biológiai vízminősége a város felé haladva folyamatosan romlik. A város feletti szakaszokon a vízminőség kiváló kategóriába sorolható egész évben. A város felé haladva a vízminőségi osztályok sokkal diverzebbek, tavasszal jobbak, majd az év során folyamatos romlást mutatnak. A legrosszabb minősítési kategóriák a Győri úti pontnál jelentek meg, ugyanis a vízfolyás ezen szakaszának jelentős része U-szelvényekkel kirakott.

A fentiekből következtetésként levonható, hogy a vízi makrogerinctelenek jelenléte vagy hiánya nemcsak a vízminőségtől függ, hanem a vízfolyás környezetétől is, annak medermorfológiájának változatosságától, árnyékoltságától (2. táblázat).

	2011 tavasz	2011 nyár	2011 őszi	2012 tavasz	2012 nyár	2012 őszi
TESCO	II.A jó minőségű	III.A kevésbé szennyezett	II.B jó minőségű	II.B jó minőségű	III.B kevésbé szennyezett	I.C kiváló minőségű
GYORI	III.A kevésbé szennyezett	IV.A közepesen szennyezett	III.B kevésbé szennyezett	III.B kevésbé szennyezett	III.B kevésbé szennyezett	II.A Jó minőségű
FASOR	I.A kiváló minőségű	I.A kiváló minőségű	III.B kevésbé szennyezett	II.A jó minőségű	III.B kevésbé szennyezett	I.A kiváló minőségű
HAJNAL	I.C kiváló minőségű	II.A jó minőségű	II.B jó minőségű	II.A jó minőségű	I.A kiváló minőségű	I.A kiváló minőségű
BAN	I.A kiváló minőségű	I.C kiváló minőségű	I.A kiváló minőségű	I.A kiváló minőségű	I.A kiváló minőségű	I.A kiváló minőségű
HAZ	I.C kiváló minőségű	I.A kiváló minőségű	I.A kiváló minőségű	I.A kiváló minőségű	I.A kiváló minőségű	I.A kiváló minőségű

2. táblázat – MMCP által kapott minősítési kategóriák
Tab. 2. – Qualification categories by the MMCP

3.3. A mederrendezés ökológiai hatása a vízi faunára

A 2011 ősztől 2012 nyaráig tartó mederrendezési munkálatok megváltoztatták a Rák-patak érintett szakaszának (FASOR) mederbeli viszonyait, a potenciális hidraulikai állapotokat és a fényviszonyokat. A mederrendezés fő célja az élet- és vagyonevédelem volt, eredményeként mintegy 1560 soproni lakos által lakott terület (2536 ha) vált mentessé a vízkároktól. A mederrendezéssel érintett szakaszon összesen 43 taxon került kimutatásra. A talált taxonok száma a munkálatok megkezdése után jelentősen lecsökkent, 22 taxonról 9-re, ekkor már csak főként generalista, zavarást jobban tűrő csoportok képviselték magukat (pl. Gammaridae, Chironomidae, Cuicidae, Asellidae) a gyűjtött anyagban (SZITA, 2012).

	2011.05.01.	2011.07.30.	2011.09.24.	2012.03.24.	2012.06.06.	2012.07.22.	2012.09.22.
Talált taxonok száma (db)	20	22	9	16	12	6	19
Mintavételi hely összpontszáma	115	122	35	63	62	24	57
Taxononkénti átlagpontszám	5,75	5,55	3,89	4,30	4,43	4,00	5,11
Minősítés	kiváló minőségű	kiváló minőségű	kevésbé szennyezett	jó minőségű	jó minőségű	kevésbé szennyezett	kiváló minőségű
Vízminőségi osztály	I.A	I.A	III.B	II.A	II.A	III.B	I.A

3. táblázat – A FASOR kóddal jelzett mintavételi hely minősítéséhez szükséges biológiai jellemzők időbeli változása
Tab. 3. – Temporal change of biological characteristics necessary for the FASOR qualification

Az érintett mintavételi hely a mederrendezés előtt – annak ellenére, hogy a városban található – a város feletti pontokhoz hasonlóan kiváló minősítést kapott az MMCP alapján (3. táblázat). Azonban a munkálatok során a szakasz biológiai vízminősítése erőteljesen leromlott, majd a zavarás megszűnésével a kolonizáció megindult, újra elkezdett benépesülni a víztér.

4. Összefoglalás

A Rák-patak jelentős része jó ökológiai állapotúnak tekinthető, annak ellenére, hogy Sopron érzékelhető hatást fejt ki rá. A vízfolyás város feletti szakaszai kitűnő ökológiai állapotban vannak, míg városi szakaszaiban a vízi makrogerinctelenek jelenléte vagy hiánya nagy mértékben függ a medermorfológia változatosságától, az árnyékoltságtól és a víz fiziko-kémiai, kémiai jellemzőinek értékeitől. Ezen tulajdonságok, paraméterek kedvezőbb előfordulásának köszönhető egyes városi szakaszok jobb ökológiai állapota.

5. Summary

A significant part of the Rák Stream may be said to be in a good ecological state despite Sopron having a sensible effect on it. The sections of the watercourse above the city are of excellent ecological state while the presence or lack of aquatic macroinvertebrates in the city greatly depends on the variability of the bed morphology, shadows cast over the stream and the physicochemical as well as chemical characteristics. The better ecological state of some city sections is due to more favourable values of these parameters.

6. Irodalom

KOVÁCS K. (2008): Vízi makrogerinctelen referencia helyek vizsgálata. Dömösi-Malom-patak és Rák-patak. Acta Biologica Debrecina, Supplementum Oecologica Hungarica, 18: 91–99.

SZITA R. (2012): A Rák-patak természetes és mesterséges szakaszainak összehasonlító hidrobiológiai vizsgálata. Szakdolgozat. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vízgazdálkodási Tanszék, Sopron.

Emberre adott viselkedési válaszok házi verebeknél (*Passer domesticus*): ismételtetés, egyedfelismerés és urbanizáció

Behavioural reaction of House Sparrows (*Passer domesticus*) to humans: repeatability, individual recognition and urbanization

VINCZE ERNŐ, BÓKONY VERONIKA & LIKER ANDRÁS

A vadon élő állatok az ember jelenlétére rendszerint félelemmel reagálnak. Azonban a városi környezetben előforduló fajok gyakran találkoznak emberekkel, így tőlük magasabb fokú emberrel szembeni toleranciát várhatunk. Emellett abból is előnye származhat egy városban élő állatnak, ha képes felismerni az egyes embereket, hiszen a különböző személyek különböző mértékű veszélyt jelenthetnek számukra. Az egyik legfontosabb jelleg, ami alapján az állatok különbséget képesek tenni az egyes személyek közt, az emberi arc lehet, amelyet számos faj képes felismerni.

Vizsgálatunk során városi és vidéki helyszínekről befogott házi verebek viselkedését figyeltük meg ember jelenlétében. Az alábbi kérdésekre kerestük a választ:

Van-e egyeden belüli következetesség az emberre adott válaszreakcióban?

Van-e különbség a különböző veszélyt jelentő személyekre adott reakciók között, azaz képesek-e a madarak megkülönböztetni őket egymástól?

Függ-e az emberre adott válaszreakció, illetve az emberek megkülönböztetésének képessége az élőhely urbanizáltságától, illetve a különböző morfológiai és viselkedési változóktól?

Nyolc városi és hét vidéki helyszínről fogtunk be házi verebeket ($n=97$), és egyedileg elkülönítve, vizuálisan elválasztva tartottuk őket. A kísérletvezető külsejét latex maszkok segítségével változtattuk el: az egyik maszkban ellenségesen, a másikban passzívan viselkedett a madarakkal szemben egy négy napos tréning során. Az ötödik napon rögzítettük a madarak viselkedését a fenti két maszkkal, illetve egy harmadik, ismeretlen maszkkal szemben, random sorrendben. A Solomon Coder szoftver segítségével felmértük, hogy az egyes madarak idejük mekkora részét töltik egy búvóhely mögött, a ketrec elejében vagy hátuljában, illetve aktív mozgással, és az adatokat R statisztikai környezetben elemeztük Kendall konkordancia-tesztel, illetve kevert lineáris modellekkel.

Eredményeink alapján mindegyik kockázatvállalást mérő viselkedési változó (búvóhelyen kívül töltött idő, ketrec elejében töltött idő, passzivitás) egyeden belül következetes volt, illetve egymással korrelációt mutatott. A vidéki madarak kockázatvállalóbbak voltak a passzív, mint a másik két személy jelenlétében; a városi madarak nem mutattak ilyen tendenciát. Emellett a madarak az egyes menetek során egyre bátrabban viselkedtek, és az ismeretlen személy jelenlétében a városi madarak voltak marginálisan kockázatvállalóbbak.

A fentiekből arra következtethetünk, hogy a vidéki madarak reakciója jobban különbözik az eltérő veszélyességi szintet jelentő emberekre a városi madarakénál, ami jobb emberfelismerő képességet jelenthet. Ennek az lehet az oka, hogy a városi madarak több emberrel találkoznak, amelyek között nehezebb különbséget tenni, és/vagy az, hogy a városokban az emberek semlegesebbek a madarakkal szemben, míg vidéken mind a barátságos, mind az ellenséges viselkedés gyakoribb, így ott előnyösebb lehet a madarak számára, ha meg tudják különböztetni az egyes személyeket.

Summary

Wild animals living in anthropogenic habitats may benefit from recognizing humans individually and adjusting their behaviour to the potential risk or gain they expect from each person. Although such skill was documented in several urban-dwelling species, it is unclear if this ability is facilitated or not by high human density. To test this, we studied the behaviour of House Sparrows (*Passer domesticus*) captured from diverse urban and rural habitats. We manipulated the birds' experience (hostile or not) associated with humans with different faces (masks) and measured their behavioural responses to the presence of each person as well as a third, unfamiliar one. We found that while rural birds responded less fearfully to the non-hostile than to the hostile or an unfamiliar person (linear contrasts, $P<0.001$ and $P=0.012$, respectively), urban birds, surprisingly, made no distinction between the three masks ($P>0.371$ for all linear contrasts). Our results imply that House Sparrows from more urbanized habitats are either less able to recognize individual humans, or less willing to behaviourally respond to them than their rural conspecifics. This difference may be explained by several mechanisms, e.g. discrimination of humans being less advantageous in cities due to either a lower chance of repeated interactions with people or more ignorant behaviour towards birds by them.

VINCZE ERNŐ – Pannon Egyetem, Ornitológiai Kutatócsoport – H-8200 Veszprém, Egyetem u. 10. – erno.vincze@gmail.com

DR. BÓKONY VERONIKA – MTA Agrártudományi Kutatóközpont – H-1022 Budapest, Herman Ottó u. 15. – bokony.veronika@agrar.mta.hu

DR. LIKER ANDRÁS – Pannon Egyetem, Ornitológiai Kutatócsoport – H-8200 Veszprém, Egyetem u. 10. – aliker@almos.uni-pannon.hu

A hódok kisalföldi jelenlétének hatása vízügyi szempontból

The effect of Beavers on the Small Hungarian Plain from the water management point of view

KOVÁCS RICHÁRD

1. Bevezetés

A hódok (*Castor fiber*) spontán visszatelepődése, illetve visszatelepítése a Kisalföldön előre pontosan nem megjósolható hatásokkal járt a vízügyi létesítmények fenntartása szempontjából. A hódok gyorsan növekvő állományával párhuzamosan megjelentek a kártételek is, melyek az ár- és belvízvédelmi művek biztonságos üzemeltetésére is hatást gyakorolnak. A kialakult és az állomány növekedésével kialakuló helyzet miatt a hód jelenléte mára igen összetett kérdéssé vált. Azonban miként kezelhető ez egy természetvédelmi oltalom alatt álló faj esetében? A természetvédelmi vonatkozásokon túl jelen cikk célja nem elsősorban a gazdasági, sokkal inkább a műszaki-biztonsági kérdések látóterbe helyezése.

2. A hód károkozása, a károk megjelenési formái

2.1. Faállomány károsítása

A hód életviteléből adódóan faanyagot használ, melyet részben táplálkozásra, részben élőhely-kialakításra (hódvár és hódgát építésére) használ fel. Tevékenységét jellemzően a hullámtéri, faállománnyal borított területeken végzi, rágása elsősorban a lágy lombos fafajokra – szürke nyár (*Populus canescens*), fekete nyár (*Populus nigra*), fehér fűz (*Salix alba*) – és egyéb nemesnyár fajtákra irányul. A rágás során a vékonyabb fiatal és a vastagabb idős törzseket egyaránt károsítja. A rágáskép különböző erősséggel jelenik meg: 1.) kisebb felületi tőserülések az egyes törzseken – kéreg és hancs károsítása, 2.) törzsek mélyebb szöveti károsítása – szíjács és geszt rész sérül, 3.) törzs teljes kidöntése. A károsítás elsősorban a keskeny hullámtérrel rendelkező vízfolyások – mint pl. a Rábca – hullámterén a legszembetűnőbb.

2.2. Töltések, depóniák károsítása

A hód élőhely-alakító tevékenysége során várat épít, melyhez föld alatti üreg csatlakozik. Az üreg építése során a parti sávba és a töltésekbe, depóniákba járatokat, üregeket ás, melyek a műszaki létesítmény szerkezetét, illetve állékonyságát rontják. Árvízi védelmi helyzetben a megemelkedett vízszint elől menekülő hód kártétele a töltéstesten különösen veszélyes, mert ásása közvetlen árvízveszélyt idézhet elő.

2.3. Medrek lefolyási viszonyainak rontása

A hód a kitermelt faanyag egy részét a mederbe dönti, ahol az lefolyási akadályt képez. A parti sávon a hódvárhoz felhalmozott faanyag a fenntartási munkákat akadályozza. A mederben kialakított hódgát a vízlevezetés akadályozásán keresztül a térség belvízvédelmi kockázatát növeli.

3. A hódvár előfordulása a Kisalföldön

A hódvárak az Észak-dunántúli Vízügyi Igazgatóság működési területén, a medrek mentén szórványosan szinte bárhol előfordulhat a Hanságtól, a Rába-mentétől a Szigetközig. A legjelentősebb, erdőállományokban jelentkező károk a Hansági Szakaszmérnökség területén a Hansági-főcsatorna és a Rábca hullámterében észlelhetők (Jánossomorja, Rábcakapi, Tárnokéti, Györsövényház). A hódvárak természetéből fakadóan a medertorlaszok, lefolyási akadályok képződésével is ezeken a helyeken kell elsősorban számolni. Üregépítő károsítása a vízügyi kezelésben lévő árvízvédelmi védvonalak mentén a hódvárak közvetlen környezetében jellemző.

1. Meder levezető képességét csökkentő „építkezések”:	2. Árvízvédelmi töltésben, depóniában végzett „építkezések”:
Lébényi belvízcsatorna 8,5–8,8, 10,5–11,3 és 11,8–12,8 km között	Marcal jp. 1+550 km
Kimlei-csatorna 6,5–6,7 km és 10,7–11,2 km szelvények között	Hansági-főcsatorna
Bordacsi-csatorna 1,9–2,1 km és 5,8–5,9 km szelvények között	Rákos-patak
Börsi Ó-Rábca 0,5–1,3 km és 2,0–2,5 km szelvények között	3. Mederpartokon, hullámtereken:
Mosonszentjánosi összekötő csatorna 0,8–1,3 km szelvények között	Rábca 15,8–17,0 km szelvényei között (jobb parti hullámterén)
Lébény-Hanyi II. öntöző mellécsatorna 4,0–4,2 km szelvények közt	Rábca 17,7–18,7 km szelvényei között (bal parti hullámterén)
Kapuvár–Bősárány-csatorna 8,41 km szelvény	Rábca 19,0–20,1 km szelvényei között (mindkét oldali hullámterén)
Tordosa-csatorna alsó szakasza	Rábca 25,0–27,0 km szelvényei között (bal parti hullámterén)
Répece	Hansági-főcsatorna 4,6–10,6 km szelvényei közt (mindkét oldali hullámterén)
Kis-Rába	Hansági-főcsatorna 11,6–13,2 km szelvényei között (jobb parti hullámterén)
Keszeg-ér	Hansági-főcsatorna 13,2–23,5 km szelvényei között (jobb parti hullámterén)
Vág-Sárdos-Megág-csatorna	Rákos-patak torkolati, szűrőmező melletti szakasz
Sebes-Sobori-csatorna	Rába
Pósdombi-csatorna	Marcal
Zsejkei-csatorna	Duna főmeder 1850–1797 fkm
Patkányosi tápcsatorna	Mosoni-Duna
Cuhai-Bakony-ér	Rétárok-csatorna
	Szigetközi Hullámtéri Vízpótló Rendszer

1. táblázat – Eddig észlelt hódvár előfordulások a vízrendszeren (forrás: Vízrendezési és Öntözési Osztály)
Tab. 1. – Beaver occurrences to date in the water system

4. A hódkár becsült mértéke

4.1. Erdészeti károk és azok helyreállítása

Az Észak-dunántúli Vízügyi Igazgatóság partvédelmi rendeltetésű erdei védelmi funkciójának és a part menti fasorok mederármal hatásának fenntartása szükséges feladat. A Hansági Szakaszmérnökség területén mintegy 42 erdőrészletben, összesen mintegy 19,5 ha-on észleltük a hódrágás valamely formáját, különböző erősségű megjelenését, de ez nem zárja ki további helyszíneken a kár előfordulását. A faállományban okozott kár több részből tevődik össze:

- a károsított állományrészből nem hasznosítható, helyben **tönkrement faanyag**;
- a károsított fatömeg kieséséből származó jövőbeni **elmaradt hozam**;
- faállomány-pótlási, **erdőfelújítási többletköltség**.

A kárral érintett terület és az azon belüli intenzitás időben folyamatosan bővülő, kumulatív jellegű. Elsőként az erdőrészleten belül becsléssel megállapítottuk a hódrágással érintett állományrész területét (GPS-es területmérést nem alkalmaztunk). A károsítás természetéből fakadóan a károkozással érintett terület rész nagyságának meghatározásánál a korábbi és a frissebb rágással érintett területet egyaránt figyelembe vettük.

Az érintett részterületekre meghatároztuk az erdőtervben nyilvántartott, növedékesített fatérfogatokat (tőszámlálást, illetve törzsenkénti fatömegbecslést nem alkalmaztunk). A károkozás esetében feltételeztük, hogy a már megkezdett törzsek rágása időben fokozódik, a kezdetben csak enyhén károsított törzsek rágását a hó tovább folytatja, valamint hogy a már megkezdett törzsek idővel ugyancsak elpusztulnak. Tehát a károsítással érintett fatömeg nemcsak a már kidöntött, hanem valamennyi, a kár mértékétől függetlenül érintett fatérfogatra vonatkozik.

Az első rész a jelenleg károsított állományrészből nem hasznosítható, erdőben maradó, helyben tönkrement faanyag, melynél ha figyelembe vesszük a becslési bizonytalanságokat, és azt, hogy ezekben az erdőrészletekben kármentő jelleggel gyérítési munkák folynak, továbbá, hogy a szakaszmérnökség az érintett faanyag egy részét hasznosítja, úgy ebben az esetben a fentiekben megállapított kárigény a károkozással érintett jelenlegi fatömeg mintegy 50%-a, azaz kerekítve 1650 m³.

A második rész a jelenlegi károsított fatömeg kieséséből származó jövőbeni elmaradt hozam, mely ezen károsítással érintett állományrész vágásérettségi korig vett növedékéből származó fatérfogat mennyisége. Ennél az esetnél a jelenleg már vágásérett állományoknál nem vettünk figyelembe további növedéket. Elegyes állományoknál a fafajonkénti különböző vágásérettségi korok közül a későbbit vettük figyelembe. A fafajonként időben változó növedékesi erélyeket egységesen az erdőrészlet jelenlegi folyónövedékével számítottuk. Folyamatos erdőfelújítás alatt álló erdőrészlet esetében fatérfogatot nem számítottunk. Az elmaradt véghasználati fahozam becsült mennyisége kerekítve 3550 m³-nek adódott.

A tönkrement faanyag (1650 m³) és a kiesett fahozam (3550 m³) kerekítve összesen: 5200 m³.

A tönkrement faanyag és a kiesett fahozam, illetve a rágás miatt keletkező erdőfelújítási többletköltség aktuális piaci ár szerinti becsült értéke vízügyi szinten több tíz millió forintot jelent. Azonban már itt is fontos kiemelni, hogy a közvetlenül okozott kárnál lényegesen több a károkozással előidézett megnövekedett ár- és belvízi veszélyhelyzetből származó kockázatosított érték.

A pontos, erdőrészletszintű kármegállapításhoz az Észak-dunántúli Vízügyi Igazgatóság a folyamatban lévő körzeti erdőtervezésnél kérte az erdészeti hatóság segítségét.

4.2. Medrek lefolyási viszonyainak helyreállítása

A lefolyási akadályok eltávolítása ár- és belvízvédelmi szempontból közérdekű feladat. A Fertő osztrák–magyar érdekeltsgű vízszintszabályozásához a levezetést biztosító Hansági-főcsatorna, és a Rábca megfelelő fenntartása szükséges. A mederbe döntött és a parti sávon felhalmozott, lefolyást és fenntartást akadályozó anyag eltávolítása a fenntartási költségek megnövekedését okozza. Egy lefolyási akadály eltávolítási költsége mintegy 100-200 ezer Ft, a kockázatosított érték itt is többszörös.

4.3. Töltések, depóniák károsítása

A töltések, depóniák védképességének fenntartása alapvető fontosságú. A földművekben keletkezett károk az üregek helyreállítási költségével jellemezhetők. Egy üreg helyreállítási költsége mintegy 100-150 ezer Ft, a kockázatosított érték – különösen lakott terület közelében – többszörös.

5. Szükséges kárelhárítási célú beavatkozások

A vízügyi kezelő által fenntartott ár- és belvízvédelmi szakaszokon, a védekezési feladatok ellátásának biztosítása, a veszélyhelyzet mérséklése, illetve az ár- és belvízvédelmi biztonság fenntartása és helyreállítása érdekében az állami tulajdonú védműveken a hó által okozott károk elhárításához az alábbiak műszaki beavatkozások szükségesek:

- lefolyási akadály eltávolítása a mederből és a műtárgyak környezetéből,
- védekezési akadály eltávolítása a parti sávból és a védművek víz- és mentett oldali előtereiről,
- mederrongálódások helyreállítása,
- földművek (árvízvédelmi töltések) helyreállítása.

A probléma kezelése kérdésében 2014-ben Lébényben szakmai egyeztetésre került sor az ügyben érintett WWF Magyarország, a Vidékfejlesztési Minisztérium, az ÉDU-KTF, mint természetvédelmi hatóság, az Órségi és a Fertő–Hanság Nemzeti Parkok igazgatóságai, a Kisalföldi Erdőgazdaság Zrt. és az Észak-dunántúli Vízügyi Igazgatóság mint vízügyi kezelő részvételével.

Az ÉDUVIZIG, az ÉDU-KTF, az ÉDU-NEKI, valamint a Magyar Csapdázók Egyesülete közös bejárást tartott a Marcal Rábaszentmihályi híd – Marcal duzzasztó közötti mintegy 10 km hosszú szakaszán, hogy megvizsgálják az árvízi biztonság érdekében a lehetséges kezelési módokat. A megoldás keresése folyamatban van.

sor-szám	település	tag	részlet	nyilvántartott terület (ha)	becsült károsított terület (ha)	becsült erősség	kárral érintett állományrész becsült fatömege (m ³)	nem hasznosítható rész (m ³)	véghasználatig elmaradt növedék (m ³)
1.	Enese	3	D	2,11	0,1	gyenge	15	8	33
2.	Enese	5	A	0,96	0,1	közepes	41	21	3
3.	Enese	5	B	0,58	0,3	közepes	19	9	28
4.	Enese	7	A	2,16	0,1	közepes	31	16	0
5.	Enese	7	C	1,60	0,6	erős	63	31	156
6.	Györsövényház	2	A	1,80	0,1	közepes	23	12	25
7.	Györsövényház	2	D	1,40	0,1	gyenge	19	9	3
8.	Györsövényház	2	E	5,10	1,5	közepes	279	140	324
9.	Györsövényház	9	B	1,30	0,1	gyenge	6	3	7
10.	Györsövényház	9	C	1,20	0,1	gyenge	9	5	17
11.	Györsövényház	9	D	3,70	0,4	közepes	94	47	35
12.	Györsövényház	9	E	0,40	0,2	közepes	30	15	44
13.	Györsövényház	9	F	2,60	1,0	erős	237	119	341
14.	Györsövényház	9	G	1,30	0,3	közepes	42	21	57
15.	Györsövényház	9	H	0,80	0,2	erős	52	26	0
16.	Györsövényház	9	I	0,60	0,2	közepes	57	29	0
17.	Györsövényház	10	B	3,20	1,2	erős	216	108	360
18.	Györsövényház	10	C	4,10	1,7	erős	314	157	352
19.	Györsövényház	11	A	0,60	0,1	gyenge	23	11	19
20.	Györsövényház	11	B	1,20	0,2	közepes	45	22	38
21.	Györsövényház	11	C	2,40	0,5	gyenge	149	74	31
22.	Györsövényház	11	D	0,90	0,1	gyenge	10	5	10
23.	Györsövényház	11	E	1,40	0,1	gyenge	2	1	3
24.	Györsövényház	11	F	1,00	0,5	erős	47	23	52
25.	Györsövényház	11	G	1,70	0,5	erős	43	21	49
26.	Györsövényház	12	D	5,40	0,5	közepes	119	59	99
27.	Jánossomorja	79	A	2,70	0,8	erős	218	109	6
28.	Jánossomorja	80	A	4,90	1,0	közepes	196	98	358
29.	Jánossomorja	80	B	3,70	0,7	közepes	191	95	332
30.	Jánossomorja	80	D	1,20	0,2	közepes	21	10	34
31.	Jánossomorja	80	E	0,80	0,1	közepes	16	8	24
32.	Jánossomorja	80	F	1,10	0,4	erős	97	49	0
33.	Jánossomorja	80	G	4,70	1,2	erős	119	59	190
34.	Jánossomorja	81	A	2,20	0,3	közepes	45	22	49
35.	Jánossomorja	81	D	2,10	1,0	erős	89	44	130
36.	Jánossomorja	84	A	3,80	0,4	közepes	–	–	–
37.	Lébény	69	A	3,70	0,2	gyenge	43	22	0
38.	Lébény	70	C	1,90	0,4	közepes	41	20	50
39.	Rábapatona	17	C	2,40	0,1	gyenge	25	12	32
40.	Tárnokréti	4	A	1,80	0,2	közepes	39	19	33
41.	Tárnokréti	5	B	2,89	0,6	erős	81	40	68
42.	Tárnokréti	5	C	3,55	1,1	erős	114	57	162
					19,5		3315	1658	3554

keletkezett összes pótlási terület (ha)	19,5	faanyagban okozott összes becsült kár (m³)	5211
--	-------------	--	-------------

2. táblázat – A hódok kártételének az ÉDUVIZIG hansági erdőterületeiben (forrás: Árvízvédelmi és Folyógazdálkodási Osztály)
Tab. 2. – Extent of damage caused by Beavers in Hanság forests managed by ÉDUVIZIG

6. Javasolt megoldások

- a hódok jelenlétének és kártételének pontos monitorozása (térben és időben),
- a társadalom hódhoz és az általa okozott károkhöz való viszonyának feltérképezése,
- az érintett szervezetek bevonásával intézkedési program kidolgozása,
(nemzeti parkok igazgatóságai, természetvédelmi hatóság, erdőgazdaságok, vadásztársaságok),
- kárenyhítési eszközök jogi, gazdasági kidolgozása, döntéshozók bevonása.

7. Összefoglalás

A hódok különböző típusú károkat, illetve növekvő veszélyhelyzetet okoznak az ár- és belvízvédelemben. Az okozott pontszerű anyagi kárnál lényegesen nagyobb jelentőségű a károsítással előidézett megnövekedett ár- és belvízi kockázat. A hódok kártétele többlet fenntartási, védekezési, helyreállítási és kártalanítási költséget okoz. Az ár- és belvízvédelmi művek zavartalan fenntartása érdekében különösen fontos, hogy a többletköltségeket az állam külön költségvetési soron finanszírozza meg. Fontos, hogy ár- és belvízi helyzetben az árvízvédelem vizügyi igazgatóság a közérdekű védekezési feladatait zavartalanul végrehajthassa, azt a hódok jelenléte nem akadályozhatja. A hódállomány felmérése és az állomány kezelése nem vizügyi szakfeladat. Erre vonatkozó megfelelő szakmai felkészültséggel a természetvédelmi kezelő rendelkezik. A hódok jelenléte, károkozása a szigetközi vízpótló rendszer működtetésében és

az öntözési szolgáltatások biztosításában is zavart okozhat. A vízügyi igazgatóság célja a hód fenntartható – és a vízkárelhárítás szempontjából biztonságos – kezelése érdekében a gazdasági, műszaki, jogi eszközök együttes és komplex alkalmazásával a valamennyi érintett észrevételeire támaszkodó közös megoldás megtalálása.

8. Summary

The Beaver cause different types of damages, resp. rising hazard in flood and inland water control. Most significant is the by the damage caused increased flood and inland water risk, than the caused point-like damage. The beavers damage leads to extra expends in maintenance, defence, restoration and compensation. In order to the maintenance of the flood and inland water protection objects it is particularly important that the state finances the additional costs in a separate budget line. It's important that in flooding and inland water situation the defender Water Management Directorate can effects undisturbedly the public interest defensive tasks, what the presence of the beavers must not hinder. The measuring and management of the Beaver population is not the Water Management Directorates specialized task. The nature reserve manager has adequate professional skill. The presence of Beavers, causing damages can also cause confusion in operating of the water supplying system in the Szigetköz and in the ensuring of the irrigation services. The purpose of the Water Management Directorate is in order to the sustainable and in respect of the water damage prevention secure beaver management with the joint and complex use of economic, technical and legal means to find the common solution lean on every partners remarks.

9. Köszönetnyilvánítás

A feldolgozáshoz az adatokat az Észak-dunántúli Vízügyi Igazgatóság Árvízvédelmi és Folyógazdálkodási Osztálya, továbbá Vízrendezési és Öntözési Osztálya, valamint a szakaszmérnökségei által szolgáltatott információk szolgáltatták.

KOVÁCS RICHÁRD – Észak-dunántúli Vízügyi Igazgatóság
H-9021 Győr, Árpád út 28–32. – krichard@citromail.hu

Changes of breeding and wintering waterbird populations at Danube near Bratislava

A Dunánál fészkelő és telelő vízimadár-állományok változásai Pozsony alatt

JÁN GÚGH, RICHARD KVETKO & JOZEF RIDZONĚ

1. Introduction

Danube river and its branch system in inner delta under Bratislava is historical wintering site and one from the most important breeding sites for waterbirds in Slovakia. Importance for breeding and wintering waterbirds was reason why Danube floodplain was listed as Czechoslovak IBA in inventory already in 1992. Danube floodplain, respectively Danube gallery forests were listed in Slovak IBA inventory also in 2000 and 2004 and in 1998 were designated firstly as Protected landscape area and later in 2008 as Special Protection Area (SPA) Dunajské luhy. Today SPA Dunajské luhy is one from the most important wintering sites for Goldeneyes (*Bucephala clangula*), Tufted Ducks (*Aythya fuligula*), Pochards (*Aythya ferina*) and Geese in Central Europe (RYBANIČ *et al.*, 2004; SLABEYOVÁ *et al.*, 2009), only regular breeding place for Mediterranean Gull (*Larus melanocephalus*) in Slovakia and the most important breeding place for Common Tern (*Sterna hirundo*) in Slovakia. However numbers of wintering and breeding waterbirds changed dramatically in area in previous decades. Some breeding species like Black Stork (*Ciconia nigra*), Black Kite (*Milvus migrans*), Purple Heron (*Ardea purpurea*) and Ferruginous Duck (*Aythya nyroca*) disappeared almost completely from area as breeding species and other hand importance of wintering sites for some species was increased. Major reason for these changes was construction of Gabčíkovo waterreservoir at 24th October 1992. However complete evaluation of impact of this waterreservoir is missing due to controversies joined with it construction. For instance often large numbers of wintering waterbirds at waterreservoir are highlighted without any wider analysis, which would explain real reasons for this increase and compare changes at surrounding sections of river Danube. Understanding of these reasons is key for any conclusions and therefore we would like to try focus attention on some aspects of these reasons in our contribution.

2. Methods and material

In this contribution we focus our attention at area of Gabčíkovo waterreservoir and for comparison of importance of wintering sites also at other Slovak Danube sections. Wintering numbers are evaluated on the basis of annual waterbird census organized in January in framework of International waterbird census (IWC) since 1991. Gabčíkovo waterbird census was divided in four count units and other section of Danube river in Slovakia into 20 count units. In all Slovakia more than 1000 count units are covered by IWC on regular basis (SLABEYOVÁ *et al.*, 2011). Trends of wintering waterbirds were evaluated on the basis of program TRIM 3.54 (PANNEKOEK & VAN STRIEN, 2005) and in this contribution we evaluate only changes in numbers of the most abundant wintering bird species (Tufted Duck, Pochard and Goldeneye). Breeding numbers of Gulls and Terns are evaluated on the basis of annual census of breeding colonies at Gabčíkovo waterreservoir at around 25 small islets, where breeding colonies are placed and Bird Island near Samorín (area 9 ha), where largest Gull colony in SPA Dunajské luhy is placed. Breeding numbers were counted in colonies each year in first weekend of May, when exact numbers of nests in colonies was realized using “method of small pieces of paper”, when small piece of paper was put into each counted nest during census with aim to avoid double counts and useless disturbance of breeding birds. Exact number of small pieces of paper was prepared before census with aim to reduce time spent in Gull colony and number of remaining pieces after census was used for evaluation of final results. Here we present numbers of breeding Common Tern, Mediterranean Gull and Black-headed Gull (*Larus ridibundus*) and we discuss changes in numbers in relation to realized management of breeding islands.

3. Results and discussion

Since start of waterbird census in 1991 and since start of operation of waterreservoir Gabčíkovo in 1992, the largest increase of wintering numbers was recorded in several species of diving ducks. For instance in case of Tufted Duck wintering numbers increased by 3643% at national level since 1991. However 94% of Tufted Duck wintered in Upper Danube region in Slovakia in January 2010 (SLABEYOVÁ *et al.*, 2011), where also studied waterreservoir is placed. This reservoir is therefore main reason for rapid national increase, since 1993 numbers at waterreservoir Gabčíkovo increased by 2137%. However largest recorded numbers here were recorded during migration and these numbers reached 34,248 individuals in November 2005 (SLABEYOVÁ *et al.*, 2009). Similar increase was recorded also in case of Goldeneye. Total increase at national level between 1991 and 2011 reached 999%, only at waterreservoir Gabčíkovo in years 1993–2011 1300% and highest numbers were recorded at waterreservoir in January 2004 – 10,770 individuals. In case of Pochard national numbers increased by 1416% since 1991, numbers at waterreservoir by 1014% since 1993 but largest numbers were recorded here during migration in November 2005 – 28,340 individuals (SLABEYOVÁ *et al.*, 2009). Similarly as in case of Tufted Duck national numbers of Pochards and Goldeneyes were strongly influenced by waterreservoir Gabčíkovo as majority of birds wintered here. However if this waterreservoir is excluded from national analysis, then evaluation of trends is different. In case of Tufted Duck is trend classified as stable, if Gabčíkovo is excluded from national analysis, and overall increase at national level since 1993 is only 185%. In case of Pochard is national trend without Gabčíkovo classified as uncertain and in case of Goldeneye as moderate decline. Goldeneyes number at national level decreased by 55% since 1993 without studied waterreservoir. As majority of Goldeneyes wintered at Danube river before Gabčíkovo construction, it is possible to expect that Goldeneyes concentrated at large stagnant water after its creation also from surrounding sections of Danube river (and due to this high concentration became all population more vulnerable). Key reason for that is increase of macrozoobenthos and especially Bivalvia populations in Gabčíkovo waterreservoir after 2000 (NAGY, 1999, 2006). Numbers of some Bivalvia species, which are key component of diving duck food, increased rapidly (Fig. 1), what influenced also number of wintering numbers of diving ducks.

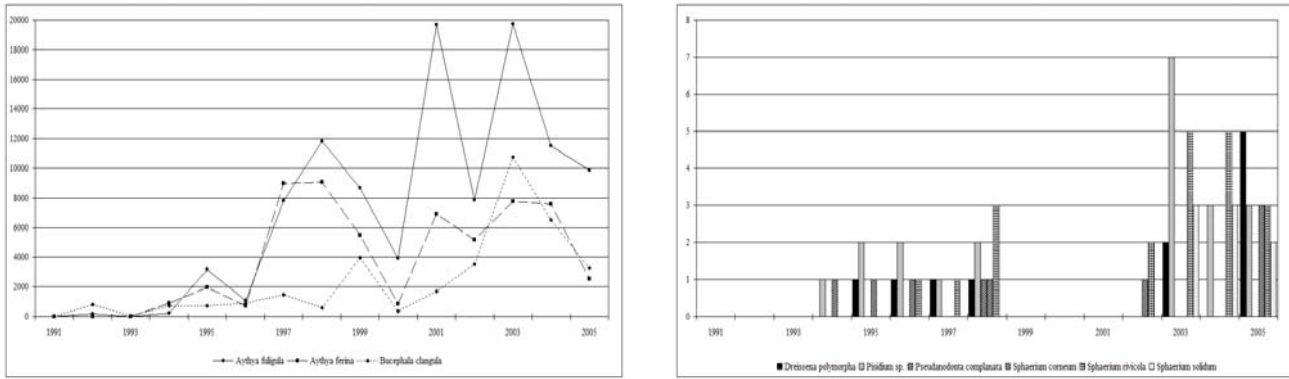


Fig. 1. – Numbers of wintering waterbirds comparing to numbers of selected Bivalvia species. For Bivalvia species were published numbers in period 1994–1998 and 2002–2005 (NAGY, 2006). Abundance of Bivalvia was classified in categories 1–9 (9 marking the highest abundance)

1. ábra – A telelő vízimadarak száma a kiválasztott kagylófajok egyedszámához képest. A kagylófajok egyedszámára vonatkozó számadatokat az 1994–1998-as és a 2002–2005-ös időszakokra publikáltak (NAGY, 2006). A kagylók mennyiségét egy 1-től 9-ig terjedő skálán kategorizálták, ahol a 9-es a legtöbb egyedszámot jelöli

It is therefore possible to explain that main reason of increase of wintering numbers of diving ducks was increase in numbers of food and not only creation of large waterreservoir. For instance in case of Mallard, the most abundant wintering dabbling duck at Danube, numbers since 1991 increased at national level only by 181% and at waterreservoir Gabčíkovo itself decreased by 17% since 1993.

Similar pattern as in case of wintering Mallards is possible to describe in case of the most common breeding species at Bird Island near Samorín – Black-headed Gull. Since 1994 until 2001 numbers were stable or increasing up to 5000 breeding pairs and then started sharp decrease. Firstly was decreased caused by lack of habitat management at Bird Island, when almost all island was covered by forest in 2004 (despite main target of protection were gulls there) and numbers decreased to less than 2000 breeding pairs (Fig. 2). Numbers increased to more than 3500 after start of management (cutting of grass and expansive and invasive tree species at Bird Island) in 2007, but despite repeated management are numbers of Black-headed Gull decreasing since 2007. Main reason for that perhaps will be intensive agriculture use in surroundings of Bird Island and use of chemistry. However in case of Common Tern repeated management was reason for sharp increase of breeding population. Together 377 breeding pairs were registered at islets of Gabčíkovo waterreservoir in 2011, it was only breeding area of these species at Slovak section of Danube and the most important breeding area in Slovakia. Similarly responded to repeated management Mediterranean Gull, which numbers increased due to management to level 184 breeding pairs in 2009.

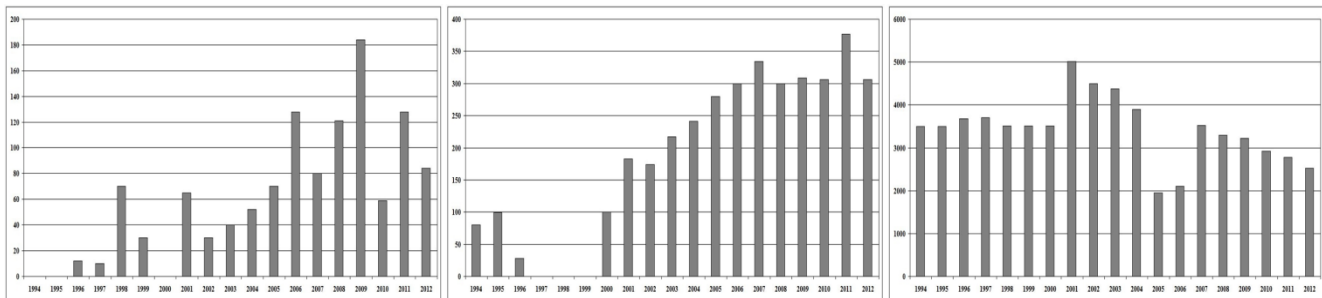


Fig. 2. – Numbers of breeding Common Tern, Black-headed Gull and Mediterranean Gull in 1994–2012
2. ábra – A küszvágó csér, a szerencsensirály és a dankasirály költőállományai 1994–2012 között

This results shows, that key factors for increasing numbers of wintering diving ducks are among others feeding conditions and for breeding birds management of habitats without which can not survive some species in area, which is seriously negatively influenced by human activities and where are birds concentrated only to few suitable remaining areas or habitats, which allow them surviving in long term.

4. Összefoglalás

A Duna és annak Pozsony alatti mellékágrendszere Szlovákia egyik legfontosabb vízimadár költő- és telőhelye. A Duna árterülete már 1992 óta szerepel az IBA listán, 1998-ban tájvédelmi körzet lett, 2008-tól pedig SPA terület. A Dunajské luhy SPA terület ma a kerkeréce (*Bucephala clangula*), a kontyos réce (*Aythya fuligula*), a barátaréce (*Aythya ferina*), valamint a telelő vadlúd-fajok legfontosabb telőhelye Szlovákiában. Itt található a szerencsensirály (*Larus melanocephalus*) egyedüli szlovákiai szaporodó helye, a küszvágó csérnek (*Sterna hirundo*) pedig egyik legfontosabb költőhelye.

Az elmúlt évtizedekben azonban drámai változás következett be a telelő és költő madarak mennyiségében és faji összetételében. A változások legfőbb oka a bösi tározó 1992. október 24-i üzembe helyezése volt. A hatások részletes elemzésére korábban nem került sor, a létesítés körüli problémák miatt.

Jelen tanulmány a bósi tározó, valamint más szlovák Duna-szakaszok, vízmadarak által telelőhelyként való használatára fókuszál. A telelő madarak számlálása 1991-től zajlik az IWC madárszámlálási census szerint. A tározó területén négy mintavételi egység található, míg a többi Duna-szakaszra húsz mintaterület esik. A telelő madarak számának trendanalízisét a TRIM 3.54 program segítségével végeztük el, jelen vizsgálat a leggyakoribb (tömeges) fajokra koncentrált. A csérek és sirályok költőállományainak felmérése a tározón levő 25 kis szigeten, valamint az SPA terület legnagyobb költőszigetén (9 ha) Somorjánál zajlik, minden év májusának első hétvégéjén.

A telelő bukórécék bizonyos fajai esetében jelentős növekedés állt be országos szinten is, ami egyrészt a víztározó népességének nettó növekedéséből, másrészt az országos állomány területi átstrukturálódásából, a víztározóra történő koncentrációból adódott. A kontyos récének a bósi víztározón kívüli országos állománya nagyjából változatlan, a barátréce esetében pozitív vagy negatív trend nem mutatható ki (bizonytalan), a kerceréce állománya pedig közepes mértékű csökkenést mutat. A tározón a populáció növekedésnek és koncentrációságnak az új víztest megjelenése mellett kulcsfontosságú tényezője a nagy mennyiségű táplálék (makroszkopikus gerinctelenek, főleg kagylók) megjelenése.

A legnagyobb számban telelő faj, a tőkés réce, illetve a költőszigetek leggyakoribb fészkelő faja, a dankasirály népességének alakulása hasonló trendet követ. A költőszigetek fészkelőállománya 1994 és 2001 között stabil vagy növekvő tendenciát mutatott, majd ezt követően jelentős csökkenés következett be. A sziget (Somorja mellett) költőállományának csökkenését nagy valószínűséggel az élőhelykezelések elmaradása okozta. A kezelések (inváziós fajok és lágyszárúak többszöri eltávolítása) következtében egyes költőfajok (szerecsensirály, küszvágó csér) népessége növekedett, a dankasirály állomány viszont bizonyos növekedés után ismét csökkenést mutatott. Ennek feltételezett oka a környező területek intenzív agrárhasznosítása és kemizációja lehet.

5. Irodalom

NAGY, Š. (1999): Makrozoobentos zdrže vodného diela Gabčíkovo. Vývoj kvalitatívneho a kvantitatívneho zloženia po piatich rokoch (1994–1998). Záverečná správa. SVP, OZ Povodie Dunaja, Bratislava.

NAGY, Š. (2006): Monitoring of saprobity based on composition of macrozoobenthos in the Danube, Čunovo reservoir and the branch system between Bratislava and Medveďov in 2002-2005. Danube monitoring scientific conference 25–26 May 2006, Mosonmagyaróvár – Hungary (oral presentation).

PANNEKOEK, J. & VAN STRIEN, A. (2005): TRIM 3 Manual (TRENDS and INDICES for MONITORING data). Statistics Netherlands, Voorburg.

RYBANIČ, R., ŠUTIÁKOVÁ, T. & BENKO, Š. (2004): Významné vtáče územia na Slovensku. Územia významné z pohľadu Európskej únie. SOVS, Bratislava.

SLABEYOVÁ, K., RIDZOŇ, J., SVETLÍK J. & KVETKO, R. (2009): Zimovanie a migrácia vodného vtáctva na Hrušovskej zdrži a priľahlých lokalitách v rokoch 2004–2009, zhodnotenie ekoszologického významu lokality. Tichodroma, 21: 57–71.

SLABEYOVÁ, K., RIDZOŇ, J., KARASKA, D., TOPERCER, J. & DAROLOVÁ, A. (2011): Správa zo zimného sčítania vodného vtáctva na Slovensku 2009/2010. SOS/BirdLife Slovensko, Bratislava.

JÁN GÚGH – SOS/BirdLife Slovakia – SK–82109 Bratislava, Mlynské Nivy 41 – gugh@vtaky.sk

RICHARD KVETKO – SOS/BirdLife Slovakia – SK–90301 Senec, SNP 14 – richard.kvetko@centrum.sk

JOZEF RIDZOŇ – SOS/BirdLife Slovakia – SK–82109 Bratislava, Mlynské Nivy 41 – ridzon@vtaky.sk

Az elektromos légvezetékek hatása a nyugat-pannon tűzokállományra (*Otis tarda*) és az ausztriai tűzokvédelmi LIFE+ projekt akciói

Effects of aerial power lines on the West-Pannonian Great Bustard (*Otis tarda*) population and the actions of the Austrian Great Bustard LIFE+ project

RAINER RAAB, SPAKOVSKY PÉTER & EIKE JULIUS

1. Bevezetés

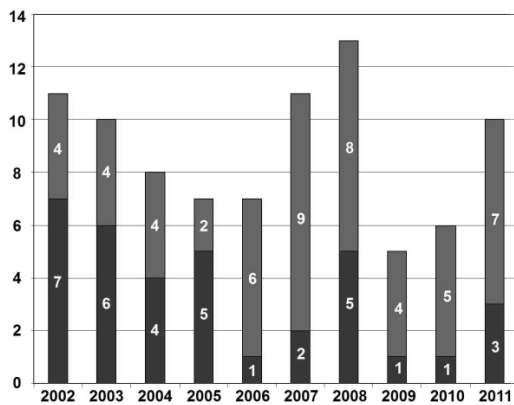
A tűzok (*Otis tarda*) világállománya 44 100 – 57 000 egyedre becsült (ALONSO & PALACÍN, 2010). Sérülékeny faj, eurázsiai elterjedési területén mindenhol védett, ennek ellenére állománya csökken (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2012). Spanyolországban a kifejtett, röpképes egyedeket legnagyobb mértékben az elektromos légvezetékekkel való ütközés veszélyezteti, a második életévben járó fiatalok 55%-a ennek következtében pusztul el, és a felnőtt egyedeknél is ez a fő mortalitási ok (MARTÍN *et al.*, 2007). Hasonló jelentőséggel számolnak be tűzokok légvezetékekkel történő ütközéséről elterjedési területének más részéről is (Ausztria: REITER, 2000; Magyarország: BANKOVICS, 2005; Németország: SCHWANDNER & LANGGEMACH, 2011; Ukrajna: Ukraine Report on the Great Bustard MoU and Action Plan).

2. A nyugat-pannon tűzokállomány monitorozása

A tűzokok és élőhelyük monitorozása 2002-től intenzívvé vált a térségben (SPAKOVSKY, 2009), ennek eredménye kimutatta, hogy a nyugat-pannon tűzokállomány mára teljesen elszigetelődött, feldarabolódott, élőhelye fragmentálttá vált (SPAKOVSKY *et al.*, 2012; az élőhely részletes leírása: RAAB *et al.*, 2010). Elsősorban a hathatós agrár-környezetgazdálkodási intézkedéseknek köszönhetően ez az állomány az utóbbi években gyarapszik (RAAB *et al.*, 2010), jelenleg kb. 450 egyedre tehető. Az élőhelyre alapvetően a markáns antropogén hatás a jellemző, melynek egyik eleme a sűrű elektromos légvezeték-hálózat (SPAKOVSKY *et al.*, 2011).

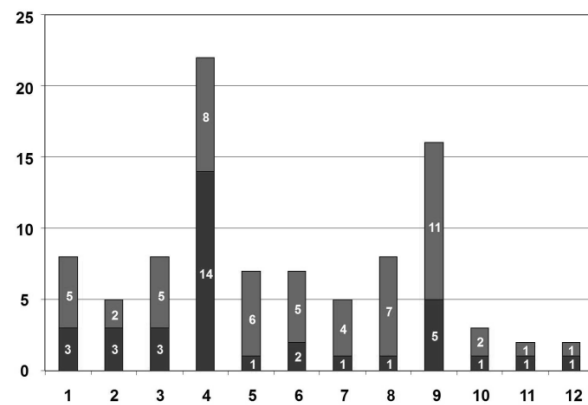
3. Légvezetékek hatása a tűzokokra

Az elektromos légvezetékek tűzokokra gyakorolt hatására kettősség jellemző. Egyfelől a közvetlen veszélyeztetés, melyről a talált tűzoktetemek vizsgálata alapján kijelenthető, hogy a légvezetékekkel történő ütközés az egyik legjelentősebb pusztulási ok a mi térségünkben is (1. és 2. ábra). Másfelől a zavarás és az annak következtében jelentkező élőhelyromlás. Ezt úgy sikerült igazolni, hogy megvizsgáltuk a légvezetékek hatását a tűzokok repülésére, és kimutattuk, hogy felszálláskor a tűzokok figyelembe veszik a közelben lévő légvezetéseket, minél közelebb vannak ahhoz, annál inkább attól távolodva repülnek fel (3. ábra) (RAAB *et al.*, 2011).



1. ábra – Az elpusztult, röpképes fejlettségű tűzok egyedek számának évenkénti alakulása 2002. június és 2012. május között. Adott év az év júniusa és az azt követő május között értendő (sötét: tűzokpusztulás légvezetékekkel történő ütközés következtében; világos: tűzokpusztulás egyéb okok miatt)

Fig. 1. – Yearly distribution of the dead, fully grown (i. e. immature and adult) Great Bustard recoveries between June 2002 and May 2012. A year is from given year's June till next May (dark: power line collision casualties; light: perishing by other reasons)



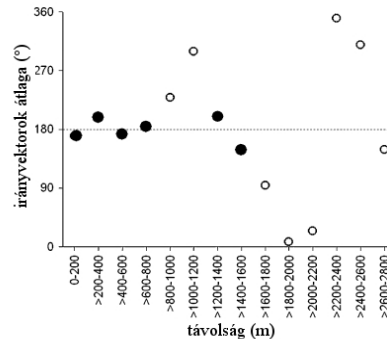
2. ábra – 2002. június és 2012. november között elpusztultva talált röpképes fejlettségű tűzokok számának havi eloszlása (sötét: tűzokpusztulás légvezetékekkel történő ütközés következtében; világos: tűzokpusztulás egyéb okok miatt)

Fig. 2. – Monthly distribution of the dead, fully grown (i. e. immature and adult) Great Bustard recoveries between June 2002 and November 2012 (dark: power line collision casualties, light: perishing by other reasons)

4. Korábbi tűzokvédelmi LIFE projektek

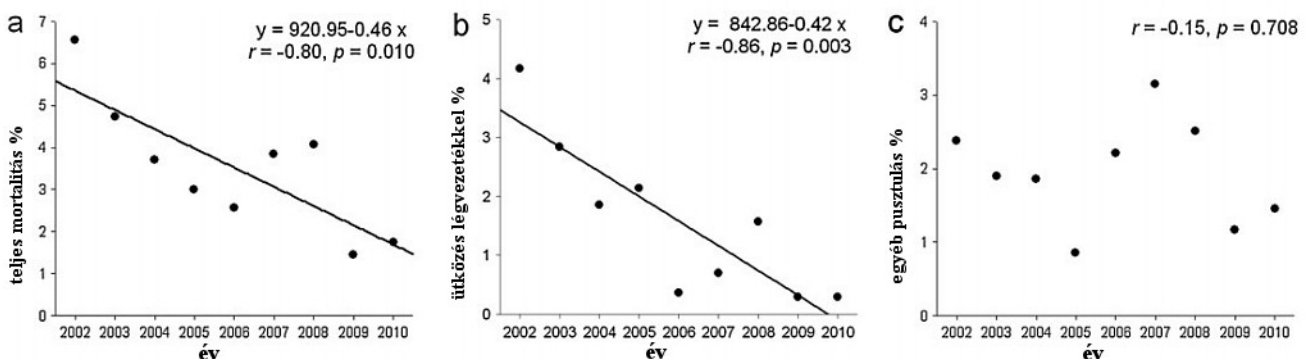
A nyugat-pannon térségben Ausztriában, Magyarországon és Szlovákiában is zajlott tűzokvédelmi projekt az Európai Unió LIFE alapjának támogatásával, ezek közül az első két ország projektjei célozták a vezetékkel történő ütközés mérséklését (LIFE05NAT/A/000077 – www.grosstrappe.at; LIFE04NAT/HU/000109 – www.tuzok.hu). 2002 előtt 10,6 km nagyfeszültségű vezeték volt mindössze madáreltérítő eszközzel, 2011-re a projekteknek és a Magyar Villamosenergia-ipari Átviteli Rendszerirányító ZRt. (MAVIR ZRt.) önkéntes vállalásának köszönhetően 86,7 km-re nőtt ez a hossz, illetve 3 km hosszúságban közepfeszültségű

vezetékét is megjelöltek. Ausztriában a 380 kV-os vezetésekre fekete és fehér gömböket kettesével, illetve négyzet alakú, szintén fekete és fehér színű lapokat váltakozva, a 220 kV-os vezetésekre szintén gömböket, de váltakozva, a 110 kV-os vezetésekre pedig hosszúkás lapokat (ugyancsak váltakozva fekete és fehér színben) szereltek fel. Magyarországon fényviszaverő, forgó korongokat, illetve fluoreszkáló, lengő korongokat használtak nagyfeszültségű vezetékek megjelölésére, de a közepfeszültségű vezetésekre is a forgó, fényviszaverő korong került. Ezen felül 43,1 km-nyi 20 kV-os vezetékét váltották ki földkábelrel Ausztriában. Így 2011-re 313,4 km-re csökkent a légvezetékek hossza (107,3 km nagyfeszültségű, amiből 86,7 km jelölt, illetve 206,1 km közepfeszültségű) a vizsgálati területen, melyet 2002 óta szisztematikusan monitorozunk.



3. ábra – Tűzokok felrepülésének a legközelebbi légvezetékhez viszonyított irányának változása a légvezetektől mért távolság függvényében. 180° = a légvezetékkel ellentétes repülési irány. A véletlen eloszlástól szignifikánsan eltérő repülési irányokat a teli kör jelzi ($P < 0,01$; Rayleigh's Uniformity Test) (RAAB *et al.*, 2010)

Fig. 3. – Mean flight directions of Great Bustards after take-off at different distances to power lines. Flight directions described by an angle of 180° point directly away from power lines. Significant deviations from a random distribution of flight directions are indicated by filled circles ($P < 0,01$; Rayleigh's Uniformity Test). (RAAB *et al.*, 2010)



4. ábra – A nyugat-pannon tűzokpopuláció 2002 és 2011 közt tapasztalt teljes (a), vezetékekkel történő ütközés miatti (b) és egyéb okok miatti (c) mortalitási rátája. (RAAB *et al.*, 2012)

Fig. 4. – Change of (a) total mortality rate, (b) mortality caused by power line collisions and (c) other casualties of West-Pannonian bustards between 2002 and 2011. (RAAB *et al.*, 2012)

5. Eredmények

2002. június és 2011. május között összesen 78 tűzoktetem került elő, közülük 32 (41%) pusztult el légvezetékkel való ütközés következtében. Ezen időszak alatt az éves mortalitási ráta szignifikánsan csökkent (4/a. ábra), mely elsősorban a vezetékkel történő ütközések csökkenéséből adódik (4/b. ábra), miközben az egyéb okok miatti mortalitási ráta nem változott (4/c. ábra). Az ütközések miatti pusztulások éves mortalitási rátájának csökkenése szignifikánsan korrelált a földkábelezés terjedésével és a jelölt vezetékek hosszának növekedésével (Spearman rank correlation: $r_s = -0.84$, $p = 0,005$, ill. $r_s = 0,76$, $P = 0,017$). Modellszámítások azt mutatták, hogy a földkábelezésnek a vezetékjelöléshez képest nagyobb a hatása a mortalitási ráta csökkenésében (RAAB *et al.*, 2012.)

6. Új LIFE+ projekt

Az ütközéses tűzokbalesetek terén elért sikereket látva Ausztriában a LIFE projekt folytatása mellett döntöttek. 2010. október és 2015. december közt zajlik az új LIFE+ projekt (LIFE09 NAT/AT/000225), 4 508 481 € összköltségvetéssel, melynek 75%-át az Európai Unió állja. Címe: *A tűzokok határon átnyúló védelme Ausztriában – folytatás* (LIFE09 NAT/AT/000225), a fő kedvezményezett az Osztrák Tűzokvédelmi Társaság (ÖGG – Österreichische Gesellschaft Großtrappenschutz). Együttműködő partnerei a burgenlandi és az alsó-ausztriai kormányzat, ezen tartományok áramátvivő hálózataiért felelős cégek és a Neusiedler See – Seewinkel Nemzeti Park, társfinanszírozó pedig a Mező-, Erdő-, Környezet- és Vízgazdasági Szövetségi Minisztérium.

Immár négy projekterületen folytatódnak a sikeres akciók, és továbbra is fenntartják az együttműködést a szomszédos országok tűzokvédőivel. 33,1 km hosszan végeznek földkábelezést (25,6 km a Morvamezőn, 2,0 km a Hanságban, 5,5 km a Parndorfi-sík – Heideboden területen), és 3,6 km-nyi 110 kV-os nagyfeszültségű vezetékét jelölnék meg madáreltérítőkkal Sandboden és Praterterrasse

túzokélelőhelyen (<http://grosstrappe.at>). Reméljük az új LIFE+ projektnek köszönhetően a nyugat-pannon tűzokpopuláció élőhelye még biztonságosabbá válik.

7. Összefoglalás

A tűzok elterjedési területének majdnem minden részén a légvezetékekkel történő ütközés az egyik legjelentősebb antropogén eredetű mortalitási tényező a röpképes korú egyedekre nézve. A nyugat-pannon élőhelyen 2002 óta intenzív monitorozás zajlik, melynek során a légvezetékek tűzokokra gyakorolt hatását is vizsgáltuk. Ebben kettősség mutatkozik: repülési irány elemzése alapján kimutatható, hogy a tűzokok tartanak a légvezetékektől, ennek ellenére ebben a régióban is gyakran ütköznek azoknak. Ezen veszély mérséklésére Ausztriában és Nyugat-Magyarországon LIFE projektek keretében összesen 43,1 km hosszan váltottak ki légvezetékét földkábelrel, és 79,1 km hosszan jelölték meg vezetékeket különböző madáreltérítő eszközökkel. Vizsgálataink kimutatták, hogy ezeknek köszönhetően jelentősen csökkent a tűzokok mortalitási rátája, főleg a földkábelezés hatására. A sikeres védelmet folytatva Ausztriában 2010 és 2015 között új LIFE+ projektben további kb. 33,1 km földkábelezés és 3,6 km vezetékjelölés történik.

8. Summary

In almost every habitat of the Great Bustard collision with aerial cables is one of the most significant anthropogenic cause of mortality in the case of individuals able to fly. In the West-Pannonian habitat intensive monitoring has been conducted since 2002 in the course of which the effect of aerial cables for Great Bustards has been investigated as well. There is a duality here: based on the analysis of the flight direction it is obvious that the Great Bustards are afraid of the aerial cables, they nevertheless collide with those frequently in the region. To reduce this danger aerial cables have been replaced by earth cables on a total length of 43.1 km in Austria and Hungary within a LIFE+ project and on 79.1 km cables were tagged with various deflecting devices. Our investigations have shown that due to these actions the mortality rate of Great Bustards dropped significantly, primarily due to the earth cables. As a continuation of the successful measures further 33.1 km of cables are placed under the earth and 3.6 km of cables are tagged in Austria within a new LIFE+ project between 2010 and 2015.

9. Irodalom

- ALONSO, J. C. & PALACÍN, C. (2010): The world status and population trends of the Great Bustard (*Otis tarda*): 2010 update. *Chinese Birds*, 1(2): 141–147.
- BANKOVICS, A. (2005): A general overview of the threats of Hungarian Great Bustards (*Otis tarda*). *Aquila*, 112: 135–142.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2012): *Otis tarda*. In: The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1.
- MARTÍN, C. A., ALONSO, J. C., ALONSO, J. A., PALACÍN, C., MAGAÑA, M. & MARTÍN, B. (2007): Sex-biased juvenile survival in a bird with extreme size dimorphism, the Great Bustard *Otis tarda*. *Journal of Avian Biology*, 38(3): 335–346.
- RAAB, R., KOLLAR, H. P., WINKLER, H., FARAGÓ, S., SPAKOVSKY, P., CHAVKO, J., MADERIČ, B., ŠKORPIKOVÁ, V., PATAK, E., WURM, H., JULIUS, E., RAAB S. & SCHÜTZ C. (2010): Die Bestandsentwicklung der westpannonischen Population der Großtrappe, *Otis tarda* Linnaeus 1758, von 1900 bis zum Winter 2008/2009. *Egretta*, 51: 74–99.
- RAAB, R., SPAKOVSKY, P., JULIUS, E., SCHÜTZ, C. & SCHULZE, C. H. (2011): Effects of power lines on flight behaviour of the West-Pannonian Great Bustard *Otis tarda* population. *Bird Conservation International*, 21(2): 142–155.
- RAAB, R., SCHÜTZ, C., SPAKOVSKY, P., JULIUS, E. & SCHULZE, C. H. (2012): Underground cabling and marking of power lines: conservation measures rapidly reduced mortality of West-Pannonian Great Bustards *Otis tarda*. *Bird Conservation International*, 22(3): 299–306.
- REITER, A. S. (2000): Großtrappen (*Otis tarda* L.) verunglücken an Stromleitungen im westlichen Weinviertel (Niederösterreich). *Egretta*, 43(1): 37–54.
- SCHWANDNER, J. & LANGGEMACH, T. (2011): Wie viel Lebensraum bleibt der Großtrappe (*Otis tarda*)? Infrastruktur und Lebensraum-potenzial im westlichen Brandenburg. *Berichte zum Vogelschutz*, 47–48: 193–206.
- SPAKOVSKY P. (2009): A tűzok (*Otis tarda*) állományának monitoringja a LIFE programban. *Szélkiáltó*, 14: 21.
- SPAKOVSKY P., PELLINGER A. & BURDA B. (2011): A mosoni tűzok (*Otis tarda*) állomány hosszú távú fenntartásának természet-védelmi problémái. *Ornis Hungarica*, 19(1–2): 133–140.
- SPAKOVSKY P., RAAB, R. & JULIUS, E. (2012): Tűzok (*Otis tarda*) élőhelyek fragmentálódása a Mosoni-síkon. *Szélkiáltó*, 15: 15–16.
- Ukraine Report on the Great Bustard MoU and Action Plan. CMS/GB/MoS3/Inf.6.8 – http://www.cms.int/great-bustard/sites/default/files/document/GB_MoS3_Inf_06_8_National_Report_Ukraine_0.pdf

SPAKOVSKY PÉTER – Nyugat-magyarországi Egyetem – H-9400 Sopron, Ady Endre u. 5. – spakovszky@yahoo.com

DR. RAINER RAAB – Technisches Büro für Biologie – A-2232 Deutsch-Wagram, Quadenstr. 13. – rainer.raab@tbraab.at

EIKE JULIUS – Technisches Büro für Biologie – A-2232 Deutsch-Wagram, Quadenstr. 13. – eike.julius@gmx.de

Eltűnik-e a haris (*Crex crex*) Nyugat-Magyarországról? 2001–2012 közötti állománytrendek és védelmi lehetőségek

Is the Corncrake (*Crex crex*) disappearing from West-Hungary?
Population trends in the period 2001–2012 and possibilities of conservation

TATAI SÁNDOR & GRUBER ÁGNES

1. Bevezetés

A haris (*Crex crex*) az üde és nádasodó láprétek, patakparti és lápi magaskórósok, valamint az alföldi mocsárrétek fészkelője (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008). A kakasok intenzív hangadása alapján viszonylag könnyen becsülhető a revírek száma, ugyanakkor a faj monogám életmódja miatt a fészkelő tojók számáról gyakorlatilag nem rendelkezünk adatokkal. Az *Erdészeti Lapok* 1908. évi 20. számában tették közzé a vadászható fajok 1906. évi terítékadatait, amely szerint harisból 13 617 példányt ejtettek el Magyarország területén. Az 1998–2002. évi adatok alapján 500-1200 revír található a magyarországi élőhelyeken (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004). A fenti szám adatok értelemszerűen nem hasonlíthatók össze közvetlenül. Azonban még ha számításba vesszük például az ország területének jelentős csökkenését, akkor is megdöböntő elképzelni, mekkora állomány lehetett, amiből ekkora terítéket lehetett produkálni.

Vizsgálataink során a nyugat-magyarországi költőállomány nagyságát próbáltuk becsülni, összefüggéseket kerestünk az élőhelyek kezelése és az állománytrendek között, valamint próbáltuk megfogalmazni a védelmi lehetőségeket és a szükséges kutatási célokat.

2. Anyag és módszer

2.1. Vizsgálati terület

A költőállományok becsülését a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság és az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság működési területén található potenciális harisélőhelyeken végeztük.

2.1.1. Hanság

A 18. század végéig Magyarország területén óriási kiterjedésű ingoványos, lápos területek voltak. Ezek napjainkra szinte teljes egészében az ember tájálalakító tevékenységének az áldozatává váltak. Az ország északnyugati sarkában található Hanságot délen a Rábaköz, nyugaton a Fertő-táj, északon a Mosoni-sík, keleten pedig a Szigetköz határolja (TATAI, 2004).

A Hanság két medencéje – a Dél-Hanság és az Észak-Hanság – eredetileg több mint 350 km² területet foglalt el a magyar Kisalföldön. A lápvilág kiterjedése ezen a területen gyakran és erősen változott, mert vizét nemcsak a Hanságba vesző folyók által szállított víz, hanem a még szabályozatlan Duna áradásai idején a lezúduló víztömeg visszaduzzasztása is táplálta. Lecsapolása a 18. században kezdődött el, de számottevő „eredményeket” csak a 19. század második felében sikerült elérni. A vízrendezés az 1950-es években a hírhedt KISZ-táborok tevékenységével fejeződött be. Az állandó vízborítás megszüntetése, a mezőgazdasági művelés, a tőzeg bányászata és spontán oxidációja, illetve az erőtett erdősítés – főleg nemesnyár klónokkal – alapvetően és nagy kiterjedésben változtatta meg a Hanság arculatát (PELLINGER & TAKÁCS, 2006).

A rétgazdálkodás azonban mindig fontos tényezője volt a Hanság tájhasználatának, a kaszálók, legelők napjainkban is jelentős területet foglalnak el a térségben. Ugyanakkor az sem kérdés, hogy a 21. századi mezőgazdasági technika, a nagy teljesítményű kaszálógépekkel, töredéknyi esélyt nyújt csak a rétekhez kötődő állatfajok túlélésére, eredményes szaporodására, mint a csupán néhány évtizede továtűnő kézi kaszálás és szénakészítés.

Észak-Hanság: A legjelentősebb harisélőhely az igazgatóság működési területén. Kb. 1700 ha potenciális harisélőhely található itt a Hanság keleti medencéjében, amely szinte összefüggő gyepterület. Mocsárrétek, láprétek, csatornákkal, fás szegélyekkel, földutakkal tagolva. Az egész terület természetvédelmi oltalom alatt áll, nagyrészt nemzeti parki vagyonkezelésben.

Dél-Hanság: Hasonlóan az Észak-Hansághoz itt is nagyrészt csatornákkal, fás szegélyekkel, földutakkal tagolt mocsár- és láprétek találhatók, összesen kb. 2300 ha potenciális harisélőhely. A Hanság nyugati medencéjében lévő gyepterületek nagyrészt természetvédelmi oltalom alatt és nemzeti parki vagyonkezelésben állnak.

Tóköz: Összesen kb. 1200 ha potenciális harisélőhely található a Tóközben, három nagyobb egységben, Bágyogszóvát, Barbacs, Kóny, Fehértó községek területén, nagyrészt természetvédelmi oltalom alatt és kb. 50%-ban nemzeti parki vagyonkezelésben álló gyepterületek, amelyeket legelőként és kaszálóként kezelnek.

Bősárkányi Öreg-Hany: 82 ha területű mocsárrét az Észak-Hanság és a Dél-Hanság határán, egy aszfaltozott közút által kettészelve. Teljes egészében természetvédelmi oltalom alatt és nemzeti parki vagyonkezelésben áll.

Vitnyéd, Dudás-dűlő: Szövetkezeti tulajdonban lévő, kb. 50 ha méretű, összefüggő, kiszáradóban lévő mocsárrét a Hanság déli peremén, nem áll természetvédelmi oltalom alatt.

2.1.2. Egyéb haris élőhelyek a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság működési területén

Répcse mente: A Répcse mentén, Vasegerszeg és Répcseszemere között hosszan elnyúló, összefüggő gyepterületek, összesen kb. 550 ha potenciális harisélőhely. Nagyrészt védett, de magántulajdonban álló területek, amelyeken rendezetlenek a földhasználati viszonyok.

Soproni-hegység hegylábi kaszálórétjei: Kaszálóként kezelt, összesen kb. 100 ha potenciális harisélőhely, öt kisebb foltban, Ágfalva, Harka és Sopron közigazgatási területén. A terület 75%-a áll természetvédelmi oltalom alatt, 60%-a nemzeti parki vagyonkezelésben van.

Fertő menti kaszálók: Fertőrákos és Hegykő között húzódó, összesen kb. 350 ha mocsár- és láprét. 1-150 ha táblaméretű kaszálók.

2.1.3. Őrség

Az Őrségi Nemzeti Park közel 44 ezer ha-nyi védett területének nagyobb része (67,5%-a) erdő, s csupán 8-9%-a gyeper, illetve parlag és szántó. Az Őrség legalább a honfoglalás óta folyamatosan lakott terület. Az egykor mindenütt jellemző szerves, illetve szórvány településrendszer itt mind a mai napig szinte változatlanul fennmaradt, meghatározva ezzel a táj szerkezetét és a vegetáció összetételét is. A tájszerkezetre az említett településrendszer és az ennek megfelelő övezetesség jellemző. A falvak nagy területet foglalnak el, melyen belül viszonylag kicsi a ténylegesen beépített terület aránya, viszont értékes, fajgazdag kaszálók, kaszáló-gyümölcsösök, láprétek is találhatóak. A települések körül (főleg a dombháton és a patakok, folyók árterületének magasabb térszínein) intenzívebben művelt mezőgazdasági területek húzódnak. Ezeket túl ma szinte kizárólag kaszált rétek és erdők találhatók, melyek területén a korábbi évszázadokban extenzív, szakaszos (váltó-)gazdálkodás is folyt. Ez utóbbi – hosszabb-rövidebb ideig – jóformán a táj egészét érintette. Az előbbieket értelmében a táj alapvető jellegzetessége a mozaikosság, nagy összefüggő, homogén tömbök nincsenek, a településhálózat sűrű (BODONCZI & TÍMÁR, 2000).

A területre a kisparaszti gazdálkodás volt a jellemző, amelynek nyomain a tévesztés ellenére napjainkig is megmaradtak. A szövetkezetek táblásítása, meliorációja a gyepekre is hatással volt. A rendszerváltás után a felszántást elkerülő gyepeket nagyrészt vegyszerezés és trágyázás nélkül kezelték, gyakran nem vagy rendszertelenül kaszálva. A két szomszédos országban – Ausztria és Szlovénia – a gazdálkodás jóval intenzívebbé vált, rendszeresen, évente többször kaszált, trágyázott, vetett fűvű gyepeket találunk. Az Őrségi és vendvidéki részekben egy-egy gazda sok, kisebb (0,3–2 ha) csíkokból álló gyeperet művelt, eltérő időben, eltérő gyakorisággal. Talán napjainkban tűnnek el az utolsó, még kézzel kaszált területek. Az Őrségi agyagos talajoknak és a bő csapadékknak köszönhetően a gyepek jelentős része láprét, amely mind növényzetének, mind rovarvilágának köszönhetően alkalmas harisélőhely. Az eltérő kezelési módok és az eltérő vízellátottság nagyon sokszínű, változatos élőhelymozaikok kialakulását eredményezték.

Egyes revírek az adott év aktuálisan kedvező „állapotú” területein alakultak ki, mások azonban a sok éves felmérések alapján „tradicionális” költőhelynek tekinthetők. Az előfordulások csoportosulása alapján három ilyen „góc” körvonalazható.

Szentgyörgyvölgyi-patak mente: A legrégebbi ismert költőhely a Szentgyörgyvölgyi-patak völgye. A völgyet a Szentgyörgyvölgyi-patak szeli ketté. A patak mentén nedves, üde lápréteket találunk, a falvaktól északra pedig szántóföldek helyezkednek el.

Szalafő: A szerves településszerkezetű Szalafő környékén főként kaszálókat, legelőket találunk, amelyek a helyi gazdálkodók és a nemzeti park kezelésében vannak. Jelentős azonban a késői kaszálású (egy-egy terület esetében több éven keresztül csak augusztusi), sok aranyvesszővel borított gyepek, nem rendszeresen kezelt foltok aránya. A bokrosodó, sásosodó, nehezen kaszálható területrészek gyakran kezeletlenül maradnak, alkalmas költőhelyé válva.

Kondorfai erdőszház környéke: Az utóbbi évek „legnépszerűbb” haris költőhelye lett a kondorfai-csörötneki község határon fekvő parlagszántó területe. Ez az összefüggő, 58 ha-os egykori szántó már 2002-ben is műveletlen volt. Időnként – nem is minden évben – szárazzással „letakarították”, így alakult ki rajta a jelenlegi vegetáció sok aranyvesszővel, magaskórósok fajával. Részben helyi gazdáknál, nagyobb része már a nemzeti park kezelésében van.

2.2. Módszer

A munkát a két nemzeti park igazgatóság területén elkülönülten végeztük. A kisebb módszertani különbségekre és az egyes területek sajátosságaira ebben a fejezetben és az eredmények értékelése során is részletesen kitérünk. A haris főként éjszakai aktivitású, a revírfoglalás és a násztevékenység szinte kizárólag éjszaka történik. Poligám faj, a revírfoglalásra pedig jellemző az aggregáció, fontos a hímek közti hangkontaktus (TATAI, 2009). Fentieknek megfelelően a költőállomány becslését a hímek hangadása alapján végeztük az éjszakai órákban. A poligámia és a rejtett életmód miatt a felmérésekből csak a revír tartó hímek számát tudjuk becsülni, a fészkelő tojók számáról nem rendelkezünk adatokkal. Az állományfelmérés a haris esetében is több célt szolgál, de mindenképpen a védelmi munka alapját képezi. A hosszú távú állományadatokat összevetve egyéb változókkal (időjárási- és csapadékviszonyok, a potenciális élőhelyeken alkalmazott agrotechnikai módszerek és termesztett növénykultúrák) hasznos ismereteket nyerhetünk a faj élőhelypreferenciájáról, ökológiai igényeiről. A költési időszak első felében történő revírtérképezések pedig az egyes fészkelőhelyek megóvásához nélkülözhetetlenek (TATAI, 2009).

Az állományfelmérést az Őrségben a nemzeti park megalakulása, vagyis 2002 óta igyekszünk elvégezni. A felmérés évről évre ugyanazzal a módszerrel, de sajnos nem mindig ugyanazt a területet lefedve történt. Ez az adatok értelmezésénél, értékelésénél nehezítő tényező. Tekintettel arra azonban, hogy a legfontosabb élőhelyek mindig ellenőrzésre kerültek, a felmért területek különbözőségének ellenére az eredmények között bemutatott trend fő irányait, csúcseit tekintve egy hozzávetőleges képet kaphatunk. Az állományfelmérést mindig június 10. utáni időszakban végeztük, a költőállományra koncentrálva.

A Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság területén 2001-ben kezdtük a rendszeres állományfelmérést. A legfontosabb élőhelynek tekinthető Hanságban minden évben elvégeztük a felmérést az összes potenciális élőhelyre kiterjedően, a többi területről – a felmérő kapacitás korlátozottsága miatt – nincsenek minden évből adataink. A felméréseket már május második felében megkezdjük annak érdekében, hogy a revírek elfoglalásának folyamatáról is minél több információt szerezzünk.

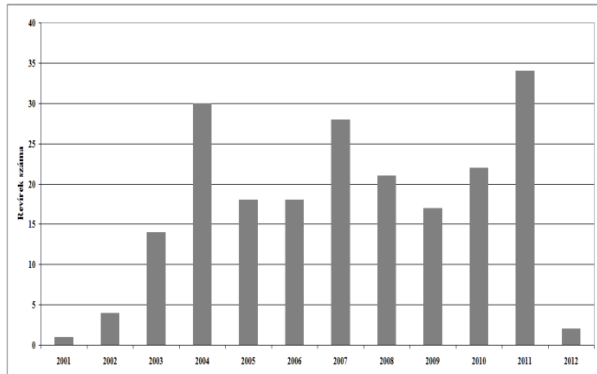
3. Eredmények

3.1. A hansági állomány alakulása

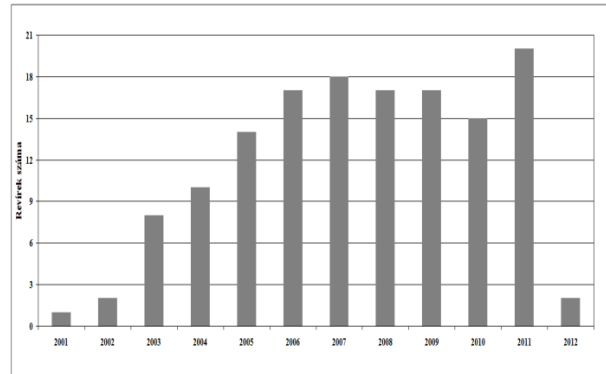
A vizsgálati területen nem tapasztaltuk a faj költését gabonában vagy más növénykultúrákban, így a fészkelőhelyek a jelentősebb gyepterületekhez igazodva, nem összefüggően, hanem több kisebb-nagyobb mozaikban helyezkednek el. Ezeket a területeket külön értékeljük, mivel kiterjedésük, kezelésük jelentősen eltérő, ennek folyamán fontosságuk is különböző mértékű. Ugyanakkor a különböző időjárási, vízjárású és kezelési körülményektől függően a fészkelőállomány évenként vagy akár egy éven belül is mozoghat a mozaikok között, így a hansági fészkelőállomány alakulását egyben is érdemes követni. Ezeket az összesített hansági adatokat szemlélteti az 1. ábra.

Észak-Hanság: A területet jelentős részét a haris ökológiai igényeihez alkalmazkodó (szükség szerint késői) kaszálással kezelik, ennek is köszönhetően ma a legjelentősebb hansági harisélőhely. A változatos hidrológiai viszonyokat mutató, rekettyefoltokkal tarkított mocsár- és lápréteken viszonylag stabil fészkelőállomány található.

Dél-Hanság: A több száz hektáros összefüggő gyepterületeket kaszálással és legeltetéssel kezelik. A legelőkön rendszertelenül és nagyon ritkán fordul elő harisfészkelés, de több évben is volt már néhány revír ezeken a területeken. A kaszálókat itt is hasonlóan kezelik, mint az Észak-Hanságban, ennek ellenére rendszertelenül és kis számban alakulnak csak ki revírek, aminek okát egyelőre nem ismerjük.



1. ábra – Harisrevírek a Hanságban
Fig. 1. – Corncrake territories in the Hanság

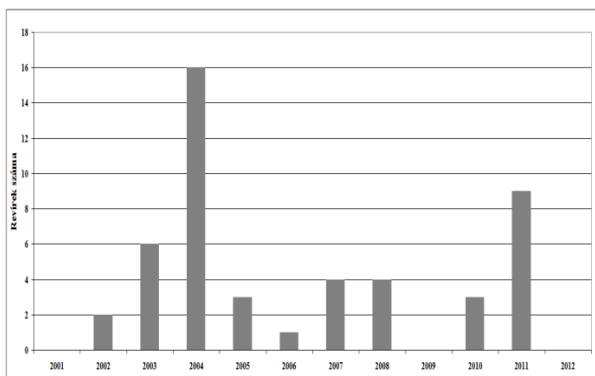


2. ábra – Harisrevírek az Észak-Hanságban
Fig. 2. – Corncrake territories in the Northern Hanság

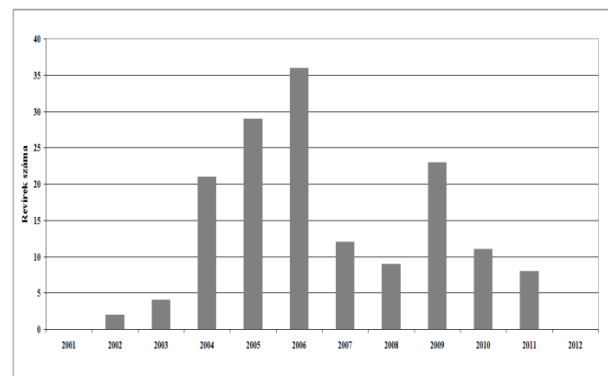
Tököz: A több kisebb mozaikban található mocsár- és láprétek csak kisebb jelentőségű harisélőhelynek bizonyultak. A vizsgálati időszak során csupán három évben fordult elő harisköltés, két alkalommal két-két revírt, egy évben pedig egy revírt találtunk.

Bősárányi Öreg-Hany: A haris ökológiai igényeihez igazodóan kezelt kaszáló. Valószínűleg a többi területtől való viszonylagos elszigeteltsége miatt csak kisebb jelentőségű harisélőhely. A vizsgálati időszak során csupán három évben fordult elő harisköltés, két alkalommal egy revírt, egy évben pedig két revírt találtunk.

Vitnyéd, Dudás-dűlő: Elszigetelten lévő gyepterület, amelyet kaszálóként kezelnek, egyes években már nagyon korán, a harisrevírek kialakulás előtt, május végén kaszálják. A vizsgálati időszaknak csak hat évéből van adatunk a területről, amelyből három évben volt harisköltés. Ezekben az években hat, három, illetve két revírt regisztráltunk. Látható tehát, hogy elszigeteltsége és viszonylag kis kiterjedése ellenére, jó években számottevő harisállományak otthont adó terület.



3. ábra – Harisrevírek a Dél-Hanságban
Fig. 3. – Corncrake territories in the Southern Hanság



4. ábra – Harisrevírek az Őrségben
Fig. 4. – Corncrake territories in the Őrség

3.2. További területek állományadatai a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság működési területén

Répcse mente: Száraz években a terület jelentős részét már májusban lekaszálják, ellehetetlenítve ezzel a harisrevírek kialakulását. A vizsgálati időszaknak csak három évéből van adatunk a területről. Ezekben az években 14, kilenc, illetve három revírt regisztráltunk. A Répcse mente nagy jelentőségű potenciális harisélőhely, de a faj hatékony védelméhez elengedhetetlen a földhasználati viszonyok rendezése és a haris ökológiai igényeihez alkalmazkodó rétgazdálkodási gyakorlat elérése.

Soproni-hegység hegylábi kaszálórétjei: A vizsgálati időszaknak csak négy évéből van adatunk a területről, amelyből három évben volt harisköltés. Ezekben az években 15, hét, illetve három revírt regisztráltunk. Látható tehát, hogy jó években komoly harisállományak otthont adó terület (UDVARDY FERENC *pers. comm.*).

Fertő menti kaszálók: Szinte minden tavasszal megjelenik egy-két madár, de csak egy esetben volt valószínűsíthető költés. Őszi vonulásban négy előfordulása ismert a területről (MOGYORÓSI SÁNDOR *pers. comm.*).

3.3. Az őrségi állomány alakulása

Szentgyörgyvölgyi-patak mente: 2002–2005-ben az állattartás már nagymértékben visszaszorult ezen a területen. Mind a kaszálókat, mind a szántóföldeket felhagyták, s parlagok – aranyvesszős, magaskórós, bokrokkal tűzdelt területek – alakultak ki. Ezek megfelelő költőhelyet jelentettek a harisok számára, amelyet az állomány 2004–2006 közötti „virágzása” is mutat: kilenc, tíz és hét pár. Ezt követően azonban jelentős változás történt a területkezelésekben, s ez a harispopuláció szintés teljes eltűnését vonta maga után.

Megjelent egy nagy (osztrák) gazdálkodó, aki felvásárolta a földeket, a kisparaszti gazdálkodás szinte teljesen eltűnt. Aki mégis megtartotta a gyepeket, rendszertelenül, nem a szénáért kaszálta, hanem csak a „letakarítás”, a kezeletlenség miatti büntetés elkerülése érdekében. Ez gyakran a hagyományostól eltérő, júniusi, júliusi, vagyis költési időben történő kaszálást eredményezett. Mind a szántóföldi, mind a gyepeggazdálkodás (akár háromszori kaszálás, legeltetés) egyre intenzívebbé vált, amit az agrártámogatások is tovább ösztönöztek.

A nemzeti park kezelésében lévő, ám szintén évente egyszer kaszált területeket igyekeztünk fennhagyni a költés kezdetéig, s gyakran ezek maradtak az egyedüli kaszálatlan részek, de mégsem bizonyultak kellően csábítóknak. Feltételezésünk szerint az évenkénti kaszálással kialakult vegetáció itt kevésbé megfelelő a haris számára, mint az egy-két évre fennhagyott parlag.

Szalafő: A legállandóbb költőhelynek bizonyult az elmúlt tíz évben a szalafői terület, ahol a vizsgált időszakban nem volt jelentős változás az élőhelyek kezelésében, amit a harispopuláció hozzávetőleges stabilitása is igazol. A költőpárok száma 0 és 12 között változott a különböző években, sok más befolyásoló tényező (időjárás, táplálékkészlet, teelés, jelentősebb költőhelyek elfoglaltsága) hatására, de az őrségi állományok mindig jelentős százalékát találhattuk itt.

Kondorfai erdészház környéke: A szentgyörgyvölgyi helyzethez hasonlóan itt szintén veszélyeztető tényezőként jelentkezik a nem hagyományos, a költési időben történő kaszálás, illetve az egykori szántók újbóli felszántása. Jelenleg ez az Őrség legstabilabb haris-költőhelye.

	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Szentgyörgyvölgy	1	2	9	10	7	2	0	0	1	1	0
Szalafő	1	0	0	8	12	3	6	8	5	1	0
Kondorfa	0	0	0	0	0	0	1	1	4	4	0
egyéb revírek	0	2	12	11	17	7	2	14	1	2	0
összesen	2	4	21	29	36	12	9	23	11	8	0

1. táblázat – A revírek megoszlása az őrségi harisélőhelyeken
Tab. 1. – Distribution of territories in Corncrake habitats of the Őrség

A vizsgálati időszakban keletkezett, összesített őrségi adatokat az 1. táblázat mutatja be. A 2002–2012 közötti időszakban folytatott haris állományfelmérések és élőhelyvizsgálatok eredményeiből azt a következtetést vonhatjuk le az Őrségben, hogy a területek kezelése jelentős és hosszú távú hatással van a madarak költőhelyválasztására. Itt azok a területek bizonyultak leginkább alkalmasnak a madárfaj költésére, amelyek pár éve kezeletlenek, vagy csak nagyon későn (augusztusban) kaszáltak, kisebb bokrokkal, magaskórós, sásos, csalános, gyomos élőhelyfoltokkal tarkítottak. Ennek ellenére a 2010–2011-es években végzett vizsgálatok során, melyek az élőhelyek vegetációját vették célba, nem sikerült az összefüggést kimutatni a növényzet szerkezeté, összetételé és a haris élőhelyválasztása között (NÉMETH, 2012). A legeltetett területekről teljesen eltűntek a madarak, a rendszeresen kaszált részekben pedig az adott év csapadékviszonyaitól, vegetációméretétől és egyéb tényezőktől erősen függően esetleges volt a megjelenésük.

4. Gyakorlati védelmi tevékenységek

Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság: A felderített revíreknél 1-3 ha-os védőzóna fennhagyását szervezzük meg, részben hatósági korlátozással. Emellett rendkívül fontos a gazdákkal való egyeztetés, a fennhagyott részért csereterület vagy azonos mennyiségű szénabála biztosítása annak érdekében, hogy a gazdálkodónak ne keletkezzen kára abból, ha a területen költ a haris. A földhivatal, a növényvédelmi igazgatóságot, valamint a gazdálkodót értesíteni kell, hogy az esetleges MVH ellenőrzés esetén ne kerüljön sor elmarasztalásra. A gazdálkodók körében hatékony módszer lehet a természetbarát kaszálási módszerek népszerűsítése. Nemzeti parki kezelésben lévő területeken kaszálatlanul kell hagyni a faj által leginkább és rendszeresen használt élőhelyeket.

Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság: A helyi költőállomány eredményes védelméhez elengedhetetlen a revíreknek a lehető legkorábbi időpontban történő pontos feltérképezése. A saját kezelésű területeken a revírek körül kb. 100 m sugarú körben kaszálatlanul kell hagyni a gyepeket legalább augusztus közepéig. A nem nemzeti parki használatban lévő területeken 1-3 ha méretű védőzóna kaszálatlanul hagyását kell elérni hatósági korlátozással, illetve kompenzációval.

5. Tervezett védelmi és kutatási tevékenységek

Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság: A harisállomány hosszú távú védelmi lehetőségeinek kidolgozására monitoring vizsgálatok szükségesek egyes kijelölt kísérleti területeken. Ezeknek a minimum egy évig kaszálatlanul hagyandó területeken és a parlagokon érintetlenül maradó helyeket kell kialakítani a korábbi használati módok helyreállítása érdekében. A kondorfai parlagokon vetéscsúszó alkalmazása – művelt és parlagon hagyott területek mozaikjának kialakítása – szükséges, fontos kérdés a megfelelő területnagyság meghatározása. Telemetriás területhasználat-vizsgálatokat kell elindítani a haris élőhelyhasználatának feltérképezésére. Vizsgálni kell a területkezelések és az állomány alakulásának összefüggéseit.

Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság: GPS jeladós vizsgálatok szükségesek a revírek méretének, a faj élőhelyhasználatának meghatározásához, a tájegységeken belüli és az azokon túli mozgások egy költési időszakon belüli feltérképezésére, a vonulás és a revírfoglalás folyamatának további megismerésére. Kiemelten fontos a területkezelések és az állományalakulások összefüggésének dokumentálása és vizsgálata, ennek eredményei alapján a fajnak megfelelő élőhely-kezelési mód további finomítására.

6. Összefoglalás

A haris a nedves, magas fűvű kaszálók jellegzetesen éjszakai aktivitású fészkelő madárfaja. A gyepek általános kiszáradása és a modern, az élővilág számára kedvezőtlen agrotechnikai módszerek térnyerése nagyon kedvezőtlenül hat a költőállományaira, napjainkban a faj már globálisan veszélyeztetett. A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság és az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság működési területén 2001, illetve 2002 óta folyik szervezett harisállomány felmérés és védelmi tevékenység. A költőállomány mindkét területen a legjobb években is maximum 30-40 párba tehető. A harisok rejtett életmódja, soktényezős és még nem eléggé ismert élőhelyválasztási stratégiája,

kis egyedszámú, gyakorlatilag perempopulációs előfordulása jelentősen megnehezíti a címben feltett kérdés megválaszolását és a helyes védelmi tevékenységek, megoldások kidolgozását. Információink sokrétűbbé válása, a kutatás specializációja reményeink szerint hamarosan megkönnyíti e feladatot.

7. Summary

The Corncrake is nesting in wet meadows or grasslands, active during the nights. The common desiccation of grasslands and the modern machines used in agriculture both affect the population very negatively. Nowadays the species is classified as *near threatened*. The Fertő–Hanság National Park Directorate and the Órségi National Park Directorate monitor the Corncrake population on its areas of operation and do organized conservation activities since 2001 and 2002. The nesting population in both areas has a maximum of 30-40 pairs in the best years. The hidden lifestyle of the Corncrake, the multifactorial and not yet well known strategy of its habitat selection, the small number of individuals and the practically marginal occurrence makes it difficult to answer the question posed in the title and to develop the appropriate conservation actions and solutions. With the diversification of available information and with the specialized researches hopefully the answer can be found.

8. Köszönetnyilvánítás

Köszönetünket fejezzük ki minden madarász barátunknak, akik részt vettek a terepi adatgyűjtés fáradtságos és szúnyogoktól is hangos munkájában. Kiemelt köszönettel tartozunk Mogyorósi Sándornak, Sipos Tibornak és Udvardy Ferencnek saját adataik átadásáért, valamint Pellingner Attilának és Szentirmai Istvánnak a cikk megírása során nyújtott aktív segítségükért.

9. Irodalom

BODONCZI L. & TÍMÁR G. (2000): A terület zónabeosztása. In: **BARTHA D.** (szerk.): A tervezett Órség–Rába Nemzeti Parkot megalapozó botanikai–zoológiai kutatások VII.

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge. /BirdLife Conservation Series, 12./

MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008): Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.

NÉMETH T. M. (2012): A haris (*Crex crex* Linnaeus, 1758) habitatválasztása az Órségi Nemzeti Park területén. Diplomamunka. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, Sopron.

PELLINGER A. & TAKÁCS G. (2006): Nyirkai-Hany vizes élőhelyrekonstrukció. Fertő–Hanság Nemzeti Park, Sarród.

TATAI S. (2004): A Hansági Ornitológiai és Természetvédelmi Kutatótábor 1977–2001 közötti vonulás-kutatási eredményeinek értékelése. Szakdolgozat. Nyugat-magyarországi Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, Sopron.

TATAI S. (2009): A haris (*Crex crex*) védelme Győr-Moson-Sopron megyében. Szélkiáltó, 14: 25.

TATAI SÁNDOR – Fertő–Hanság Nemzeti Park – H-9435 Sarród, Rév, Kócsagvár – tataisanyi2@gmail.com

GRUBER ÁGNES – Órségi Nemzeti Park – H- 9941 Őriszentpéter, Siskaszer 26/A – gruber7@gmail.com

Anser-fajok vonulásdinamikája a Kelet-Kisalföld térségében 2001–2012 között

Migration dynamics of *Anser* species in the eastern part of the Small Hungarian Plain from 2001 to 2012

BÁTKY GELLÉRT, MUSICZ LÁSZLÓ & CSONKA PÉTER

1. Bevezetés

A Kisalföld keleti részében az Által-ér deltavidéke hajdan nyüzsgő vízi élet színtere volt. Tatától északra eső területein egészen a Dunáig hatalmas mocsárvilág húzódott. A mintegy 3500 holdnyi tatai mocsarak több évtizeden át tartó lecsapolását 1747-ben kezdték meg. A 18. század végére tehát nagymértékben megváltozott a vidék arculata (FÉNYES, 1848). A mai napig a Kelet-Kisalföld vizekben leggazdagabb része a Tatai-medence, amely mintegy 1000 ha-nyi víztározót, halastavat foglal magába. A Tatai-medence főbb vizes élőhelyein, illetve a Dunán már évtizedek óta végzünk vízimadar-, illetve vadlúdmonitoringot (MUSICZ, 1997; MUSICZ & CSONKA, 2007; BÁTKY & CSONKA, 2013). Jelen munkában kifejezetten az *Anser*-fajok 21. századi vonulásdinamikáját vizsgáltuk a Kelet-Kisalföld térségében.

2. Anyag és módszer

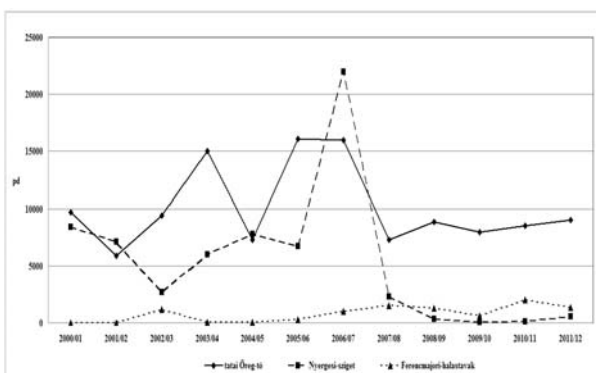
A szervezett vadlúdmonitoring minden hónap 15-éhez közelebb eső hétvégén történik. A területen gyakori és rendszeresen előforduló *Anser*-fajok állománydinamikája szempontjából ez a havonkénti felmérés elégnék tűnik, habár gyakoribb adatgyűjtéssel pontosabb képet kaphatnánk. A vizsgálatunk szempontjából viszont a havi egyszeri felméréssel is jól kimutatható a területek jelentősége. A megfigyeléseket a délelőtti órákban, napfelkeltevel kezdtük, hogy az éjszaka a vízben megpihenő madarakat számba vegyük. Az egyedszám megállapítása lehetőség szerint számlálással történt. A becslést, amikor csak lehetett, kerültük.

A kelet-kisalföldi térségben nyolc területen figyeltünk meg éjszakázó vadludakat. Rendszeresen és nagyobb egyedszámban a tatai Öreg-tavon, a naszályi Ferencmajori-halastavakon és a dunai Nyergesi-sziget melletti zátonyon éjszakáznak a vadludak csapatai. A tatai Asszony-tavon, a tatai Réti-halastavakon, a mocsai Boldogasszony-tavon és a Duna almásfüzitői, illetve süttői zátonyán csak rendszertelenül, illetve kisebb egyedszámban fordultak elő *Anser*-fajok egyedei, ezért ezen területeket nem vettük figyelembe az eredmények bemutatása során.

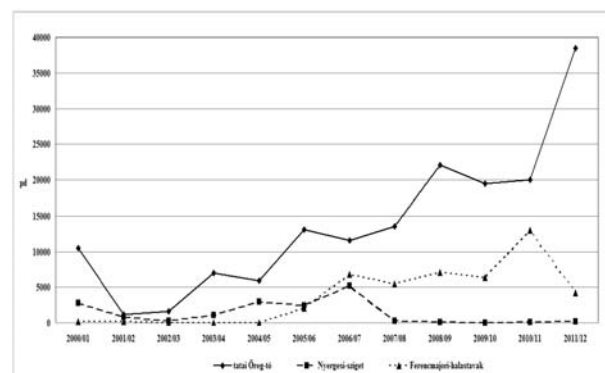
3. Eredmények

3.1. Vetési lúd (*Anser fabalis*)

A vetési lúd a Dunántúl jellemző lúdfaja, azon belül is kiemelkedik a tatai Öreg-tó, mint a vetési ludak pihenőhelye. Az 1990-es években rendszeresen 20 000 egyed fölötti mennyiségek is előfordultak a tavon. Sajnos a telelőállomány folyamatos csökkenése miatt az Öreg-tavon is csökkent az állománya. Az utóbbi években rendszerint nem haladja meg a 10 000 példányt. 2007/2008 teléig a vetési lúd volt a jellemző és tömegfaj. Azonban ettől az időponttól kezdve a mai napig a nagy lilik nagyobb számban fordul elő. Magyarországon továbbra is az Öreg-tó számít a vetési ludak egyik legjelentősebb éjszakázó helyének. A Ferencmajori-halastavakon a 2006/2007-es szezontól kezdve stabilan 1000 példány feletti a vetési ludak maximális mennyisége. Ez elsősorban annak köszönhető, hogy 2005-től erősen csökkent a vadászat gyakorisága a tavak területén, és három halastavat vadászati kíméleti területé nyilvánítottak. A dunai Nyergesi-sziget melletti – Szlovákiához tartozó – zátonyon éjszakázó vetésilúd-csapatok mennyisége igen hektikus képet mutat az utóbbi 12 évben. Egyes években a nullához közelít, míg másik évben akár toronymagasan kiemelkedik, mint pl. a 2006/2007-es szezonban, amikor 22 000 vetési lúd volt a szigeten. Ez a Duna vízállásának és a vízivadászat időpontjának és sűrűségének a függvénye. A terület védetté nyilvánítására már tettek lépéseket.



1. ábra – A vetési lúd szezonális maximumai
Fig. 1. – Seasonal maxima of the Bean Goose



2. ábra – A nagy lilik szezonális maximumai
Fig. 2. – Seasonal maxima of the White-fronted Goose

3.2. Nagy lilik (*Anser albifrons*)

A nagy lilik telelőállományának Magyarországon tapasztalható növekedéséhez hasonlóan a Kelet-Kisalföld térségében is stabilan emelkedik a létszámuk. A tatai Öreg-tavon az utóbbi években markánsan emelkedik az éjszakázó állomány mennyisége. Amíg a 2001/2002-es idényben 1200 példány, addig a 2011/2012-es szezonban már 38 500 egyed volt a maximum. A 2007/2008-as szezontól minden évben több volt a nagy lilik száma, mint a vetési ludaké, és ezzel megfordult a korábbi évtizedekben tapasztalt arány. A Ferencmajori-halastavakon 2005-től bekövetkező változásnak köszönhetően a 2005/2006-os idénytől már stabil éjszakázóhely

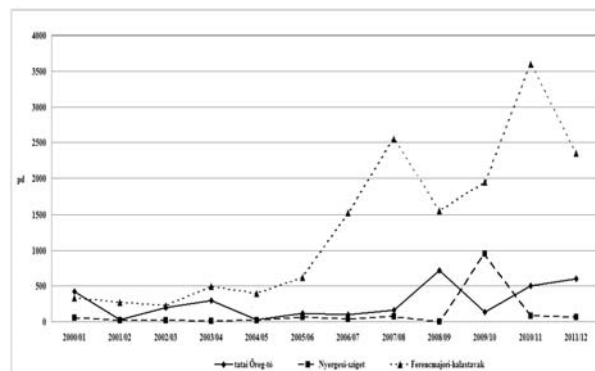
alakult ki. A halastórendszer 13 tavából több tó is kedvező a lilikek számára. Főleg a 4-es és a 6-os tavon fordulnak elő nagyobb csapatok. A Nyergesi-sziget melletti zátonyra a fentiekben már tárgyalt hektikusság jellemző a nagy lilik esetében is.

3.3. Kis lilik (*Anser erythropus*)

A Kelet-Kisalföld régiójára nem jellemző a kis lilik előfordulása. Esetenként lehet csak megfigyelni néhány példányt, főleg amikor az országban viszonylag nagyobb beáramlása van a fajnak. Mind a három éjszakázó helyen előfordult már. Meg kell jegyezni, hogy nagy kihívás a faj egy-egy példányának a megtalálása az éjszakázóhelyeken, hiszen a nagy távolság, a zimankós időjárás és a hajnali vagy szürkületi fénnyek sem mindig optimálisak. Ezért a megfigyelések jó része inkább a táplálkozóterületeken történik.

3.4. Nyári lúd (*Anser anser*)

A tatai Öreg-tóra nem jellemzőek a nyári ludak nagy csapatai. Valószínűleg a vízinövényzet hiánya miatt csupán pár százas nagyságrendű mennyiség fordul elő minden évben. Ugyanígy a Nyergesi-sziget melletti zátonyon sem jellemző a faj, rendszerint csak néhány tucat nyári lúd van a zátonyon. Egyedül a 2009/2010-es szezonban volt egy kiugróan magas 950 példányos megfigyelés. Viszont a Ferencmajori-halastavakon a 2005/2006-os szezon után egy markáns emelkedés figyelhető meg az éjszakázó nyári ludak létszámában, amely a 2010/2011-es szezonban 3600 egyeddel érte el a legmagasabb létszámot.



3. ábra – A nyári lúd szezonális maximumai
Fig. 3. – Seasonal maxima of the Greylag Goose

4. Összefoglalás

A Kelet-Kisalföld térségében a 2006/2007-es szezonig a vetési lúd volt a legnagyobb létszámú, leggyakoribb vadlúdfaj. Viszont a vetési lúd Kárpát-medencei telelőállományának csökkenése és a nagy lilik telelőállományának növekedése együtt azt okozta, hogy a 2007/2008-as idénytől már a nagy lilik állománya lett a domináns a kelet-kisalföldi régióban. A nyári lúd országos állománynövekedésének és a Ferencmajori-halastavakon bekövetkezett kedvező változásnak köszönhetően a 2005/2006-os idénytől markáns emelkedést mutat a nyári lúd telelőállománya a kelet-kisalföldi régióban. A kis lilik alacsony példányszámában és ritkán fordul elő. A legfontosabb éjszakázóhelyek a tatai Öreg-tó, a Ferencmajori-halastavak és a dunai Nyergesi-sziget melletti zátony. Ezeken kívül további öt területen fordulnak elő esetlegesen kisszámú éjszakázó vadlúdcsapatok.

5. Summary

Until the season 2006/2007 in the eastern part of the Small Hungarian Plain the wild goose species counting the most individuals was the Bean Goose. However, the decrease of the wintering Bean Goose population of the Carpathian Basin and the increase of the wintering White-fronted Goose population both led to a dominance of the White-fronted Goose population in the eastern part of the Small Hungarian Plain from the season 2007/2008 on. Owing to the countrywide population growth of the Greylag Goose and the favourable change at the fishponds of Ferencmajor the wintering population of the Greylag Goose shows a remarkable growth in the eastern part of the Small Hungarian Plain from the season 2005/2006 on. The Lesser White-fronted Goose occurs scarcely and in few numbers. The most important night-time resting places are the Old Lake of Tata, the fishponds at Ferencmajor and the riverbank of the Danube next to the Nyergesi Island. Apart from these there are five more areas where lesser groups of wild geese may spend the night.

6. Irodalom

- BÁTKY G. & CSONKA P. (2013): A Ferencmajori-halastavak vonuló vízmadarainak monitoringja a 2002–2011 közötti időszakban. Magyar Vízivad Közlemények, 23: 177–196.
- FÉNYES E. (1848): A magyar birodalom statistikai, geographiai és történeti tekintetben. Részletes és kimerítő leírása Magyar és Erdélyországnak. Első kötet. Komárom vármegye. Beimel, Pest.
- MUSICZ L. (1997): A tavak, víztározók ökológiai-természetvédelmi szerepe a Tatai-medence madárvilágában. Limes, 10(1): 95–116.
- MUSICZ L. & CSONKA P. (2007): Tatai tavak (A Tatai [Öreg]-tó, a Ferencmajori- és a Réti-halastavak). In: TARDY J. (szerk.): A magyarországi vadzvízek világa. Alexandra Kiadó, Pécs: 62–77.

Vadkamerák alkalmazásával kapcsolatos tapasztalatok ragadozó madarak megfigyelésénél

Experience with the use of wildlife cameras at the observation of birds of prey

VÁCZI MIKLÓS

1. Előzmények

A ragadozó madarak megfigyelésében új távlatokat nyitottak azok a modern technikai újítások, amelyek forradalmasították a vadmegfigyelést, de a fényképezést is. Korábban, ha fészeknél akart a természetbúvár az adott faj viselkedésére, táplálkozására vonatkozó adatokat gyűjteni vagy fényképfelvételeket készíteni, egy egész embert és felszerelést tartalmazó lessátrat kellett a fészkekkel egy vonalban felépíteni, ami jelentős beavatkozást, ezzel együtt zavarást jelentett a gyakran nagyon érzékeny fajok számára. A mozgásérzékelős vadkamerák elérhetővé válása felvetette annak lehetőségét, hogy mindezt az ember jelenléte, azaz nagyobb zavarás nélkül végezhesük.

2. Anyag és módszer

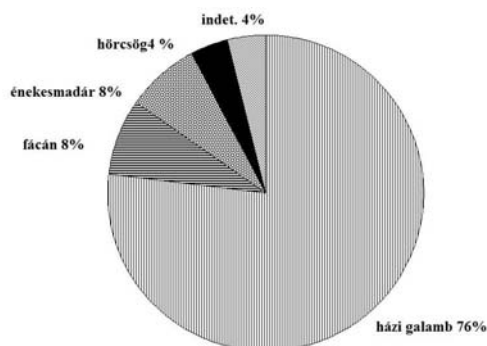
A vizsgálandó ragadozó madarak fákon vagy magasfeszültségű vezetékek tartóoszlopain fészkelnek a Kisalföld és az Alpokalja közepesen erdőszült területein (VÁCZI, 2006). Mivel e fajok kevésbé tűrik a zavarást, ezért fészkeik közelében korábban nem végeztünk megfigyeléseket. A vadkamerák közül azokat a típusokat választottuk, amelyek nagy memóriakapacitással és akkumulátorokkal, valamint éjszakai üzemmódban csak infravörös fényt kibocsátó vakuval rendelkeznek. Így éjjel és nappal is készíthettek felvételeket több héten keresztül, naponta több ezerszer. A képek mérete 300-400 kB volt, a készülék 10 000 képenként rendezte őket mappákba. A készülékek számtalan beállítási lehetőségei közül azt választottuk, hogy mozgásra rögtön három képet készítsen sorozatban, mert – különösen a kisebb, mozgékonyabb sólymoknál – az első kép gyakran még elmosódott, a három közül valamelyik azonban már nagy valószínűséggel megfelelően részletgazdag lett. Így kellő számú képet kaptunk anélkül, hogy túlságosan megtelt volna a memóriakártya. A mozgásérzékelő közepes érzékenységre állításával jórészt kiküszöböltük azt is, hogy a fákon költő fajoknál a levelek, faágak spontán mozgása indítsa be a kamerát.

A kamerát magasfeszültségű oszlopon egyszerűen a vasszerkezetre rögzítettük „gumipókkal”, fákon azonban gyakran külön kellett a helyben található (fa)anyagokból egy függőleges tartóágot készíteni a fészkek mellé, és azt a fa anyagával (lombozatával, ágaival, kérgével) álcázni. Sokszor nagyon nehéz volt úgy rögzíteni a kamerát, hogy a céltárgy az objektív optikai tengelyébe essen, ezt legcélszerűbben a kirakáskor készített próbafelvételek segítségével lehetett ellenőrizni. Erre azonban csak azok a készülékek alkalmasak, amelyeknek a hátlapja szolgál rögzítésre, az előoldala pedig anélkül nyitható ki a memóriakártya kiemelése vagy a képek visszanezése céljából, hogy a kamera elmozdulna. Zavarástűrő fajoknál is célszerűbb a nagyfókuszú objektív választani, egyrészt mert a szülők gyakrabban etetnek, így többet mozognak, másrészt az esetlegesen mégis előforduló zavarás (például a kamera karbantartása, a képek letöltése) nem okoz akkora problémát a már önálló hőszabályozással rendelkező fiókáknál.

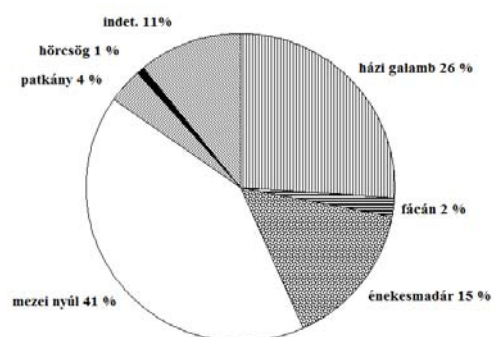
3. Eredmények

3.1. Kerecsensólyom (*Falco cherrug*)

Kísérleti jelleggel először 2009-ben a *Dóra* nevű tojó fészkenél használtuk a vadkamerát, főként a madár költésének dokumentálása céljából. A fészkek magasfeszültségű oszlop törzsének egyik belső sarkában volt, ezért célszerűnek látszott a szemben lévő sarokba helyezni a készüléket, kissé magasabban mint a fészkek síkja. Az elhelyezést megkönnyítette, hogy ebben a magasságban az oszlopok sarkait alkotó vasidomok kissé befelé dőlnek, s ehhez igazítva pontosan a fészkekre lehetett irányítani a kamerát, ami így kb. 2 m-re került tőle.



1. ábra – Kerecsensólyom táplálékmaradványok egy kisalföldi fészkekben 2012-ben
Fig. 1. – Feeding rests of Saker Falcons in a nest on the Small Hungarian Plain in 2012



2. ábra – A kerecsensólyom tápláléka fészkek kamerák képei alapján egy kisalföldi fészkekben 2012-ben
Fig. 2. – Saker Falcons food based on pictures of nest cameras in a nest on the Small Hungarian Plain in 2012

A felhelyezés után a tojó szinte azonnal bejött etetni, ezért a kamerát itt a költés legvégéig kint hagytuk. Ez esetben is kiderült, hogy nem csak a már ismert tojó, de a hím is gyűrűs, ráadásul a *Kerecsensólyom védelme a Kárpát- medencében* LIFE program során használt gyűrűvel (leolvasására azonban nem volt mód, mert a karakterek nem látszóttak még a kinagyított felvételeken sem). Ezen érdekességeken túl részletesen tudtuk tanulmányozni a faj táplálék-összetételét, amit összevetettük az ugyanebben az időszakban a fészekben talált maradványokkal. A meglepő eredményeket az 1. táblázat tartalmazza.

E tapasztalatok alapján a későbbi kerecsensólyom-védelmi projekteknél is ezt a módszert alkalmaztuk, és egyrészt hasonló eltéréseket találtunk a csupán a táplálékmaradványok begyűjtésével történő táplálkozásvizsgálathoz képest (1. és 2. ábra), másrészt a Mosoni-síkon sikerült beazonosítani egy további színes gyűrűs madarat, amely Kelet-Szlovákiából származik.

Zsákmány a fészekben	Zsákmány a fotókon
4 galamb	8 galamb
1 fácán	1 fácán
1 varjúféle	
20 db köpet	9 mezei pocok + 5 mezei nyúl
	3 mezei pacsirta
	2 seregély
	+ 22 indet.

1. táblázat – A kerecsensólyom táplálékösszetételének vizsgálata különböző módszerekkel 2009-ben a Kisalföldön
Tab. 1. – Study of the food composition of Saker Falcons with different methods on the Small Hungarian Plain in 2009

3.2. Uhu (*Bubo bubo*)

2010-ben a Soproni-hegységben gallyfészekben költő uhupár költésének, fiókanevelésének dokumentálása céljából helyeztük a szomszédos, kb. 4 m-re álló, de a fészkes fa felé hajló erdei fenyőre a kamerát. A fészekben ekkor egy kb. egyhónapos fióka volt. A madarak napi aktivitásának megfigyelése során kiderült, hogy ebben az ember által ritkán járt erdei környezetben a szülők nappal, akár a déli órákban is etettek, ami azt feltételezi, hogy röviddel az előtt zsákmányoltak is. Bár a kamera vakuja éjjel az emberi szem számára nem látható fényt bocsát ki, és ismereteink szerint hangtalanul működik, számos esetben mégis látható volt, hogy az öreg madár egyenesen belenéz az objektívbe exponálásakor. A képek tanúbizonyosága szerint ennek ellenére e fajt nem zavarja a kamera jelenléte, a szülők hosszasan tartózkodtak a fészekben a fióka mellett, nem csak etetés céljából. A készülék csak pár napig maradt kihelyezve, ezért részletesebb adatokat nem szolgáltatott a madarak élettevékenységéről.

3.3. Parlagi sas (*Aquila heliaca*)

Szintén 2010-ben kísérleti jelleggel szereltünk fel egy Fertő menti és egy hansági fészkekhez egy-egy vadkamerát. Mindkét fészeknél ugyanazt a kamerát használtuk, pár nap különbséggel, de a hanságinál egy másikat is bevetettünk ezzel egy időben. A fertői párnál a többtörzsű nyárfa egyik törzsén volt a fészek és tőle 1-1,5 m-re a másik törzs, kézenfekvő volt tehát a kamerát ide rögzíteni. Kb. 1 km-es távolságból figyeltük a délelőtti órákban felhelyezett kamera környékét, és azt tapasztaltuk, hogy a szülő a kb. egyhónapos fiókához nem ül be, csak egy-egy pillanatra közelíti meg a fészket, ezért késő délután a kamerát leszereltük. Ekkor már egy fiatal nyári lúd félig széttépett teteme feküdt a fészekben, amit a felvételek tanúsága szerint a szülők vittek be. Az egyetlen komoly eredmény, hogy mindkét szülőről egy-egy használható kép készült, ráadásul a tojón alumínium gyűrű volt, de leolvasásához nem volt elég a képek felbontása (ha a kamerát közelebb rakjuk, akkor pedig egyetlen képet kaptunk volna).

A hansági párnál – mivel a fészek egy nemesnyaras szélén volt, s e fák törzse szinte teljesen elágazás és oldalág nélküli – csak a szomszédos, kb. 4 m-re levő másik fatörzsre tudtuk erősíteni az egyik kamerát, míg a másikat a fészek feletti fagyöngy aljába applikáltuk. Ez utóbbi szinte kizárólag elmosódott, használhatatlan képeket szolgáltatott, s ráadásul kevesebbet a vártnál. A távolabbi kamera viszont a kis felbontású képek miatt alig használható képeket adott, legalábbis a zsákmánymaradványok egyáltalán nem voltak kivehetők. Itt szintén kb. 1 km-es távolságból figyeltünk a madarak viselkedését, a szülő madarak részéről a fertőihez hasonló zavart viselkedést láttunk, ezért a kamerát itt is egy napon belül leszereltük.

3.4. Rétisas (*Haliaeetus albicilla*)

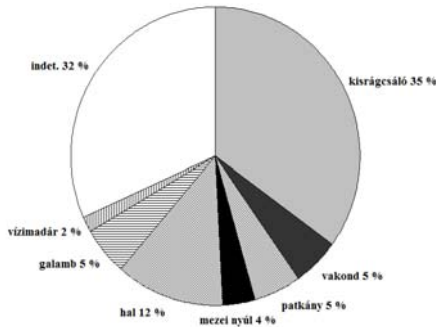
Célunk egy hansági pár tojójának megfigyelése volt, mert távcsöves megfigyelések alapján tudtuk, hogy színes gyűrűvel rendelkezik, de leolvasni korábban nem sikerült. A parlagi sasnál tapasztaltakhoz hasonló eredményeket kaptunk e fajnál is, a madarakat kifejezetten zavarta a fészek melletti ágra helyezett készülék. A kamerát itt is a fészek melletti ágra applikáltuk, két napig hagytuk kint, ez idő alatt a szülők egy zsákmányt dobtak be a fészekbe, de ez is csak a fióka viselkedéséből volt kikövetkeztethető.

3.5. Fekete gólya (*Ciconia nigra*)

A 2010-es parlagi sasos kísérlet után felmerült, hogy az ugyanabban az időben a dél-hansági Csíkos-égerben, magaslesen költő feketególya-párhoz is kihelyezhetnénk a leszerelt kamerák egyikét. A les egy erdei nyiladékon állt, közelében (max. 2 m-re) ágmentes törzsű idős égerek álltak, amelyekre vadszölő futott fel. Itt nem volt lehetőség a biztonságos távolból történő megfigyelésre, ezért másnap visszamentünk letölteni a képeket, melyek alapján látható volt, hogy az öreg madarak sűrűn látogatták a fészket, ezért további négy napig a helyen hagytuk a kamerát. A képek tanúbizonyosága szerint e fajnál az első etetés reggel 7 és 10 óra között van, ezután azonban bármely időpontban, de többé-kevésbé háromóránként történt etetés a szintén kb. egyhónapos fiókáknál. Éjszaka és nappal is gyakran órákig a fészken állt legalább az egyik madár, de már nem ültek rá a fiókákra. Az e fajnál használt színes gyűrű karakterei jól leolvashatók – ezt az általunk gyűrűzött fiókákon figyelhetjük meg.

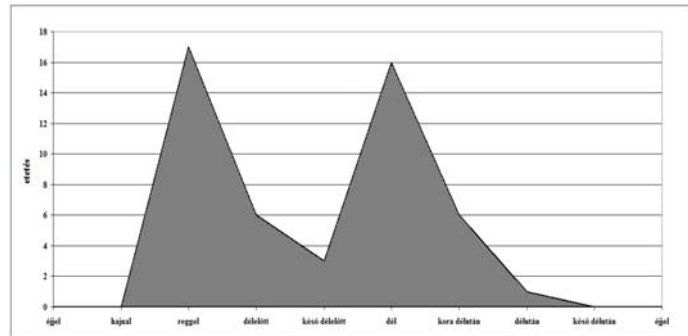
3.6. Vörös kánya (*Milvus milvus*)

2012-ben egy már ismert vöröskánya-fészeknél a gyűrűzés során helyeztünk ki kamerát a fészkek mellé kinyúló ágra, kb. 1,5 m-es távolságba, elsősorban e ritka faj költésének dokumentálása céljából. A fiókák jelölése során azonban kiderült, hogy egyikük jóval kisebb, fejletlenebb fészektestvéreinél, és már alig adott életjeleket. Úgy döntöttünk, hogy kiemeljük és egy darabig emberi környezetben neveljük, hogy megerősödjön. Teljes kitollasodása előtt visszahelyeztük a fészekbe, ahol már csak egy fióka tartózkodott a hátróból. Ekkor és a költés befejeztével is letöltöttük a képeket, amelyek szerint mind a három fióka eredményesen kirepült, a szülők etették őket még a kirepülés után is, amikor visszajártak a fészekbe. Zsákmánylistájuk alapján elmondható, hogy e faj valószínűleg minden más ismert ragadozómadár-fajnál változatosabb táplálék-összetétellel rendelkezik, mert a kisemlősökön (kisrágcsálók és vakond) túl madarakat (galambféléktől a vízimadarakig) – valamint halat és dögöt is fogyaszt (3. ábra). Napi aktivitása a fészeknél némiképp hasonló a fekete gólyához, mert az első etetés mindenképpen a kora reggeli órákban van, de utána a nap közepén és kora délután volt a legaktívabb (4. ábra). E fajnál is megfigyelhető volt az egyik szülő madáron egy ornitológiai gyűrű, de szintén nem tudtuk leolvasni.



3. ábra – Vörös kánya táplálékállatai fészekkamerák képei alapján 2012-ben

Fig. 3. – Preys of Red Kites based on pictures of nest cameras in 2012



4. ábra – A vörös kánya etetési aktivitása a fészeknél

Fig. 4. – Feeding activity of Red Kites at a nest

4. Összefoglalás

A mozgásérzékelős vadkamerák eredményesen használhatók olyan madárfajok megfigyelésénél, amelyek legalább időszakonként helyhez – pl. fészekhez – kötődnek, de ügyelni kell arra, hogy megfelelő távolságba kerüljön az eszköz a megfigyelni kívánt objektumtól. Több faj megfigyelése során kiderült, hogy a nagy sasok kivételével számos faj – uhu, fekete gólya, vörös kánya, kerecsensólyom – jól tanulmányozható ily módon. A vizsgált fajokról nem csak jó minőségű dokumentumjellegű felvételek készíthetők így, hanem napi aktivitásuk és zsákmánylistájuk is kiválóan tanulmányozható.

5. Summary

Between the years 2009 and 2012 different types of motion activated wildlife cameras were probed on different species (Imperial Eagle, White-tailed Eagle, Eagle-Owl, Black Stork, Red Kite, Saker Falcon) in the regions Fertő–Hanság and Rábaköz. Based on our experience the cameras can be used successfully in the case of most species of birds of prey except eagles if the object – the nest – is situated in a distance of 1,5-3 m. In the course of our research we gained information about the daily activity, feeding habits, spectrum of prey of the birds (both the parents and the offspring) but the method was also suitable to document the proceeding of the brood or the success of the adoption of a young one. In the case of saker falcons these method also enabled the reading of colour rings, however, the characters on aluminium rings were indistinct at this species, and also in the case of Imperial Eagles and Red Kites.

6. Köszönetnyilvánítás

Az elvégzett munka nem jöhetett volna létre az alábbi magánszemélyek és szervezetek támogatása nélkül. Köszönetemet fejezem ki a MAVIR Zrt., a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, a Pilis Természetvédelmi Egyesület (PITE), továbbá Bagyura János, Fidlóczky József, Kazi Róbert, Kozma László, Molnár István Lotár, Németh Árpád, Pellingner Attila, Pető Zsolt, Prommer Máttyás, Sándor Anna Sarolta, Sipos Tibor, Spakovszky Péter, Szirtl Attila, Udvardy Ferenc, Váczi Gergely és Váczi György számára.

7. Irodalom

VÁCZI, M. (2006): Angaben zur Situation einzelner Greifvogelarten in NW-Ungarn. In: Gamauf, A. & Berg, H.-M. (Hrsg.): Greifvogel & Eulen in Österreich. Naturhistorisches Museum, Wien: 9–19.

Kisemlősközösségek vizsgálata a Hanság területén

Reseach of small mammal communities in the Hanság

KALMÁR SÁNDOR

1. Bevezetés

A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) hazai állományainak megőrzését célzó LIFE Vipravédelmi Program keretében számos monitoring vizsgálat került megvalósításra, amelyek mind fontos és nélkülözhetetlen információkat nyújtottak a vipera ökológiai igényeinek megismeréséhez. A rákosi vipera védelmét célzó területeken megvalósuló élőhely-rekonstrukciók, kezelési munkák eredményeinek nyomon követése, a beavatkozások tervezése szorosan kötődött a monitoring felmérések szolgáltatata adatokhoz. A viperák és a kisemlősök táplálkozásbiológiai összefüggései révén fontos kérdésként merült fel a viperával egy területen előforduló kisemlősközösségek vizsgálata. Az egyes területek megfelelő – a természetvédelmi célok irányába adekvát – kezelése számos kérdést vet fel. Mindenekelőtt hosszú távú és kiterjedt monitoring vizsgálatok szükségesek a hatások egyértelmű tisztázása érdekében, másodsorban az egyes – sok esetben egymással ellentétes igényű – természetvédelmi értékcsoportok együttes megővására kell megoldást találni. A rákosi viperák hansági élőhelyei esetében törekednünk kell a viperák környezeti igényeinek kielégítésére, ugyanakkor a faj legfontosabb táplálékbázisának számító rovarok (főként egyenesszárnyúak) és kisemlősök élőhelyi igényeit is figyelembe kell vennünk. Természetesen mindezek mellett a védett élőhelyek egyéb (botanikai, ornitológiai stb.) szereplőinek megővását is szem előtt kell tartani. A Hanság területét célzó komplex kisemlős-kutatási programok másik fő célja a védett és veszélyeztetett kisemlősfajok vizsgálata volt, különös tekintettel a jégkorszaki reliktumfaj, az északi pocok (*Microtus oeconomus mehelyi*) állományainak feltérképezésére. Utóbbi munkálatok részben a vipravédelmi programok mentén, részben azoktól elkülönítve (újabb potenciális élőhelyek bevonásával) valósultak meg.

2. Anyag és módszer

A kisemlősfajok monitoringja a Hanság területén 2009 nyarán kezdődött, eleinte egy, majd 2012-től három mintaterületen, CMR (fogásjelölés-visszafogás) módszert (BEGON, 1979) alkalmazva. A vizsgálatba bevont területek száma évről évre bővült, az öt vizsgálati év alatt összesen hét terület (15 mintakvadrát) bevonásával. A 2009–2013 közötti évek feldolgozása során összesen 13 500 csapdaéjszaka fogási adatai álltak rendelkezésünkre. A kijelölt mintaterületeken 10x10-es, egymástól 10 m-re lerakott csapdákból álló egyhektáros csapdahálóval, kvadrát módszerrel, valamint 40 csapdából álló csapdatranszekttekkel csapdáztunk évi három alkalommal (tavasz, nyár, ősz). Mindhárom évszakban ötnapos csapdaperiódusban végeztük a vizsgálatokat. Saját tervezésű, fából készült dobozcsapdákat használtunk, amelyek egyik oldalán üveglapot, másik oldalán fémrácsot alkalmaztunk nyílászárónak, utóbbi használatával elkerülhető a hulladás okozta elhullás, amely különösen fontos a védett fajok befogása esetén (KALMÁR, 2008). Csalétekként szalonnát, répát, valamint fővényi olajjal megkevert gabonamagvakat használtunk. Napközben a csapdák élesre állított állapotban voltak, ennek köszönhetően napi kettő (reggeli és esti), periódusonként pedig kilenc ellenőrzést végeztünk (a forró nyári napokon emellett beiktattunk egy déli ellenőrzést is). A csapdázások során feljegyzésre került a megfogott állatok faja, neme (nőstényeknél a graviditást, illetve a laktálást is feltüntetve), kora, tömege, szükség esetén egyéb fontos testméretei (farkhossz, talphossz, testtömeg), jelölésének egyéni kódja, illetve a csapda száma. A kortesttömeg és küllemi bélyegek alapján különítettük el (KALMÁR, 2012).

3. Eredmények

Az ötéves vizsgálati periódus során a hét mintaterületen 13 500 csapdaéjszaka adatait feldolgozva 14 kisemlősfaj 544 egyedét jelöltük meg, amely összesen 657 fogást (ebből 113 visszafogást) jelentett. A befogott állatok között öt védett és egy fokozottan védett faj példányai is kézre kerültek. Legnagyobb számban a mezei pocok (*Microtus arvalis*), az erdei cickány (*Sorex araneus*) és a pírök erdeiegér (*Apodemus agrarius*) egyedei kerültek a csapdába. Az 1. táblázatban bemutatjuk az egyes mintaterületeken kézre került kisemlősfajokat.

A Füzfa-szigetek területén 2009 nyarán kezdtük meg a vizsgálatokat, így e terület esetében öt vizsgálati év adatait dolgozhattuk fel. A fogások összes egyedszáma évenkénti bontásban a következőképpen alakult: 2009: 57 pld., 2010: 82 pld., 2011: 104 pld., 2012: 87 pld., 2013: 11 pld. 2010 tavaszán az extrém csapadékos időjárás miatt nem tudtuk a területet megközelíteni. A 2013-as tavaszi csapadék még a korábrinál is komolyabban érintette a hansági kisemlősközösségeket, és ez – mindegyik vizsgálati terület esetében – jól látszik a fogási adatokon, amelyek még az őszi csapdázási időszakban is nagyságrendekkel maradtak el a korábbi évek eredményeitől. Összesen tehát 341 fogást regisztráltunk a Füzfa-szigetek mintaterületén, amely 260 egyedi jelölést és 81 visszafogott példányt jelentett. A területen összesen 11 kisemlősfaj került kézre, legnagyobb egyedszámban az erdei cickány és a mezei pocok. A fent ismertetett monitoring vizsgálatokkal párhuzamosan 2012-től további két területen kezdtük meg a kisemlősközösségek felmérését. A nagy-dombi élőhelyen hosszú távon egy természetközeli gyepevegetáció kialakítása a cél, amelynek a 2012–2013-as évek az első szukcessziós állomását jelentették. Ezekben az években takarmánylucernát vetettek a területen, amely könnyen megszereshető, nagy energiataralmú, ugyanakkor fajszegény táplálékot jelentett a kisemlősközösség tagjai számára. Ez jól tükröződött a megfogott állatok fajösszetételében is, a mezőgazdasági területek első számú kisemlős kártévőjének számító mezei pocok egyértelmű dominanciája jellemezte a fajszegény közösséget (1. táblázat). A Pintér-Hany fokozottan védett területen lévő, puhafás ligeterdők és magassásos láprétek mozaikja, a viperák egyik potenciális hansági élőhelye, így 2012-ben a Nagy-domb mellett felvettük a monitorozandó mintaterületek közé. A mintaterületen az első vizsgálati évben tíz kisemlősfaj 107 egyede került kézre (1. táblázat). A 2013-as év itt is visszaesést jelentett, mind a megfogott egyedszám, de különösen a fajszám tekintetében, ugyanakkor a terület az év során még emellett is kiemelkedett a többi monitorozott hansági terület közül. 2013-ban négy faj 84 egyede került kézre az élőhelyen. A Pintér-Hany relatíve magas diverzitásának bizonyult a vizsgált kisemlősközösségek tekintetében, emellett természetvédelmi szempontból kiemelkedő eredménynek számított a fokozottan védett jégkorszaki reliktum faj, az északi pocok kézre kerülése: a három vizsgálati időszak alatt összesen 19 példány került kézre, amely utal arra, hogy a Pintér-Hany területén (amely jóval nagyobb a 100x100 m-es csapdakvadrátnál) stabil populációja él a fajnak. A környező élőhelyeken végzett rövid távú vizsgálataink (transzekt módszerrel) több közeli területen is kimutatták a faj jelenlétét. Az úrhanyi rétek – mivel a terület ideális az északi pocok számára – számos pontján végeztünk csapdázásos vizsgálatokat, és a faj egyedei a terület több pontján is kézre kerültek. Ez a terület nagy kiterjedésű mocsárrétek és láprétek mozaikja, ahol a társulásalkotó lápi

nyúlfarkfü (*Sesleria caerulea*) mellett az őszi vérfű (*Sanguisorba officinalis*), az északi galaj (*Galium boreale*), a kékperje (*Molinia caerulea*), a lápi sás (*Carex davalliana*), az osztrák tárnicska (*Gentianella austriaca*), a pelyhes selyemperje (*Holcus lanatus*), a buglyos szegfű (*Dianthus superbus*) vagy a közepes rezgőfü (*Briza media*) előfordulása jellemző (KESZEI & TAKÁCS, 2008). A rendszeres kaszálások következtében a terület jól őrzi eredeti állapotát, a gyomnövények (különösen az aranyvessző) térhódítása nem jelentős. A Lébényi-Hany – vagy más néven Észak-Hanság – mellett a Dél-Hanságban (Kapuvári-Hany) is végeztünk elevenfogó csapdázások vizsgálatokat az északi pocok állományainak feltérképezése céljából. Az északi területtel ellentétben itt 2013 tavaszán és nyarán folytattunk vizsgálatokat. Az egész régióra jellemző kedvezőtlen időszak miatt 2013-ban mindössze kilenc kisemlőspéldány került kézre a dél-hansági csapdákból, az északi pocok jelenlétét ekkor nem sikerült kimutatnunk.

	Pintér-Hany	Nagy-domb	Fűzfa-szigetek	Úrhany 1.	Úrhany 2.	Úrhany 3.	Úrhany 4.	Úrhany 5.	Oslói-Hany 1.	Oslói-Hany 2.	Oslói-Hany 3.	Oslói-Hany 4.	Oslói-Hany 5.	Kőnyi-tó 1.	Kőnyi-tó 2.
Erdei cickány	X		X	X	X	X	X		X	X		X	X	X	X
Törpecickány	X		X												
Mezei cickány	X		X		X		X		X						
Keleti cickány	X		X												
Közönséges vízicickány	X		X												
Sárganyakú erdeieigér	X	X	X		X					X	X				
Közönséges erdeieigér		X	X												
Pirók erdeieigér	X	X	X		X		X		X	X	X	X		X	X
Törpeegér			X												
Mezei pocok	X	X	X											X	X
Csalitjáró pocok			X						X	X				X	
Északi pocok	X			X	X	X									
Vöröshátú erdeipocok						X								X	
Menyét	X														

1. táblázat – A hansági elevenfogó csapdázások során kimutatott fajok megoszlása az egyes mintaterületeken (2009–2013)
Tab. 1. – Distribution of detected species in the different sample areas in the Hanság (2009–2013)

4. Összefoglalás, értékelés

A fent ismertetett hansági vizsgálatok eredményei rávilágítottak, hogy a Hanság területén értékes és fajgazdag kisemlősközösségek élnek, amelyek kiválóan alkalmazkodtak az adott terület nyújtotta környezeti feltételekhez. A legáltalánosabban elterjedt fajok az erdei cickány, a mezei pocok és a pirók erdeieigér volt. Utóbbi az összes vizsgált élőhelyen kézre került. A faj az ezredfordulón még ismeretlen volt a Hanság területén, de az utóbbi hat-nyolc évben megjelent a régióban, és néhány év leforgása alatt a kisemlősközösségek egyik meghatározó fajává vált. A fokozottan védett, ritka reliktnum fajnak, az északi pocoknak a Hanság területén több eltérő élőhelyen élnek népes állományai, amelyek az adott kisemlősközösségekben különböző helyet foglalnak el. A magas diverzitású, nagy produktivitású, mozaikos élőhelyeken az egész vegetációs időszakban változatos táplálékbázis áll a kisemlősök rendelkezésére, így ezeken a területeken az északi pocok mellett számos más – sok esetben konkurens – faj is megtalálja életfeltételeit (ennek példáját találtuk a Pintér-Hanyban). Az északi pocok a kisemlősközösségek domináns fajává ugyanakkor jellegzetesen azokon az területeken válhat, amelyek nagy kiterjedésű homogén magassásos élőhelyek, és a faj táplálékspecialista ökológiai igénye révén kevés versenytárral szembesül rajtuk. Az úrhanyi réteken mind a tavaszi, mind az őszi csapdázási időszakban a fogások közel 75%-át az északi pocok adta, ez az arány az élőhelyek belseje felé haladva növekedett, a peremterületeken csökkent (elsősorban a pirók erdeieigér térhódítása révén). Természetesen az északi pocok és a vele egy élőhelyen élő kisemlősfajok pontosabb közösségi ökológiai jellemzéséhez hosszú távú monitoring vizsgálatok szükségesek, amelyeket a jövőben tervezünk is megvalósítani. Ami már az eddigi eredményekből is világosan látható, hogy a nagy kiterjedésű, nagy produktivitású, zavartalan, magassásos hansági területek megfelelő élőhelyet jelentenek az északi pocok számára, ahol annak kiterjedt állományai élnek.

Az élőhelyek kezelése kapcsán fontos kérdés, hogy ezeken a védett területeken (pl. kékperjés lápéteken, magassásos mocsárréteken) miként értékelhető a különböző intenzitással végzett kaszálás módszere, valamint a kaszátlanul hagyott gyepek jelenléte – elsősorban a viperák védelme – érdekében. Élőhely-választási vizsgálataink kimutatták, hogy nemcsak az egyenesszárnú fajok, de a kisemlősök számára is kedvező – preferált – élőhelynek bizonyulnak a kaszátlan területek, így azok jelenléte erősíti az ott élő közösségek túlélését, egyedszámát, diverzitását, ami a viperák számára is kedvező körülményként értékelhető. A terület kaszálása ugyanakkor biztosítja az élőhelyek hosszú távú fennmaradását és megakadályozza az özőnnövények térhódítását. A kaszálás ütemezése és módszerének pontos meghatározás tehát fontos szempont az állományok megőrzése szempontjából, amelyre jelen kutatás célirányos vizsgálatainak eredményei is segítettek megoldást találni.

5. Summary

Between 2009 and 2013 we performed a capture-mark-recapture (CMR) survey of small mammal communities in the Hanság area using the live trapping method in seven sampling areas. During the five-year survey period we marked 544 animals of 14 small mammal species corresponding to 657 captures and 113 recaptures and analysed a data set of 13,500 trap nights, respectively. Our analyses have shown that the Hanság area exhibits a high diversity of small mammal species with communities that have perfectly adapted to the environmental conditions prevailing in each one of the surveyed areas. The Common Shrew (*Sorex araneus*), the Common Vole

(*Microtus arvalis*) and the Striped Field Mouse (*Apodemus agrarius*) were the most prevalent small mammal species with the last one observed in every surveyed habitat. The Root Vole (*Microtus oeconomus*) is a highly protected rare relict species with dense populations to be found in several habitats across the Hanság area. Root Vole populations occupy various positions and roles in the hierarchy of each of the surveyed small mammal communities. Mosaic habitats exhibiting a high diversity and productivity provide small mammals with a wealth of varied food resources throughout the growing season. In addition to the Root Vole various other – often rivalling – species find hospitable living conditions in such habitats. The wetland area Pintér-Hany is an example of such a habitat. An important question with regard to the management of such habitats relates to the frequency and intensity of mowing and the presence of unmown grass strips – left uncut with the primary purpose of protecting adders – in these conservation areas. Our habitat choice analyses have shown that unmown areas are the preferred habitats of not only Orthoptera species but also of small mammals. Unmown areas, while providing conditions beneficial to adders, thus promote the survival of the respective small mammal communities, the number of animals in these populations and their diversity, respectively. Mowing, on the other hand, ensures the long-term conservation of these habitats and prevents invasive species from spreading. Thus determining the timing and methods of mowing is an important aspect of preserving populations. The specific tests and analyses carried out as part of this survey have helped to find a solution to this issue.

6. Irodalom

BEGON, M. (1979): Investigating animal abundance: capture-recapture for biologists. Edward Arnold, London.

KALMÁR S. F. (2008): Mesterséges erdőfelújítás kisemlős közösségének szünbiológiai vizsgálata. Magyar Ápróvad Közlemények, 10: 221–309.

KALMÁR S. (2012): Kisemlős közösségek élvefogó csapdázásos felmérése a Hanság területén. Kutatási jelentés, 2011. Rákosi vipera LIFE program (LIFE07 NAT/H/000322). Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród.

KESZEI B. & TAKÁCS G. (2008): A HUFH30005 Hanság (Észak-Hanság) Natura 2000 terület élőhely-térképezése. Sopron.

DR. KALMÁR SÁNDOR – Nyugat-magyarországi Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet
H-9400 Sopron, Ady Endre u. 5. – floris@chello.hu

Védd a fákat... Mi legyen a hóddal???

Protect the trees... What is to be done with the Beaver???

CZABÁN DÁVID

1. Bevezetés

A Földön ma két hódfaj él: az eurázsiai hód (*Castor fiber* LINNAEUS, 1758) és a kanadai hód (*Castor canadensis* KUHL, 1820). A kanadai hód evolúciósan fiatalabb fajnak tekinthető, az eurázsiai faj az ősbibb és konzervatívabb megjelenésű, bár az eltérés külső szemlélő számára nehezen észrevehető. Mind az eurázsiai, mind a kanadai hód monogám, a hímek és nőstények megjelenése hasonló. A két faj ökológiai igényei megegyeznek, táplálékválasztásukban nincs jelentős eltérés. A legnagyobb különbséget szaporodási szokásaikban találták, a kanadai faj jobban alkalmazkodik és gyorsabban szaporodik.

A hódok szociális alapegysége a család. Ez általában a szülőkből, az újszülöttekből és az egyéves egyedekből áll. A kétéves egyedek elhagyják a szülői territóriumot (vagy a szülők elzavarják őket), mielőtt az új alom megszületik (MÜLLER-SCHWARZE, 2011). A vándorló egyedek valahol csak 8-10 km-t tesznek meg (LEEGE, 1968), máshol akár 170 km-t is elvándorolhatnak (NOLET & BAVECO, 1996).

A párok egész évben összeállhatnak, de leggyakoribb késő nyáron és ősszel (SVENDSEN, 1989). A párok felbomlásának oka, hogy valamelyik egyed elpusztul (SVENDSEN, 1989).

A hódok élőhelyválasztását és azt, hogy hol fognak tartósan letelepedni, szinte lehetetlen megjósolni. A hód nagyon alkalmazkodóképes (HEIDECKE & KLENNER-FRINGS, 1992). Ezért lehetetlen felállítani olyan preferencia modellt vagy élőhely-alkalmassági indexet, amely az olyan generalisták, mint a hódok minden potenciális élőhelyén megfelelő előrejelzéseket ad (ROBEL *et al.*, 1993 *cit.* HARTMAN, 1994a).

A vízfolyás szélessége általában pozitív kapcsolatban van a kolónia denzitásával (SLOUGH & SADLEIR, 1977). A folyó sebessége erősen negatívan befolyásolta az élőhelyválasztást (SLOUGH & SADLEIR, 1977; HARTMAN, 1994a). A vízmélység fontos pozitív tényező. A mély víz az élelemraktáraknak nyújt helyet, de az üregek/várak bejárata is a víz alól nyílik (HARTMAN, 1994a). Az állatok a puha talajokat kedvelik, ezekben könnyebben tudnak üregeket és csatornákat ásni (HARTMAN, 1994a). A víz minősége nem tűnik kritikusnak a hódok szempontjából. A hódok szervezetében viszont feldúsulhat a kadmium, mert a fő táplálékaik, a fűz, hajlamosak akkumulálni azt (NOLET & ROSELL, 1994).

A hódok generalista növényevők, kedvelt növényeiknek listája igen hosszú, az eddig összegyűlt megfigyelések szerint mintegy 150 lágy szárú és 80 fás szárú növényfajból válogatnak (BOZSÉR, 1999). Mozgáskörzetük és ezáltal táplálkozási területük a vízpartok közelében található (DONKOR & FRYXELL, 1999), táplálkozási aktivitásuk a víztől való távolság növekedésével csökken (FRYXELL, 1992; BOZSÉR, 2001a). A parttól 40-50 méternél ritkábban mennek távolabb, a Hanságban egyes helyeken a víztől számított 10 méteren belül volt a rágások 80-94%-a (CZABÁN, 2003). Az, hogy milyen méretű fákat döntenek ki, függ a profitabilitástól: mennyi kéreghez jutnak hozzá az adott törzsméretű fa kidöntésével. Először az átmérővel együtt a profitabilitás is nő, egy csúcspont után viszont csökken. A Hanságban a fiatal, 3-6 cm közötti törzsméretű fákat részesítették előnyben (CZABÁN, 2003).

A fák kidöntésével a hódok befolyásolják a terület növényzetének összetételét is. Az általuk kedvelt vízparti növények – a fűz, a nyár – korai szukcessziós stádiumú fajok, amelyek jó vízellátottságú körülmények között a jól regenerálódnak. Minden alkalommal, amikor a hód kidönt egy fát, lehetőséget teremt a felújulásra, vagy egy árnyékot nem tűrő, vagy egy árnyékot tűrő faj számára (JOHNSTON & NAIMAN, 1990; PASTOR & NAIMAN, 1992). Ha egy adott növényfajnál az elfogyasztás valószínűsége nagyobb, mint a felújulás valószínűsége, az erdő összetétele idővel megváltozik. (FRYXELL, 2001). A hódok táplálkozása hatással van a növények növekedési formáira (architektúrájára) is. A növekvő rágásintenzitás miatt a parthoz közeli fűz- és nyárfák helyenként bokros formára nőnek (MCGINLEY & WITHAM, 1985). Téli táplálékuk, a vízparti fák és bokrok viszonylag hosszú regenerációs idővel rendelkeznek, ami ráadásul hosszú időkéssel történhet, ez időszakos táplálékhiányhoz vezethet, ami befolyásolhatja a hódállomány méretét.

A sikeres betelepülés után egy általános mintázatot lehet megfigyelni a populáció növekedésében. Svédországban a kolonizáció utáni 25 évig a helyi populációkban gyors állománynövekedést figyeltek meg. Ez alatt a hódok kidöntötték a fák nagy részét, majd az ezután fellépő táplálékhiány miatt az egedsűrűség csökkent (HARTMAN, 1994b). Hogy elkerülhető legyen a populációcsökkenés és az esetlegesen visszafordíthatatlan élőhelyromlás, a populációt a gyors növekedési szakaszban szabályozni kellene (HARTMAN, 1994b).

A hód evidens példája az „ökoszisztéma mérnök” fajoknak (JONES *et al.*, 1994). A gátépítés egyik fő hatása, hogy ezáltal a part menti erdőket elárasztják, ami növeli a vízfelületek és a vizes területek arányát a területen, megnövelve ezzel az édesvízi élőlények élőhelyét (JOHNSTON & NAIMAN, 1990; STAVROVSKY, 1997). A hódok azért építenek gátat, mert olyan vízszintre van szükségük, amely ellepi az üreg/vár bejáratát, így biztonságban tudnak ki-be közlekedni. Először általában a gátat építik meg, utána a lakóhelyet. A gátépítés leginkább ősszel figyelhető meg (RICHARD, 1983). A gátépítés eredményeképpen a területek folyóparti élőhelyekből tavi élőhelyekké alakulnak át, a gátak visszatartják a szerves anyagot és az ásványi anyagokat (MCDOWELL & NAIMAN, 1986). Az iszaposodás és a hódok által nagy mennyiségű nitrogénbevitel megnöveli a vízínövények mennyiségét (NAIMAN *et al.*, 1986). A gátak megszüntetik a hosszirányú átjárhatóságot, határt képeznek a vándorló fajoknak (SCHLOSSER, 1995 *cit.* HÄGGLUND & SJÖBERG, 1999).

A potenciális ragadozók jelenléte is befolyásolja az állatok viselkedését, például azt, hogy a parttól milyen messze merészkednek el. Ahol farkasok is élnek, a hódok leginkább a parttól számított 6 méteren belül táplálkoztak (NOLET *et al.*, 1994 *cit.* NOLET & ROSELL, 1994). Azokon a területeken, ahol nincsenek nagyragadozók, az állatok 20 méteren belül táplálkoztak (MCGINLEY & WITHAM, 1985). Magyarországon a medve és a farkas csak elvétve fordulnak elő, így ezek a fajok érdemben nem játszanak szabályozó szerepet a hazai hódállományban. Az egyre gyakoribb aransakál előfordulása nálunk már jelentősen átfed a hód előfordulási területével, de eddig nincs bizonyíték arra, hogy a sakálók vadásznának hódokra is. Ezen kívül a kóbor kutyák jelenthetnek még veszélyt.

Az eurázsiai hód egykor Ázsiában és Európában széles körben elterjedt fajnak számított, becslések szerint 6-40 millió példány élhetett a kontinensen. A 20. század elejére a kihalás szélére került: mintegy 1200 egyed maradt néhány kisebb populációban. A legtöbb országban az utolsó hódot a 19. században ölték meg. Eltűnésükhöz a túlzott mértékű hasznosítás vezetett. Először 1845-ben, Norvégiában lett

védett, később a többi országban is (HARTMAN, 1994a). Az első visszatelepítés Svédországban történt 1922-ben (CURRY-LINDAHL, 1967). Azóta Európa számos országában kezdődtek hód-visszatelepítési programok, többségük mára lezárult. A visszatelepítések igen sikeresnek bizonyultak: 1996-ban 430 000 egyedet becsültek (NOLET & ROSELL, 1998), 2006-ban már 639 000-re becsülték az állományt (<http://www.iucnredlist.org>), 2011-ben pedig számuk elérte az 1 milliót (MÜLLER-SCHWARZE, 2011). Mostanra az eurázsiai hód lassan mindenhol megjelenik a korábbi elterjedési területén.

Mikor elkezdődtek a visszatelepítések, akkor még nem tudták, hogy az Észak-Amerikában és az Európában élő hódok külön fajba tartoznak, ezt csak 1973-ban mondta ki Lavrov és Orlov (BOZSÉR, 2001b). A korai telepítésekhez ezért sokszor a másik kontinensről hoztak egyedeket, hogy szabadon engedjék őket. Finnországban és Ausztriában is engedtek szabadon kanadai hódokat: Finnországban mára jelentősen elterjedtek (LAHTI, 1997), míg Ausztriából eltűntek (SCHWAB & LUTSCHINGER, 2001).

Európában a vizes élőhelyek 90%-a elveszett az elmúlt száz évben. A honfoglalás idején a mai Magyarország területének negyedrésze vízjárta területnek számított. Az azóta eltelt évszázadok alatt a lápok több mint 97%-át kiszárítottuk, az árterek mérete 23 000 km²-ről 1518 km²-re csökkent. A megmaradt hullámterek többségén sem természetes élőhelyeket találunk már, hanem szántókat, réteket, legelőket, gazdasági erdőket, gyümölcsösöket, üdülőövezeteket (DOBROSI *et al.*, 1993). Az állatok újbóli elszaporodásával megnőtt az emberrel való konfliktusok száma is. Ebben az erősen átalakított és szabályozott környezetben a hódok visszatérése és tevékenysége olykor nehezen tolerálható és kezelhető.

A Kárpát-medencében a hódok korábban nagy területeken – a tavak és a folyók partjain, mocsarakban, lápokban – fordultak elő. Erre utalnak egyes települések és területek nevei: Hódmezővásárhely, Nagyhódos, Hódos-ér stb. Miután Magyarországról 1865-ben kipusztult, közel száz évig nem élt hazánkban a faj. A Szigetközben jelent meg ismét először 1985-ben, a korábbi ausztriai telepítések következtében. A WWF Magyarország 1996–2008 között összesen 234 példányt engedett szabadon a magyar vizekbe. 2014-ben már az összes folyónkon jelen van (Duna, Tisza, Körös, Maros, Dráva, Mura, Zala, Rába, Marcal, Rábca), és sorra jelenik meg a kisebb-nagyobb patakokon, csatornákon. Hazai becsült egyedszáma jelenleg 1000-1500 egyed közé tehető. A hód „ökoszisztéma mérnök” és kulcsfaj egyben, de jelentős tájtalakító tevékenysége és az emberi jelenlét nem mindenhol összeegyeztethető.

Természetes környezetben a hódok tevékenysége növeli a fajgazdagságot: a fadóntással lécek nyílnak a lombkoronában, így több fény jut le az aljnövényzetbe, gazdagabb lesz a cserje- és a gyepszint. Ez az állatoknak is jó, hiszen új búvó-, fészkelő- és táplálkozóhelyek keletkeznek. A visszatartott és felduzzasztott vízfolyás környezete nedvesebbé válik, csökken a talajerózió és üledék halmozódik fel. Növekszik a vizes élőhelyek területe is. A létrejövő kis tavacsok még emberi szempontból is hasznosak lehetnek: kiválóak itatásra vagy öntözésre is. A fő probléma, hogy a partokon már szinte egész Európában nem találunk természetes vízparti társulásokat. Ezért a visszatérő hódok tevékenységükkel gyakran emberi érdekeket sértenek és így konfliktust generálnak. Jelenleg az hazánkban csak Győr-Moson-Sopron megyéből, azon belül a Hanságban és a Szigetközben ismertek „problémás egyedek”, máshonnan még nem jelentettek eseteket.

2. A hódok jelenlétével kapcsolatos leggyakoribb problémák

1. *Gazdasági erdőket és díszfákat tesznek tönkre.* A vízpartok sok helyen fontos gazdasági vagy rekreációs területek. A part közeli nemesnyarasok kedvelt táplálkozóhelyek a hódok számára, de megdézsmálják a víz közeli kukorica- és repceföldeket is. A hatalmasra nőtt vízparti nyárfák esztétikailag is értékesek. Természetvédelmi szempontból védendő fák is lehetnek partközelségben, ezek felügyelete kiemelten fontos, ha hód van a közelben.

2. *A gátépítés áradáshoz, területek elárasztásához vezethet.* A hódgátak döntő többsége ma a Hanságban található. A terület itt igen sík, így kisebb duzzasztás is viszonylag nagy területek elárasztásával fenyeget. A csapadék hazai eloszlása igen változékony, a téli és a nyári viszonylag csapadékszegény időszakot általában esős tavasz és őszi követi. A gyorsan felduzzadó csatornák a gátak miatt könnyen kilépnek medrükből, és a víz elöntheti a szántóföldeket és a kerteket.

3. *A gátak a vízfolyás jellegének és hosszirányú átjárhatóságának megváltoztatásával egyes vízi fajok eltűnéséhez vezethetnek.* Jelenleg egy ismert helyszín van az országban, ahol a hód ilyen problémát okozhat. A Kerka (Csernec) egy rendkívül értékes, áramláskedvelő puhatestű-közösségnek ad otthont, melynek nem kedvez az áramlási viszonyok és az árnyékolás/besugárzás megváltozása. Itt él a karélliai kérész (*Eurylophella karelica*), amelynek négy európai elterjedési centruma közül az egyik a Kerka vízrendszere (KOVÁCS & AMBRUS, 1999).

4. *A partok mellett lévő utak alá ásnak.* A lakóüregek a partoldalban akár 5-10 méter hosszúak is lehetnek. Ha túl vékony a talaj az üreg fölött, beszakad a föld és 50-70 cm mély „lyukak” keletkeznek. Ha ez egy földúton történik és behajtanak, az autóban súlyos károk keletkezhetnek.

5. *Árvízvédelmi töltésekbe üreget áshatnak.* Ha az árvízvédelmi töltés nagyon közel van a mederhez, áradáskor a víz hamar eléri a töltés lábát. Az üregükből kiöntött hódok hamar új üreget kezdenek ásni, amire ilyenkor gyakran a töltés fala az egyetlen lehetőség. A rókák és a borzok ugyan sokkal gyakrabban kezdenek a töltésbe üreget ásni, de ezeket a gátörök hamar észreveszik, a hódok viszont árvíz idején ásnak a víz alatt, így láthatatlanul – ráadásul a legrosszabb időben – gyengítik a töltést, és ez a tevékenységük szélsőséges esetben akár gátszakadáshoz is vezethet. A járatra gyakran csak azután derül fény, miután a víz elvonult.

3. A károk megelőzésének lehetőségei

1. *Riasztó anyagok kihelyezése, kerítés használata.* Az állatok hódpézsma-val jelölik ki a területüket. Ha kihelyezzük ezt az anyagot, a hódok egy ideig távol tarthatók, de ha növekszik az egyedsűrűség, a vándorló példányok tüzetesebben megnezik a területeket, hogy valóban jelen van-e a kasztórium „gazdája”, és ha nincs, akkor belakják a helyszínt. Emiatt a hódpézsma-kihelyezés hatékonysága jelentősen csökkenhet (SCHULTE & MÜLLER-SCHWARZE, 1999). A fák védelmében szóba jöhet a törzs kezelése lenolajjal vagy oltott mésszel. Mindegyik módszer csak rövid távon hatékony, és gyakran kell ismételnit a kezelést. Ezért a legjobb a védendő fákat vagy területet kerítéssel, esetleg villanypásztorral körbevenni. Nagyobb erdő esetén ez viszont jelentős költséget jelent.

2. *Gátak bontása, vízszintszabályzás.* A hódgátakat leggyakrabban a vízügyi szakemberek bontják el. Ez többnyire teljesen felesleges, mivel a hódok ezeket néhány napon belül újraépítik. Léteznek vízszintszabályzó lehetőségek is (CZABÁN, 2013). Ezeket a módszereket Magyarországon eddig még nem próbálták ki. Szükség lenne a módszerek tesztelésére és hazai viszonyokra adaptálására.

3. *Partvédelem.* A hódok elriasztásának egyik hatékony módja, ha megakadályozzuk, hogy üreget ássanak maguknak. Ezt vagy a part kikövezésével, vagy acélrács lefektetésével lehet elérni. Mindkét módszer igen költséges és természetvédelmi szempontból is aggályos.

4. *Sterilizálás, hormonimplantátum beültetése.* A sterilizált hódok nem szaporodnak, és a vándorló egyedeket is távol tartják. Ez a módszer csak elméletileg jöhet szóba, hiszen óriási mennyiségű élőmunkát és költségeket jelent.

5. *Élvefogó csapdázás és áthelyezés.* Az új helyeken megjelenő egyedek frissen letelepedett állatok, melyeknek még nincsenek utódai, vagy ha vannak, számuk csekély. Ezeket a családokat a relatíve kisebb egyedszám miatt könnyebb befogni. Azért is érdemes az újonnan megjelent egyedeket csapdázni, mert a megjelenésük utáni rövid idő alatt még nem tudnak „berendezkedni”, és nagyobb károkat okozni (MÜLLER-SCHWARZE, 2011). Ez a módszer azokon a területeken is működhet, ahol a régebb óta a területen élő hódok okoznak rendszeresen gondot. A megfelelő egyedek és családok kiválasztásában a hatóságnak és a csapdázóknak nagy szerepük van. Fontos megjegyezni, hogy az egyre növekvő hódállomány miatt egyre gyakrabban találkozhatunk majd vándorló, szabad területeket kereső példányokkal. A csapdázással csak azt érjük el, hogy felszabadulnak potenciális élőhelyek, és a problémás helyeket hamar elfoglalják majd újabb bevándorló egyedek (SCHULTE & MÜLLER-SCHWARZE, 1999). Az áthelyezéssel ráadásul csak „exportáljuk” a gondot, hiszen már szinte mindenhol van hód Magyarországon, és csak máshol növeljük ezzel a módszerrel az egyedszámot.

6. *Vadászat és állomány szabályozás.* Mindenképpen szükség lesz előbb-utóbb az egyedszám csökkentésre. Észak- és Nyugat-Európában már alkalmazzák a gyakorlatban. Közép-Európában napjainkban erősödik meg annyira a hódállomány, hogy ezzel is foglalkozni kelljen. A vadászat kevésbé jöhet szóba a hódok sajátos életmódja miatt. A csapdázás igen hatékony, korábban emiatt fogytakozott meg az egyedszámuk. A módszer elfogadottsága a befogás szabályozásának mikéntjén múlik. Más védett fajoknál is működik a gyérítés, például a nyuszt, a vidra, a hörcsög vagy a kárókatona esetében is. Ehhez a természetvédelmi hatóságok külön engedélyre van szükség. Ma már gazdasági jelentősége nincs a fajnak, hiszen a prém ára igen alacsony, és a húsát sem fogyasztják.

Észak- és Nyugat-Európában kidolgoztak már hódkezelési stratégiákat is. Olyan szakembereket képeztek ki, akik megfelelő tudással rendelkeznek a problémák feltérképezéséhez és szakszerű elhárításához. A konfliktusok számának növekedése miatt Magyarországon is szükséges *Hódmenedzsmet Terv* elkészítése, ami magában foglalja a problémák hatékony és jogszerű kezelésére alkalmas intézményrendszer kereteit, és a társadalomnak szóló szemléletformáló kampány elemeit. A módszerek ismertek, csak át kellene venni ezeket, és a hazai viszonyokra tesztelni.

4. Összefoglalás

A ma létező két hódfaj ökológiai igényei megegyeznek. Vízpartokon élnek, a víztől 20-30 méternél távolabb ritkán merészkednek. Az eurázsiai hód leginkább a vízpartba ássott üregben lakik, aminek a bejárata a víz szintje alatt található. A gátak a vízszint megemelésére szolgálnak, így tudja „elrejtetni” a bejáratot. A szociális alapegység a család, amely saját territóriumot birtokol. Az utódok két éves koruk környékén vándorolnak el és keresnek maguknak alkalmas élőhelyet. A hódok generalista növényevők, azaz szinte minden fellelhető növényfajt fogyasztanak. Nyáron többnyire lágyszárúakon élnek, télen pedig a fák kérgét rágják. A korábbi évszázadokban mindkét faj egyedszáma drasztikusan csökkent a túlzott vadászat következtében. Az eurázsiai faj majdnem kipusztult, de az 1922-ben elkezdett visszatelepítési erőfeszítések hatására ma már szinte egész Európában újra megjelent és egyedszáma gyorsan növekszik. Megfogyatkozásával párhuzamosan egykori élőhelyeinek jelentős része is eltűnt, újbóli visszatérése pedig az emberkéz által jelentősen átalakított környezetben olykor nehezen tolerálható és kezelhető. Környezetét bármely más fajnál jobban képes megváltoztatni. Természetes élőhelyen a hód megjelenésével a biodiverzitás nő, de emberi szempontból nézve károkat is okozhat jelenlétük. A leggyakoribb problémák: a gazdasági erdőkből elviszi a fát, a gátépítés vízügyi gondokat okoz, az üregek a vízparti utakat és az árvízvédelmi töltéseket gyengítik. A nyugati országokban már kidolgoztak különböző hódkezelési módszereket, amelyeket hazai környezetben is tesztelni és alkalmazni lehetne. A fákat el lehet keríteni, a partoldalt meg lehet védeni, a gátak vízszintjét lehet szabályozni és végső esetben a problémás egyedeket el lehet távolítani a területről. Mivel védett faj, mindehhez természetesen megfelelő szakértelem és engedély szükséges. Ezt a feladatot hatékonyan egy hódmenedzser tudná ellátni, aki az egyedi esetekre egyedi megoldásokat javasolhatna.

5. Summary

The two existing Beaver species have similar ecological requirements. They live at riparian zone of water courses and lakes. The Eurasian beavers live in burrows what they dig in steep slopes, with the entrances under water. The dams retain the water and lift the water level up to hide the entrance. The basic social unit of Beaver society is the family. They live on a territory. The two-year-olds usually leave and look for empty available habitats. They are generalist plant-eaters, they eat almost all the edible plant species. They consume much herbaceous and aquatic vegetation during the growing season, they gnaw the bark of the trees during winter. The number of both Beaver species decreased drastically until the 19th century due to the overhunting. The Eurasian species almost extinct. Due to the reintroductions had been started in 1922 this species has returned into Europe and its number is growing quickly. The area of riparian forests also decreased in the 19th century therefore the reappearance of the Beaver into the land significantly controlled by humans is sometimes hardly tolerable and treatable. The Beavers can change their environment to their needs more than any other wildlife. The biodiversity increases in a newly colonised natural habitat, but their presence in the human point of view can be harmful. The most common damages resulting from Beaver activities: the take away the wood from the industrial forests; the dams cause water management problems; the burrows weaken the roads and the human-made dams along the banks. Useable management technics have been developed in western countries which should be tested and used in Hungarian circumstances. The tree trunks can be fenced, the water banks can be defended, the water level of the dams can be regulated and if there is no other option the nuisance Beavers can be eliminated. This is a protected species therefore the use of all the managing technics need special skills and permissions. Beaver managers could serve as efficient moderators in handling the local problems offering the best solutions for each of them.

6. Irodalom

BOZSÉR O. (1999): A gemenci hódok nyomában. *Élet és Tudomány*, 54(7): 204–206.

BOZSÉR, O. (2001a): History and reintroduction of the Beaver (*Castor fiber*) in Hungary, with special regard to the floodplain of the Danube in Gemenc area. In: CZECH, A. & SCHWAB, G. (eds.): The European Beaver in a new millennium. Proceedings of 2nd European Beaver Symposium, 27–30 September 2000, Białowieża, Poland. Carpathian Heritage Society, Kraków: 25–28.

- BOZSÉR O.** (2001b): Hódok az óvilágban. WWF Magyarország, Budapest. /WWF füzetek, 19./
- CURRY-LINDAHL, K.** (1967): The Beaver, *Castor fiber* Linnaeus, 1758 in Sweden – extermination and reappearance. *Acta Theriologica*, 12(1): 1–15.
- CZABÁN D.** (2003): A Hanságba visszatelepített hódok (*Castor fiber*) élőhely- és táplálékválasztási szokásai. Diplomadolgozat. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest.
- CZABÁN D.** (2013): Élünk együtt a hódokkal, de hogyan? WWF Magyarország Alapítvány, Budapest.
- DOBROSI D., HARASZTHY L. & SZABÓ G.** (1993): Magyarországi árterek természetvédelmi problémái. WWF Magyarországi Képviselő, Budapest. /WWF Füzetek 3./
- DONKOR, N. T. & FRYXELL, J. M.** (1999): Impact of Beaver foraging on structure of lowland boreal forests of Algonquin Provincial Park, Ontario. *Forest Ecology and Management*, 118(1–3): 83–92.
- FRYXELL, J. M.** (1992): Space use by Beavers in relation to resource abundance. *Oikos*, 64(3): 474–478.
- FRYXELL, J. M.** (2001): Habitat suitability and source-sink dynamics of Beaver. *Journal of Animal Ecology*, 70(2): 310–316.
- HARTMAN, G.** (1994a): Ecological studies of a reintroduced Beaver (*Castor fiber*) population. PhD thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- HARTMAN, G.** (1994b): Long-term population development of a reintroduced Beaver (*Castor fiber*) population in Sweden. *Conservation Biology*, 8(3): 713–717.
- HÄGGLUND, Å. & SJÖBERG, G.** (1999): Effects of Beaver dams on the fish fauna of forest streams. *Forest Ecology and Management*, 115(2–3): 259–266.
- HEIDECHE, D. & KLENNER-FRINGS, B.** (1992): Studie über die Habitatnutzung des Bibers in der Kulturlandschaft. In: **Schröpfer, R.** (Hrsg.): Semiaquatische Säugetiere. Materialien des 2. Internationalen Symposiums Semiaquatische Säugetiere. 9–12. Juni 1992, Osnabrück/Germany. Martin Luther-Universität, Halle/Saale: 103–120.
- JOHNSTON, C. A. & NAIMAN, R. J.** (1990): Aquatic patch creation in relation to Beaver population trends. *Ecology*, 71(4): 1617–1621.
- JONES, C. G., LAWTON, J. H. & SHACHAK, M.** (1994): Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69(3): 373–386.
- KOVÁCS, T. & AMBRUS, A.** (1999): *Eurylophella karelica* Tiensuu, 1935 in the Carpathian Basin (Ephemeroptera: Ephemerellidae). *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis*, 23: 153–156.
- LAHTI, S.** (1997): Development of population, distribution problems and prospects of finnish beaver populations (*Castor fiber* L. and *Castor canadensis* Kuhl). In: Proceedings of the First European Beaver Symposium, Bratislava.
- LEEGE, T. A.** (1968): Natural movements of Beavers in Southeastern Idaho. *Journal of Wildlife Management*, 32(4): 973–976.
- MCDOWELL, D. M. & NAIMAN, R. J.** (1986): Structure and function of a benthic invertebrate stream community as influenced by Beaver (*Castor canadensis*). *Oecologia*, 68(4): 481–489.
- MCGINLEY, M. A. & WHITHAM, T. G.** (1985): Central place foraging by Beavers (*Castor canadensis*): a test of foraging predictions and the impact of selective feeding on the growth form of cottonwoods (*Populus fremontii*). *Oecologia*, 66(4): 558–562.
- MÜLLER-SCHWARZE, D.** (2011): The Beaver. Its Life and Impact. Second edition. Comstock Publishing Associates, Ithaka.
- NAIMAN, R. J., MELILLO, J. M. & HOBBIE, J. E.** (1986): Ecosystem alteration of boreal forest streams by Beaver (*Castor canadensis*). *Ecology*, 67(5): 1254–1269.
- NOLET, B. A. & BAVECO, J. M.** (1996): Development and viability of a translocated Beaver *Castor fiber* population in the Netherlands. *Biological Conservation*, 75(2): 125–137.
- NOLET, B. A. & ROSELL, F.** (1994): Territoriality and time budgets in Beavers during sequential settlement. *Canadian Journal of Zoology*, 72(7): 1227–1237.
- NOLET, B. A. & ROSELL, F.** (1998): Comeback of the Beaver *Castor fiber*: an overview of old and new conservation problems. *Biological Conservation*, 83(2): 165–173.
- PASTOR, J. & NAIMAN, R. J.** (1992): Selective foraging and ecosystem processes in boreal forests. *The American Naturalist*, 139(4): 690–705.
- RICHARD, P. B.** (1983): Mechanisms and adaptation in the constructive behaviour of the beaver (*Castor fiber* L.). *Acta Zoologica Fennica*, 174: 105–108.
- SCHULTE, B. A. & MÜLLER-SCHWARZE, D.** (1999): Understanding North American Beaver behavior as an aid to management. In: **BUSHER, P. E. & DZIECIOLOWSKI, R. M.** (eds.): Beaver protection, management, and utilization in Europe and North America. Kluwer Academic / Plenum Publishers, New York.
- SCHWAB, G. & LUTSCHINGER, G.** (2001): The return of the Beaver (*Castor fiber*) to the Danube watershed. In: **CZECH, A. & SCHWAB, G.** (eds.): The European Beaver in a new millennium. Proceedings of 2nd European Beaver Symposium, 27–30 September 2000, Białowieża, Poland. Carpathian Heritage Society, Kraków: 47–50.
- SLOUGH, B. G. & SADLEIR, R. M. F. S.** (1977): A land capability classification system for Beaver (*Castor canadensis* Kuhl). *Canadian Journal of Zoology*, 55(8): 1324–1335.
- STAVROVSKY, D. D.** (1997): Beaver's activities influence on the environment conditions. In: Proceedings of the First European Beaver Symposium, Bratislava.
- SVENDSEN, G. E.** (1989): Pair formation, duration of pair-bonds, and mate replacement in a population of Beavers (*Castor canadensis*). *Canadian Journal of Zoology*, 67(2): 336–340.

Rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) repatriációja a Hanságban – kérdések és lehetőségek

Repatriation of Hungarian Meadow Viper (*Vipera ursinii rakosiensis*) into the Hanság – questions and possibilities

HALPERN BÁLINT, DANKOVICS RÓBERT, SIPOS TIBOR, PÉCHY TAMÁS, SÓS ENDRE & CHRIS WALZER

1. Bevezetés

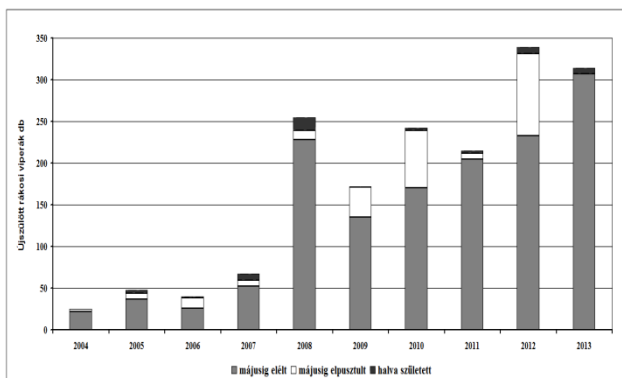
A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis* Méhely, 1893) fokozottan védett mérgeskígyó-fajunk, egymillió forintos eszmei természetvédelmi értékkel (MÉHELY, 1893), melyet ritkasága miatt joggal tekinthetünk az egyik legveszélyeztetettebb hazai gerincesnek, és ezáltal a természetvédelem kiemelt prioritásának. Ezt a kis termetű mérgeskígyó-fajt élőhelyeinek felszámolása és egyéb antropogén tényezők a 20. század végére a kipusztulás közvetlen közelébe sodorták. A kialakult helyzetet már nemzetközi egyezmények is komolyan vették. Így került fel a faj a Berni Egyezmény II-es listájára [COUNCIL OF EUROPE, 1979 (revised 2002)] és a Washingtoni Egyezmény I-es listájára (CITES, 2013), de az International Union for Conservation of Nature (IUCN) Vörös-listáján is a *veszélyeztetett* kategóriába sorolták (IUCN, 2014), a Berni Egyezmény pedig 2005-ben elfogadta a fajra vonatkozó Európai Akciótervet (EDGAR & BIRD, 2005). A rákosi vipera az Európai Unió Élőhelyvédelmi Irányelvének II-es listáján szerepel [COUNCIL OF EUROPE, 1979 (revised 2002), 1991], ami azt jelenti, hogy előfordulási helyeit a Natura 2000 hálózatba kellett besorolni. Magyarországon 2004-ben fogadták el a Rákosi Vipera Fajvédelmi Tervet (DANKOVICS *et al.*, 2004), és ebben az évben indulhatott el az a komplex természetvédelmi program, melyet a magyar államon kívül az Európai Bizottság LIFE és LIFE+ Alapja is támogatott.

Ezeket az intézkedéseket az egyértelműen csökkenő állomány – melyről számos kutató beszámolt az 1970-es évektől kezdődően (HONNEGER, 1978; TAKÁCS *et al.*, 1987; CORBETT, 1989; ÚJVÁRI *et al.*, 2000; NILSON & ANDRÉN, 2001) – tette szükségessé. A kedvezőtlen trendekről beszámolóik számos esetben követelték azonnali, határozottabb intézkedéseket a faj védelme érdekében (KORSÓS & GÓR, 1994; BALDI *et al.*, 1995, 2001). A faj visszaszorulásának hátterében egyértelműen a mezőgazdaság, illetve a területhasználathoz intenzifikációja áll, mely a II. világháborút követően gyakorlatilag felszámolta a faj számára alkalmas, nagy kiterjedésű élőhelyeket. Az élőhelyül szolgáló sztyeppmaradványok gépesített kezelése is tovább rontotta a faj helyzetét, mely kisméretű, fragmentált gyeptársulások maradt csak fenn, ahol a rendszeres kezelés negatív hatása magyarázza a maradék állományok fokozatos eltűnését. A faj egyik legfontosabb előfordulási helyén, a Hanságban sem volt ez másként, és talán ezen a tájegységen volt a legszembeötlőbb a tájleptékváltozás (DANKOVICS, 2005).

A rákosi vipera jelenlegi állományai olyan gyepterületen található meg, amelyekre jellemző a nedves és száraz gyeptársulások alkotta mozaik, illetve a térszínnek és a gyepterület szerkezetének jellemzői biztosított mikroklímájának változatossága. Ezek az állományok hazánk két tájegységében található meg: két állomány ismert a Hanság, illetve kilenc populáció a Kiskunság területén. További három ismert előfordulási helye vált ismertté Erdélyben (HALPERN *et al.*, 2007), melyek taxonómiai helyzetéről a morfológiai jellemzők összevetésén kívül a mitokondriális DNS 2326 bázispárnyi szakaszainak összehasonlításával bizonyosodtak meg (HALPERN *et al.*, 2007).

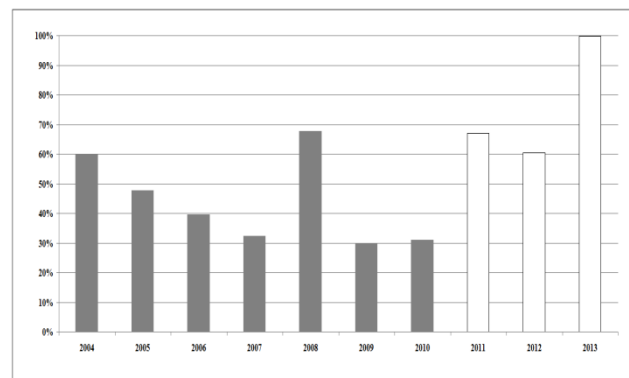
2. Rákosi Vipera Védelmi LIFE Program

A faj hosszú távú megőrzését elősegítendő, a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME) koordinálásával 2004-ben indult el az a komplex természetvédelmi program, melyet az Európai Bizottság és a Magyar Állam finanszírozott a LIFE program keretében (HALPERN, 2007). A program négy fő pillérből állt: zárttéri tenyésztés és kibocsátás; élőhelyrekonstrukció; a faj állományainak és élőhelyeinek monitorozása; a lakosság tájékoztatása és szemléletformálása. A program célja a 11 ismert állomány esetében tapasztalt csökkenő tendenciák visszafordításával a faj hosszú távú megőrzésének garantálása. A hajdani természetvédelmi hivatal létrehozta a Rákosi Vipera Védelmi Tanácsot, melynek feladata a fajvédelmi program szakmai felügyelete.



1. ábra – A Rákosivipera-védelmi Központban született rákosi viperák évenkénti egyedszámjai

Fig. 1. – Annual number of Hungarian Meadow Vipers born at the Hungarian Meadow Viper Conservation Centre between 2004 and 2013



2. ábra – Túlélési ráta a 4. éves korig (kohorsz %-ában)

Fig. 2. – Recruitment percentage of Hungarian Meadow Vipers born and reared at the Hungarian Meadow Viper Conservation Centre. Surviving percentage of the last three cohorts (shown as hatched bars) are showing potential recruitment rate

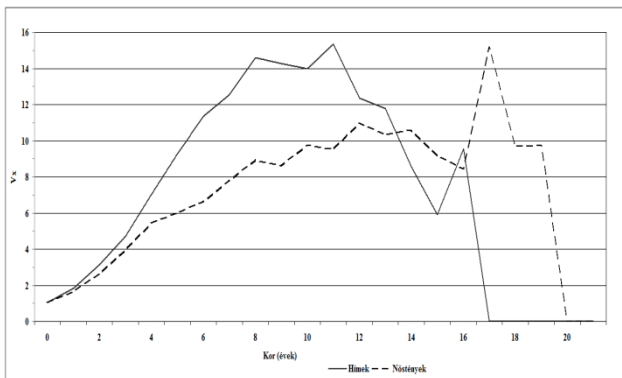
A Kiskunsági Nemzeti Park – az MME pénzügyi segítségével – még 1998-ban megvásárolt egy tanyát a faj zárttéri tenyésztési bázisának létrehozása céljából. A Rákosivipera-védelmi Központ végül 2004. július 7-én nyílt meg hivatalosan, távol a lakott területektől, viszont

ismert viperaélhelyek szomszédságában. A tenyésztés négy kiskunsági élőhelyről begyűjtött tíz felnőtt rákosi viperával kezdődött el 2004-ben. Hansági és dabasi élőhelyekről további hat példány került begyűjtésre 2007 és 2008 során.

A rákosi viperák egyedi azonosítása a pikkelyek egyedi elrendeződése alapján történik, melyet fotókkal dokumentálunk. A viperákat rendszeresen mérjük (testtömeg, testhossz, farokhossz), törekedve az évenkénti legalább egyszeri mérési adata egyedenként. A program egyik önkéntese, Baracs Ákos által kidolgozott 'Vipera' elnevezésű, MySQL-alapú adatbázis-programban rendszerezük az egyedekkel kapcsolatos mérési és egyéb adatokat. A programmal az egyedi azonosítás is végrehajtható, az egyes pikkelykarakterekre történő szűréssel. Az adatbázis 2013 év végén 2030 viperával kapcsolatos összesen 11 914 esemény adatait tartalmazta.

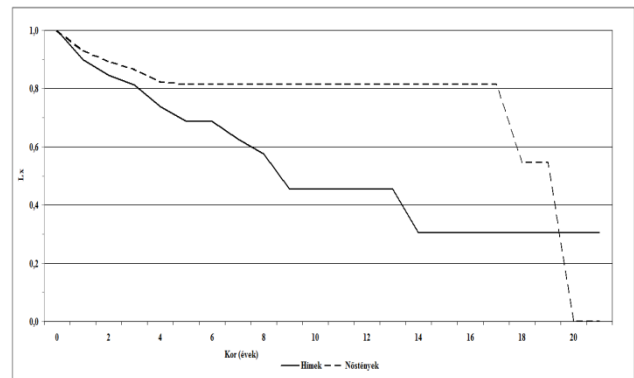
A tenyészpárok kiválasztásánál az egyedek genetikai hasonlóságát, ismert leszármazási és rokonsági viszonyait is figyelembe vesszük, ezért minden egyedről genetikai mintát vettünk. A genetikai vizsgálatokat a Magyar Természettudományi Múzeum Molekuláris Taxonómiai Laboratóriumában végeztük. Nyolc mikroszatellit lókuszt – 17FAM, 37NED, 3NED, 64VIC, 71FAM (CARLSON *et al.*, 2003) és Vu55FAM, Vu38VIC, Vu58VIC (METZGER *et al.*, 2011) – vizsgáltunk az egyedek genetikai hátterének feltárásához. Ezek a markerek apasági vizsgálatokhoz is felhasználhatók, amikor egyes egyedeknél felmerültek az apa személyét illető kérdések, illetve a rokon egyedek közül a markerek segítségével lehet kiválasztani a genetikailag legváltozatosabbnak tűnő példányokat, az ideális tenyészpárok kiválasztása érdekében.

A program kezdetén a rákosi viperákat tenyészpárokban helyeztük el. Később – mivel a kérdéses esetekben a genetikai technikákkal azonosíthatóvá váltak az apák – akár tenyészcsoportokban történő elhelyezésre is lehetőség nyílt. A szabadtéri terráriumokban próbáltunk szeminaturális körülményeket biztosítani, melyben fontos feladat volt az egyedek biztonságos szabadtéri telelését biztosító mesterséges telelőüreg kialakítása, melyeket fagyálló anyagból fejlesztettünk ki. A gravid nőstényeket a szülés előtt elkülönítjük kisebb terráriumokba, ahol a szülést követően az újszülött viperák könnyen észlelhetők és összegyűjthetők.



3. ábra – Hím és nőstény rákosi viperák reprodukciós értékei (V_x) a Rákosi vipera-védelmi Központban

Fig. 3. – Reproductive value (V_x) of male and female Hungarian Meadow Vipers at the Hungarian Meadow Viper Conservation Centre



4. ábra – Hím és nőstény rákosi viperák halálozási rátái (L_x) a Rákosi vipera-védelmi Központban

Fig. 4. – Mortality rates (L_x) of male and female Hungarian Meadow Vipers at the Hungarian Meadow Viper Conservation Centre

A program kezdete óta minden évben sikerrel szaporítottuk a rákosi viperákat, így 2013 végére összesen 1683 élő kisvipera született a Rákosi vipera-védelmi Központban. Közvetlenül megszületésük után, amint sikeresen levedlettek, lemérjük és lefotózzuk a kisviperákat, akik egyedi azonosítót kapnak (1. táblázat). Amióta 2008-ban a tenyészprogramban született példányok közül is vontunk be egyedeket a tenyésztésbe, a születések száma szignifikánsan emelkedett (1. ábra). Egészen 2008-ig a kisviperákat egyedi terráriumokban, ében tartottuk az első telükön, folyamatosan táplálva őket (két-három tücsköt kínálva fel nekik három-négy naponta). Ezen kohorszokban körülbelül 10%-os első évi mortalitást tapasztaltunk. A 2009-es évtől kezdődően – a természeteshez hasonlóan – a kisviperák is kint telelnek a szabadtéri terráriumokban. Ezen kohorszok esetében magasabb, 20-30%-os első évi mortalitást figyelhettünk meg, habár ez a szint feltételezhetően még mindig alacsonyabb a szabad természethez képest, ahol a predáció tovább csökkenti a túlélők létszámát. Annak érdekében, hogy elérjük a kohorszokként kívánatos 100-150 példány kibocsátási korú, három-négy éves viperát, a magasabb első évi mortalitást kompenzálандó, 2010-től megemeltük a tenyészpárok számát (2. ábra).

Élő utódok száma	1683
nőstények	851
hímek	832
Átlagos alomméret (\pm SD)	9,6 \pm 3,9
Átlagos testtömeg (g) (\pm SD)	2,4 \pm 0,4
Átlagos testhossz (mm) (\pm SD)	138,6 \pm 8,5
Alomszám	173
Vemhesség átlagos időtartama (nap) (\pm SD)	120,6 \pm 9,2

1. táblázat – A Rákosi vipera-védelmi Központban 2004 és 2013 között született rákosi viperák statisztikai adatai

Tab. 1. – Data on breeding results and measurements of young Hungarian Meadow Vipers at the Hungarian Meadow Viper Conservation Centre between 2004 and 2013

A program keretében a Fővárosi Állat- és Növénykert létrehozott egy Táplálékállat-tenyésztő Állomást a rákosi viperák számára, ahol a viperák fő táplálékát képező házi tücsök (*Acheta domestica*) és afrikai kétfoltú tücsök (*Gryllus bimaculatus*) tenyésztésével biztosítja a heti 3000-4000 tücsöknyi igényt április és szeptember között. Ezt egészítjük ki a növendék és felnőtt viperák számára havi rendszerességgel újszülött házi egérrel (*Mus musculus*).

A Fővárosi Állat- és Növénykert biztosítja a program állatorvosi felügyeletét is, melynek részeként a Rákosivipera-védelmi Központ viperáinak rendszeres bakteriológiai, virológiai és parazitológiai szűrésére is sor kerül. A nem egyértelmű esetekben a graviditás kimutatására ultrahangos szűrővizsgálatot is végeznek. Mechanikai sérülések, illetve három esetben szülési nehézségek orvoslására műtéti beavatkozásokra is szükség volt. Ezen kívül a viperák nyomkövetését célzó rádió-jeladó hasüregbe történő beültetését is az állatker állatorvosi csapata végzi, altatásos műtéti eljárást alkalmazva. A műtéteket követően átlagosan egy hónap alatt szívdóznak fel a varratok, majd az ez után következő megfigyelési időszak után kerülnek kibocsátásra a jelölt példányok. Természetesen az eljárás teljes körű alkalmazását mintegy egyéves tesztidőszak előzte meg 2011-ben, amikor tíz viperába került jeladó: két rádiós és nyolc hőmérsékleti logger (utóbbi ugyanolyan méretű, csak nincs rajta antenna). Ezeknél az egyedeknél figyeltük, hogy a beültetett jeladó befolyásolja-e bármilyen formában a viselkedésüket, életmenetüket. A tesztidőszak végére arra jutottunk, hogy a kígyók minden esetben normálisan viselkedtek a jeladókkal a testükben, mozgásukon, területhasználatukon nem látszott, hogy a jeladó bármilyen formában zavarná vagy akadályozná őket, illetve tudtak táplálkozni, üríteni, vedleni, sőt volt párzás, graviditás és ellés is (n=3), valamint minden egyed testtömege és testsúlya is gyarapodott a jelölt időszak végére. Ez időszak alatt arról is megbizonyosodhattunk, hogy a jeladók megbízhatóan működnek, mind a frekvenciatartomány stabilitását, mind az előre beprogramozott működési periódus idejét illetően. Ezekre a beavatkozásokra az Országos Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségtől kaptunk engedélyt, a terveket és az éves beszámolókat pedig a Rákosi Vipera Védelmi Szakmai Tanács hagyta jóvá.

A tenyésztett viperák leszármazási viszonyainak követésére és elemzésére a Fővárosi Állat- és Növénykert rendelkezésünkre bocsátotta a *Single Population Analysis and Records Keeping System (SPARKS)* programot, melyet az International Species Information System (ISIS) fejlesztett. További elemzéseket végeztünk a *Population Manager 2000* és a *PMx* programokkal, melyek révén a tenyésztőprogram egyedeinek reprodukciós értékeit és a különböző korosztályok mortalitási rátáit is kiszámoltuk (3. és 4. ábra). E programok segítségével az is becsülhető, hogy a becsült genetikai változatosság 90%-a mennyi ideig őrizhető meg további alapító példányok bevonása nélkül, illetve mikor és hány példánnyal kellene bővíteni a tenyésztőprogramot a beltenyésztettség elkerülése érdekében.

3. Kibocsátás

A kibocsátás módszertanát az úgynevezett Kibocsátási Protokollban foglaltuk össze, melyet a Rákosi Vipera Védelmi Szakmai Tanács megvitatott és elfogadott. Céltérületként gyeprekonstrukciós intézkedésekkel megnövelt méretű élőhelyeket jelöltünk ki (HALPERN, 2007), így elkerülhető az egyes élőhelyek eltartóképességének túlbecslése, illetve a kibocsátás okozta túlnépesedés. Az egyes élőhelyek alkalmasságát a meglévő és rekonstruált élőhelyek táplálékállat és botanikai monitorozási eredményeinek összehasonlító értékelésével döntöttük el (HALPERN, 2007).

	2010	2011	2012	2013	Összes
Kibocsátott viperák	30	71	87	52	240
Viperamegfigyelések	34	39	40	142	255
Azonosított viperák megfigyelései	21	13	19	94	147
Nyomon követett állatok megfigyelései	–	–	11	41	52
Azonosított egyedek	10	6	13	46	69
Azonosított nyomon követett egyedek	-	-	6	13	16
Visszafogott egyedek*	9	6	7	24	43
Gravid nőstények	5	4	-	9	18
Szökött egyedek	2	0	0	11	13
Újonnan regisztrált egyedek	1	0	0	9	10
Átlagos időtartam az elengedés és a megfigyelés között (nap)	100,9 ± 73,1	197,6 ± 175,2	165,0 ± 242,2	371,5 ± 235,2	252,2 ± 230,1
Maximum időtartam az elengedés és a megfigyelés között (nap)	177	540	518	923	923

2. táblázat – Rákosivipera-megfigyelések a kibocsátási területeken 2010 és 2013 között
(* a rádiós jeladóval jelölt egyedeket nem vettük bele ezekbe az adatokba)

Tab. 2. – Hungarian Meadow Viper observations from reintroduction sites between 2010 and 2013 (* Radio-tagged vipers were not included in these numbers. In 2012 and 2013, 16 radio-tagged individuals were visually observed a total of 52 times)

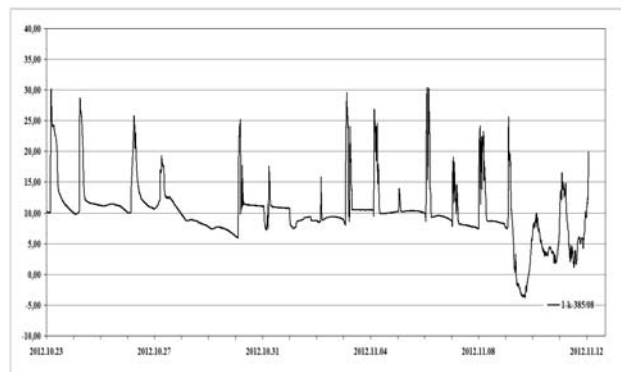
A szabadtéri terráriumokban használt mesterséges telelőüregeket használtuk fel a kibocsátások során is, így az új helyszínre helyezett példányok ismert közegeből, fokozatosan kezdhették meg jövőbeni élőhelyük megismerését. A kezdeti kibocsátásokat tél végére időzítettük, így a viperák a telelésből előbújva az üregeik közelében kezdhették meg szabad életüket (4. ábra). Ennek az időzítésnek azonban vannak potenciális hátrányai is: alacsony, kevesebb takarást biztosító vegetáció, kevés zsákmányállat, ami könnyen a relatív tömegesen megjelenő viperákra irányíthatja a potenciális ragadozók figyelmét. Későbbiekben ezen okok miatt áttértünk a viperák későbbi, kora nyári kibocsátására, amikor a vegetáció és a prédaállatosság is kedvezőbb, ez magyarázat lehet az ilyenkor kibocsátott csoportoknál tapasztalt nagyobb rövid távú visszafogási rátára, mely magasabb túlélési rátát sejtet.

Az első kibocsátásra 2010. február végén került sor, amikor 30 példányt engedünk szabadon a Kiskunságban, a Rákosivipera-védelmi Központ közelében, az első LIFE projekt keretében 26 ha-on helyreállított élőhelyen. A területen található feketefenyő és fehér akác alkotta faültetvényt 2006-ra sikerült letermelni, majd a kituskózott területet 2007-ben egy hat fajból álló fűmagkeverékkel gyepesíteni, aminek révén nemcsak a gyepterületek kiterjedését növeltük meg, hanem a területeket elválasztó fás vegetációk eltávolításával csökkentettük a gyepterületek fragmentáltságát, valamint a dombok visszagyepesítésével téli előntésektől védett, hosszabb távon is

biztonságos telelőhelyeket biztosítottunk a viperáknak (HALPERN, 2007). Három egymás utáni kibocsátás során összesen 142 viperát engedünk el ezen a területen és 2012–2013 során további 78 egyedét egy közeli, hasonló adottságú élőhelyen. Ezt követően 2013-ban 20 példány kiengedésével, mintegy próbaként, megkezdjük a viperák kibocsátását a Hanságban is, ahol a LIFE+ projekt keretében végzett 1600 ha-os élőhelyrekonstrukció részeként 2010-ben visszagyepesített 22 ha-os korábbi szántóterületre kerültek ki a viperák.

A viperák rendszeres monitorozását – a zavarás mérséklése érdekében – heti egy alkalomban maximáltuk. Különböző módszerekkel keresve a viperákat 2010 és 2013 között összesen 255-ször észleltünk rákosi viperát a három kibocsátási helyen. A kibocsátás után a viperákat általában a mesterséges üregek közelében láttuk, melyek ellenőrzésére csökmérát is használtunk. Az észlelt egyedeket nem fogtuk meg, de próbáltunk róluk olyan minőségű fejfotót készíteni, aminek alapján egyedileg azonosíthatóak. Ezt a törekvésünket az esetek 47%-ában koronázta siker (2. táblázat). A jeladóval jelölt viperákon kívül összesen 53 egyedét sikerült azonosítani a kibocsátásokat követő négy év során, valamint további tíz olyan példányt, melyek nem szerepeltek a nyilvántartásunkban. Számos alkalommal észleltünk gravid nőstényeket, jobbra a mesterséges üregeink közelében, illetve egy esetben szülést is sikerült megfigyelni, így az újonnan regisztrált példányok is nagyrészt újszülött vagy szabadult példányok.

A 2012 és 2013 során kibocsátott viperák közül 16 példányt rádiós jeladóval szereltünk fel. A jeladók kis mérete (23 x 10 x 8 mm egy 6 cm-es flexibilis antennával) ellenére, ezeket a példányokat nyolc-tíz hónapig lehetett nyomon követni, 200-300 m-es maximális észlelési távolsággal. Ezt az élettartamot úgy tudtuk elérni, hogy a jeladók programozottan csak bizonyos napok bizonyos napszakában adtak, egyszerre négy órát, heti három alkalommal. A beültetett jeladók másik funkciójuként ötperces intervallumokban rögzítették a viperák testhőmérsékletét. A rögzített hőmérsékleti adatokat a környezeti hőmérsékleti adatokkal összevetve az egyes viperák aktivitásmintázatát is fel lehet a későbbiekben dolgozni.



5. ábra – Hím rákosi vipera testhőmérséklete a kibocsátása után.

Ez a példányt 2012. november 9-én, feltehetően ragadozó madár általi predáció következtében elpusztult

Fig. 5. – Logged body-temperature records for a released male Hungarian Meadow Viper.

This individual was predated on 9th November 2012, probably killed by an aerial predator while basking

Az első teljes év rádiós nyomonkövetésének eredményeit vizsgálva néhány következtetést le lehet vonni a viperák élőhelyhasználatáról és túléléséről. Az első jelölt csoport 2012 júliusában került kibocsátására, ekkor 45 példányt helyeztünk ki az elsődleges kibocsátási helyszínre, ahová a korábbi két év során már 100 példányt eresztettünk. A viperákat a mesterséges üregekben szállítottuk a helyszínre és az üregeket csak a kihelyezés másnapján nyitottuk ki. Mind az öt jelölt vipera életben maradt egészen novemberig, annak ellenére például, hogy a terület jelentős részét vaddisznók (*Sus scrofa*) túrták fel szeptember vége felé. November 11-én azonban rátaláltunk az egyik jeladóra, némi izomszövet társaságában, valamint további két jeladó tűnt el aznap az éterből. Arra következtettünk, hogy a szokatlanul napos idő felszínre csábította a viperákat, és feltehetően ragadozó madarak áldozatául eshettek, hiszen abban az időszakban már megjelentek a területen az északról telelni érkező egerészölyvek (*Buteo buteo*) és kékes rétihéják (*Circus cyaneus*). A megtalált jeladó hőmérsékleti adatai is ezt a teóriát erősítik, 10:00 és 11:00 közé téve a predáció időpontját (5. ábra).

Az év vége felé, egy enyhe időjárású periódus során két további jeladó tűnt el nyomtalanul. Ezek a viperák közösen teleltek egy pocokjáratban, és a lyuk előtt napozó viperákat volt alkalmunk korábban meg is pillantani. Ezekben az esetekben is ragadozó madarak általi predációt sejtettünk a jeladók eltűnésének hátterében, azonban az egyik példányt 2013 októberében körülbelül száz méterre az utolsó észlelése helyétől életben találtuk, így legalább egy esetben bebizonyosodott, hogy a jelek eltűnésének hátterében technikai hiba is állhat.

A ragadozók szerepének és jelenlétük frekvenciájának pontosabb megismerése érdekében mozgásérzékelős vadkamerákat (Tevion, Lt Acorn, Moultrie, Bushnell) telepítettünk a kibocsátási területekre. A már ismert nappali ragadozók, mint az egerészölyv és a rétihéják (Accipitridae) mellett éjszakai ragadozóként a vörös róka (*Vulpes vulpes*) és a borz (*Meles meles*) jelenti a legkomolyabb veszélyt a rákosi viperákra, ugyanakkor a szintén gyanúsított vaddisznót időlegesen felmenthetjük, legalábbis három jeladós vipera bizonyítottan túlélte, amikor a területüket szisztematikusan feltúrta egy 15 egyedből álló konda.

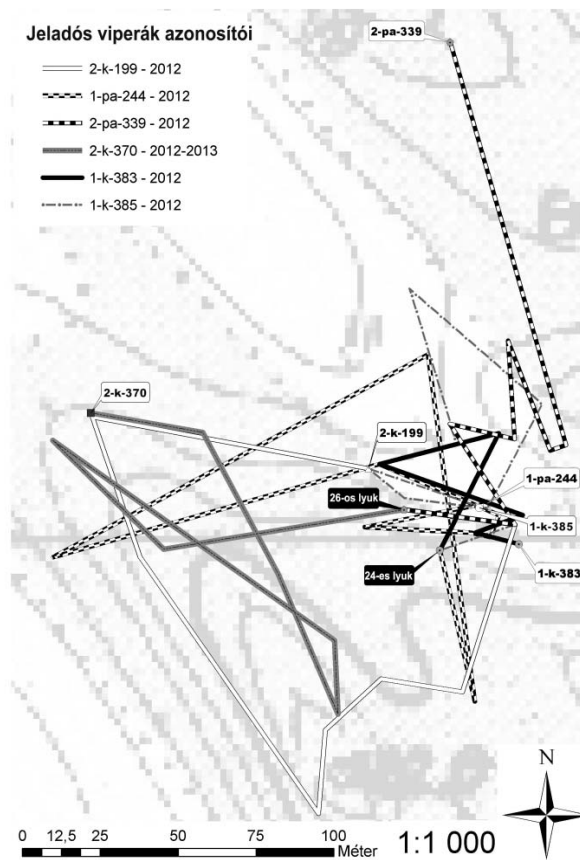
A 2012-ben kibocsátott jeladóval jelölt öt vipera közül végül egy (2-k-370/08) telet át működő jeladóval, és miután előjött a telelésből, 2013 áprilisában begyűjtésre került, majd műtétilag eltávolítottuk a jeladót, amiből le tudtuk tölteni a teljes periódus hőmérsékleti adatsorát. Ez a nőstény egy olyan természetes üregben telet át, amit feltehetően homoki gyíkok (*Podarcis tauricus*) ástak, hiszen egy ipari endoszkóppal (Olympus IPLEX RX) végrehajtott csökmérás ellenőrzés során két gyíkot is észleltünk a 30-40 cm mélyen telelő jelölt vipera mellett. A telelő hullók egy predációs kísérletet is átvészelték, amikor a bejáratot egy róka kaparta meg, de végül dolga végezetlenül távozott.

Sajnos a nőstény vipera nem ébredt fel a jeladó eltávolítását célzó műtét során alkalmazott mélyaltatásból, és mintegy egynapos katatóniás állapotot követően végül elpusztult. Ez volt egyébként az első és eddig egyetlen halálos eset a jeladók be- vagy kiműtése során (n=43). Mivel a boncolás nem talált semmilyen traumás okot, ami a jeladóval, illetve annak eltávolításával összefüggésbe hozható lenne,

ezért arra a következtetésre jutottunk, hogy a váratlan márciusi havazás miatt elhúzódó teletést követően az állat szervei és anyagcseréje, így a méregtelenítő rendszere sem funkcionált még tökéletesen, ami az altatáshoz használt szer relatív túladagolását, illetve lebontására való képtelenséget okozhatta. A későbbiekre nézve tanulságként megállapítható, hogy hasonló esetekben várni kell a műtét addig, amíg a normál anyagcserére utaló jeleket – mint táplálkozás és ürítés – nem észleljük.

A jelölt, kibocsátott viperák mozgásmintázatait tanulmányozva azt tapasztaltuk, hogy eleinte egy körkörös, felfedező jellegű elmozdulás figyelhető meg, aminek a végén az állatok jellemzően visszatérnek a kiindulási pontra, esetünkben a mesterséges teletőregekhez. (6. ábra). Általánosan a viperák néhány száz méteren belül maradtak, a legnagyobb megfigyelt elmozdulási távolság körülbelül 300 m volt. Érdekes, hogy még november során is aktívan mozogtak, és annak ellenére, hogy a hely elég bőségesen ellátott rágszálójáratokban, gyakran osztoztak a búvóhelyeken. Így tett például az a példány is, amelyik egy másik jeladós viperával megosztott természetes üregből október végén 80 m megtétele után átváltott egy olyan üregbe, ahol szintén egy jeladós viperának tartózkodott már akkor. Az augusztusi és szeptemberi relatív eseménytelenséget követően október második felében magaslatok felé irányuló, hosszabb elmozdulásokat észleltünk. Az elmozdulások kései időzítése kicsit meglepő volt, de egy év megfigyeléseiből nem szeretnénk túl sokat következtetni, hiszen a késő őszi éghajlati viszonyainak alakulása erősen évfüggő.

A rákosi viperák területhasználata és mozgásmintázata mellett sok egyéb megfigyelésre tettünk szert a rádió-jeladós nyomkövetést alkalmazva. Például a jelölt viperák mellett sok egyéb példányt sikerült azonosítanunk, ami a jövőre nézve lehet célszerű módszer szórványállományok felkutatásában.



6. ábra – Rákosi viperák mozgásmintázata a kibocsátást követően. Kezdeti felfedező fázis után általában visszatértek a kibocsátási helyszín közvetlen közelébe. Késő ősszel minden példány magaslatokra húzódtott, feltehetően optimális teletőhelyet keresve. Eredetileg a viperákat a mesterséges teletőregekkel együtt helyeztük ki (24. lyuk, 26. lyuk) és az utolsó észlelés helyszínén tüntettük fel az egyedi azonosítójukat

Fig. 6. – Post-release movements of Hungarian Meadow Vipers. After an initial exploration, the vipers tend to return to the vicinity of release location. They also tend to move to higher ground in late autumn, while looking for an optimal place for hibernation. Initially the vipers were released by being placed in artificial burrows (Hole-24, Hole-26) and their last recorded location is where the ID numbers are shown

4. Eredmények kommunikációja

A közvélemény témával kapcsolatos szemléletformálása az egyik legfontosabb feladatunk, ami messze túlmutat a fajmegőrzési tevékenységek egyszerű bemutatásánál. Egy mérges kígyó aktív védelme egyáltalán nem magától értetődő cél a laikusok számára. A kommunikációs kampányunk egyik fő célja az emberek oktatása, szemléletformálása, bemutatva az ilyen élőlények ökoszisztémában betöltött szerepét és fontosságát, és szerteosztatva gyakori tévhiteket, így növelve a társadalom elfogadó hozzáállását a viperákkal és védelmükkel kapcsolatban.

A LIFE+ projekt során a Rákosivipera-védelmi Központ oktató funkcióval bővült, lehetőséget teremtve, hogy az ide látogatók „első-kézből” értesülhessenek a védelmi intézkedések megvalósulásáról. A Kiskunsági Nemzeti Park által alkalmazott oktatásszervező kolléga szervezi ezeket a látogatásokat, illetve terepszegyen kívül az ingyenesen biztosított vándorkiállítás megjelenését, valamint a hozzá kapcsolódó ismeretterjesztő előadásokat a helyi iskolákban és egyéb oktatási és kulturális intézményekben.

Részben a LIFE+ projekt finanszírozásában a Fővárosi Állat- és Növénykert 2009-ben megnyitotta a Mérgezházat, Európa egyik legnagyobb mérgezkigyó-gyűjteményét bemutató nagyközönségnek. A rákosi vipera élő példányai mellett az interaktív kiállítás egyik jelentős része a fajt és természetvédelmi helyzetét mutatja be. Állatkerti tematikus eseményeken a látogatók számára vetélkedőket, kirakós játékokat és egyéb interaktív tanulási célokat szolgáló feladatokat biztosító standdal szoktunk jelen lenni. A magyarországi állatkertekben további tíz információs pontot alakítottunk ki, ahol folyamatosan elérhetők a szóróanyagaink. A Rákosi Vipera Napját 2009 óta rendezzük meg szeptember első szombatján, melynek keretében párhuzamosan hat-nyolc állatkertben találkozhatnak a látogatók a programon közreműködőkkel. Bécsben 2009. augusztus 6-án nyílt meg állandó kiállításunk, melyhez négy élő rákosi viperát biztosítottunk; szabadtéri bemutatónk a Terrárium és Akvárium épületének tőszomszédságában található, annak a kiállításnak a részeként, mely bemutatja Ausztria őshonos állatait, habár a rákosi viperát Ausztriában mára kihaltnak tekintik (IUCN, 2014). A kiállítás megnyitása óta minden alkalommal képviseltettük a programunkat az évente megrendezésre kerülő „Biodiverzitás Hét” eseményen.

A program kommunikációja számos módszert alkalmaz, hogy a rákosi viperáról és a természetvédelmi erőfeszítésekről szóló üzeneteink mind szélesebb körhöz eljussanak. A fajt bemutató szórólapjaink és brossúránk számos helyen elérhetők. A természetvédelmi célokat bemutató információs csomagot állítottunk össze és juttattuk el oktatási intézményeknek, helyi önkormányzatoknak és döntéshozóknak. Készítettünk egy interaktív DVD-ROM-ot is, mely bemutatja a védelmi programot.

A Természetfilm.hu Egyesület, a LIFE+ projekt filmkészítő partnereként készítette el a program indulásakor a *Kígyók arisztokratája* című 25 perces dokumentumfilmet, melyet követett az ötéves LIFE+ program eredményeit bemutató rész *Kígyó a kézben* címmel. Ezekon kívül számos rövid internetes videót és egy 56 perces természetfilmet készítettek, utóbbit *Vipera LIFE – egy kígyó élete* címmel, melyek célja a rákosi vipera életmenetének, illetve a védelmi intézkedéseknek a bemutatása. Ezek a filmek elérhetők az interneten (www.youtube.com/rakosivipera) és DVD-n is magyar és angol hanggal, valamint magyar, angol és német felirattal.

A program honlapja (www.rakosivipera.hu) 2004 óta üzemel, bemutató a fajt és a megóvását célzó több évtizedes védelmi programot, különös tekintettel a Rákosivipera-védelmi Központ, melyekről naprakész hírekkel is szolgál. A honlap három nyelven, a magyar mellett angolul és németül érhető el. A közösségi oldalak közül 2010-ben a facebook-on is megjelentünk egy nyilvános profillal (www.facebook.com/hungarian.meadow.viper).

Az önkénteseknek fontos szerep jut a programunkban: nyilvános eseményeken segítik megjelenésünket, részt vesznek a Rákosivipera-Védelmi Központ napi működtetésében, illetve a karbantartásával kapcsolatos feladatokban (fünyírás, terráriumok állagmegóvó festése), valamint közreműködnek a kibocsátásra kijelölt területeken a mesterséges telelőüregeket fogadni hivatott csövek telepítésében. Önkénteseinknek rendszeres találkozókat tartottunk, melyeken a program eredményeiről, illetve jövőbeni feladatairól informáltuk a megjelenteket. Az elmúlt évtized során a programunkat több mint 200 önkéntes segítette. Ezt a munkát elismerendő és megköszönendő névreszóló műanyag kártyát és a program logójával díszített használati tárgyakat (pólót, bögrét, sapkát, tollat, hűtőmágnest) adtunk mindenkinek, aki munkájával vagy pénzadománnyal segítette a rákosi viperák védelmét.

5. Összefoglalás

A rákosi viperák tenyésztése és visszatelepítése során négy kiskunsági élőhelyről 2004-ben tíz felnőtt alapító egyed fogtunk be tenyésztés céljából. Miután a tenyésztéssel kapcsolatos kezdeti kérdésekre választ kaptunk, 2006-ban további hat példányt fogtunk be, melyek dabasi és hansági állományokból származtak. A 2013-as év végéig összesen 1683 vipera született a Rákosivipera-védelmi Központban. A faj visszatelepítését 2010-ben kezdtük meg a Kiskunságban, 2013-ban pedig a Hanságban. A 2013-as év végéig összesen 240 ivarérett rákosi viperát telepítettünk három élőhelyre. A visszatelepített viperák mozgásának nyomon követése érdekében összesen 16 viperát láttunk el rádiós jeladóval. A 2013-as év végéig három példány esett biztosan ragadozók áldozatául, és a jel hirtelen eltűnése mögött további három példány esetében sejtünk hasonló scenáriót.

6. Summary

In order to stop the decline of Hungarian Meadow Viper (*Vipera ursinii rakosiensis*), in 2004 MME BirdLife Hungary together with national parks and Budapest Zoo started a complex conservation programme, supported by the European Union LIFE-Nature fund. The Hungarian Meadow Viper Conservation Centre was established with 16 adult individuals, collected from six different populations. By 2013 the number of vipers bred reached c. 1700 individuals. First reintroductions took place in March 2010, with 30 adult snakes released into a reconstructed habitat in Kiskunság National Park. By 2013, a total of 240 snakes had been released into three locations. Snakes were released by relocating the animals in the artificial burrows they used in the semi-natural terrariums at the Hungarian Meadow Viper Conservation Centre. At the release sites vipers were recorded 255 times during post-release monitoring, and 69 individuals were identified. Eighteen of the observed females were gravid, and ten juvenile or subadult individuals were documented. In order to develop a remote-tracking method, pre-programmed radio-tags with a detection range of 200-300 m were surgically implanted into the abdomens of 16 vipers. These tags also operated as temperature loggers, recording data every five minutes for one year. Zoos play an important role in communicating the results of this captive-breeding and release programme. Exhibits of live Hungarian Meadow Vipers are located at Budapest Zoo and Schönbrunn Zoo in Vienna, Austria, and there are information points about the species located in all Hungarian zoos.

7. Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk a partner szervezeteknél dolgozó munkatársaknak, az önkénteseinknek a közreműködésükért, valamint a Magyar Államnak és az Európai Bizottságnak a program anyagi támogatásáért a LIFE és LIFE+ alapokon keresztül (LIFE04NAT/HU/000116, LIFE07NAT/H/000322). A Rákosivipera-védelmi Központ helyszínéül szolgáló tanyát annak a Rippl-Rónai József által festett festménynek az eladásából sikerült finanszírozni, melyet a néhai Robin Chancellor ajánlott fel a Magyar Madártani Természetvédelmi Egyesületnek adományként. Külön köszönettel tartozunk Baracsy Ákosnak áldozatos szoftverfejlesztői munkájáért. Továbbá köszönettel tartozunk Vidákovits Istvánnak, az Európai Mandrill Törzskönyv vezetőjének, amiért segített eligazodni az ISIS SPARKS program

használatában. A programozott rádió-jeladók fejlesztéséért hálásak vagyunk Gerhard Fluchs-nak, aki a bécsi Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie technikusaként segítette munkánkat.

8. Irodalom

- BÁLDI A., CSORBA G. & KORSÓS Z.** (1995): Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- BÁLDI A., CSORBA G. & KORSÓS Z.** (2001): Setting priorities for the conservation of terrestrial vertebrates in Hungary. *Biodiversity and Conservation*, 10(8): 1283–1296.
- CARLSSON, M., ISAKSSON, M., HÖGGREN, M. & TEGELSTRÖM, H.** (2003): Characterization of polymorphic microsatellite markers in the Adder, *Vipera berus*. *Molecular Ecology Notes*, 3(1): 73–75.
- CITES** (2013): Appendices I, II and III. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Flora and Fauna, Châtelaine, Geneva.
- CORBETT, K.** (ed.) (1989): Conservation of European reptiles and amphibians. Christopher Helm, London.
- COUNCIL OF EUROPE** (1979, revised 2002): Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats. Appendix II. Strictly protected fauna species.
- COUNCIL OF EUROPE** (1991): Recommendation No. 23 (1991) on the protection of the habitat of *Vipera ursinii rakosiensis* in Hungary. Council of Europe, Bern Convention Standing Committee, Strasbourg.
- DANKOVICS R.** (2005): A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis* Méhely, 1893) elterjedés-története és természetvédelmi helyzete a Fertő–Hanság Nemzeti Parkban. *Praenorica*, 8: 119–135.
- DANKOVICS R., HALPERN B., PELLINGER A., PÉCHY T., SOMLAI T., SÓS E., SZÖVÉNYI G. & TAKÁCS G.** (2004): Rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*). Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal, Budapest. /KvVm Természetvédelmi Hivatal fajmegőrzési tervek/
- EDGAR, P. & BIRD, D. R.** (2005): Action plan for the conservation of the Meadow Viper (*Vipera ursinii*) in Europe. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Standing Committee, Strasbourg.
- HALPERN B.** (szerk.) (2007): A rákosi vipera védelme. Tanulmánygyűjtemény. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest.
- HALPERN, B., PÉCHY, T., DANKOVICS, R., MAJOR, Á., KISS, J. B., ZAMFIRESCU, S., ZINENKO, A., KUKUSHKIN, O. & GHIRA, I.** (2007): Genetic differentiation of the endangered populations of Meadow Vipers (*Vipera ursinii rakosiensis*, *Vipera ursinii moldavica* and *Vipera renardi*) in East Europe. In: 2nd Biology of the Vipers Conference. Programme and abstracts. 24–27 September 2007, Fundação Dr. António Cupertino de Miranda, Porto – Portugal. CIBIO, Campus Agrário Vairão, Vairão: 30.
- HONEGGER, R. E.** (1978): Threatened amphibians and reptiles in Europe. Council of Europe, Strasbourg.
- IUCN** (2014): The IUCN Red List of threatened species. International Union for Conservation of Nature. Gland, Switzerland, and Cambridge, UK.
- KORSÓS, Z. & GÓR, A.** (1994): Recovery program for the threatened Meadow Viper (*Vipera ursinii rakosiensis* Méhely, 1893) in Hungary. In: **DAVIES, M. & NORRIS, R. M.** (eds.): Second World Congress of Herpetology. Adelaide, South Australia, 29 December 1993 – 6 January 1994. Abstracts. Congress Secretariat, Department of Zoology, University of Adelaide, Adelaide: 143.
- KORSÓS Z., KOVÁCS T. & PÉCHY T.** (2001): A rákosi vipera múltja, jelene, jövője. Fővárosi Állat- és Növénykert. Budapest.
- KOVÁCS, T., KORSÓS, Z., REHÁK, I., CORBETT, K. & MILLER, P. S.** (eds.) (2002): Population and habitat viability assessment (PHVA) for the Hungarian Meadow Viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). Workshop Report. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley (MN).
- MÉHELY, L.** (1893): Die Kreuzotter (*Vipera berus* L.) in Ungarn. *Zoologischer Anzeiger*, 16(420): 186–192.
- METZGER, C., FERCHAUD, A.-L., GEISER, C. & URSENBACHER, S.** (2011): New polymorphic microsatellite markers of the endangered Meadow Viper (*Vipera ursinii*) identified by 454 high-throughput sequencing: when innovation meets conservation. *Conservation Genetics Resources*, 3(3): 589–592.
- NILSON, G. & ANDRÉN, C.** (2001): The meadow and steppe vipers of Europe and Asia: the *Vipera (Acridophaga) ursinii* complex. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 47(2–3): 87–267.
- TAKÁCS, Z., KORSÓS, Z. & JANISCH, M.** (1987): Conservation status of the endangered *Vipera ursinii rakosiensis* in Hungary. In: **VAN GELDER, J. J., STRIJBOSCH, H. & BERGERS, P. J. M.** (eds.): Proceedings of the 4th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica. Nijmegen, 17–21 August 1987: 391–394.
- ÚJVÁRI, B., KORSÓS, Z. & PÉCHY, T.** (2000): Life history, population characteristics and conservation of the Hungarian Meadow Viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). *Amphibia–Reptilia*, 21(3): 267–278.
- ÚJVÁRI, B., MADSEN, T., KOTENKO, T., OLSSON, M., SHINE, R. & WITZELL, H.** (2002): Low genetic diversity threatens imminent extinction for the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). *Biological Conservation*, 105(1): 127–130.

HALPERN BÁLINT – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület – H–1121 Budapest, Költő u. 21. – halpern.balint@mme.hu

DANKOVICS RÓBERT – Savaria Múzeum – H–9700 Szombathely Kisfaludy Sándor u. 9. – danrobert13@gmail.com

SIPOS TIBOR – Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság – H–9435 Sarród, Rév, Kócsagvár – siposcsalad@citromail.hu

DR. SÓS ENDRE – Fővárosi Állat- és Növénykert – H–1146 Budapest, Állatkerti körút 6–12. – drsos@zoobudapest.com

DR. CHRIS WALZER – Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie – A–1160 Wien, Savoyenstraße 1. – chris.walzer@vetmeduni.ac.at

RÖVID KÖZLEMÉNYEK

Megfigyelések a szerezcsensirályok (*Larus melanocephalus*) párzási viselkedéséről és táplálkozásáról

PELLINGER ATTILA

A mekszikópusztai elárasztás Borsodi-dűlő nevű területén végeztem megfigyeléseket 2011. április 23-án délelőtt, napos, meleg időjárású napon. Az alig néhány cm-es sekély vízben 11 szerezcsensirály (*Larus melanocephalus*) pihent. Alig mozogtak, egyik-másik madár időnként pár lépést sétált, ezt nem számítva jórészt mozdulatlanul álltak. Mintegy fél óra hosszat figyeltem őket, szerettem volna megállapítani, hogy van-e köztük színes gyűrűvel jelölt példány.

Jól megfigyelhető volt, hogy négy pár szerezcsensirály szorosan együtt tart, e párosok mindegyikében az egyik madár kb. 10-15%-kal kisebb volt a másiknál, amiből nyilvánvaló volt, hogy – még nem költő – párokat alkotnak, hiszen a szerezcsensirályoknál az ivari dimorfizmus a tojók némileg kisebb méretében nyilvánul meg (ISENMANN, 1999). Az egyik ilyen pár esetében a kisebb madár (azaz a tojó) eleséget koldult párjától, ami kb. 10-15 másodperc elteltével egy cserebogarat öklendezett fel, amit a tojó elfogyasztott. Néhány perc elteltével a jelenet megismétlődött, ekkor a hím ismét felöklendezett két cserebogarat, amelyek közül a tojó egyet újra elfogyasztott, a másikat a hím visszanyelte. A későbbiekben a pár mozdulatlanul álldogált, az etetést nem követte párzás, aminek az lehet a magyarázata, hogy itt nem alakult ki fészkelőtelep, vagyis a szerezcsensirályok ekkor még nem vettek részt aktívan a költésben. Ez a viselkedés ennek ellenére a párkapcsolat megerősítését szolgáló viselkedésként értelmezhető. Ebben az időszakban a májusi cserebogár (*Melolontha melolontha*) rajzott, így nagyon valószínű, hogy az etetés során e faj egyedeit fogyasztották a szerezcsensirályok.

Az elmúlt évek során több esetben nyílt alkalmam megfigyelni, hogy az elárasztásokon költő dankasirályok (*Larus ridibundus*) a rajzó cserebogarakat a közeli Lászlómajort övező, nemesnyár (*Populus x euramericana*) alkotta telepített erdősávokban a fák lombzatáról a fák koronájában lebegve csipegették le, ezért feltételezhető, hogy a megfigyelt szerezcsensirály hím ugyancsak ilyen módon fogyasztotta el azokat a cserebogarakat, amelyekkel a párját etette.

A fák koronájából történő táplálékszerzést támasztja alá az a megfigyelés is, amit a fiókaagyűrűzések során tapasztaltunk a költőtelepen, ugyanis a dankasirályfészkek anyagában többször nagy mennyiségben találtunk cseresznye (*Prunus avium*) magot.

Observations about the reproductive behaviour and feeding of the Mediterranean Gull (*Larus melanocephalus*)

While observing Mediterranean Gulls (*Larus melanocephalus*) at Mekszikópuszta in 2011 I noticed in the case of several pairs females begging for food from their partners that in return regurgitated may bugs for them. Apart from that I observed several times Black-headed Gulls picking may bugs from leaves fluttering in the canopy of poplar clone plantations at the time of swarming. The regularity of this foraging strategy in the case of gulls is suggested also from the fact that we often found a great amount of cherry stones in colonies when ringing young ones.

ISENMANN, P. (1999): Schwarzkopfmöwe *Larus melanocephalus*. In: GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. (Hrsg.): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 8/I. Charadriiformes (3. Teil), Stercorariidae – Laridae. 2. Auflage. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden: 382–402.

PELLINGER ATTILA – Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság
H-9435 Sarród, Rév, Kócsagvár – pelling@freemail.hu

Fertői dankasirályok (*Larus ridibundus*) sikertelen fészkelési kísérletei tenger melléki káka (*Schoenoplectus litoralis*) „gyűrűin”

MOGYORÓSI SÁNDOR - UDVARDY FERENC

Az elmúlt húsz évben számos csapadékszegény év volt a Fertő életében. Ezek következményeként a sekély és gyorsan felmelegedő vízfelszín alatt, a szél által hajtott iszaplerakódásokon, több helyen is jelentős méretű hínár (*Myriophyllum*) és káka (*Schoenoplectus*) foltok alakultak ki. Ezek gyakran olyan helyeken jelentek meg, ahol korábban nem voltak ilyenek, vagy nem voltak jellemzőek. Az egyik ilyen terület rész az ún. Bozi-víz, annak is a Püspök-csatorna kijárata és a Kőbokor, valamint a Búza-bokor közötti része volt, ahol is 2005-től kezdve részben erősödő, majd stagnáló tenger melléki káka (*Schoenoplectus litoralis*) állományok alakultak ki. Napjainkra 50-90 kisebb-nagyobb kiterjedésű állományfoltja látható. Ezek a hidegek beköszöntével és a jég beálltával lefagynak, kora tavasszal a lebegő növényi részekre a hegyesszögben lehajolt száruk rádőlnek, és a sűrűbb foltok kisebb növényi szigeteket alkotnak. Ezek olyannyira erősek, hogy gyakran récefajok, kárókatonák és sirályfajok egyedei használják kora tavasszal pihenőhelynek. Ezekre az elszáradt növényi szigetekre – az úgynevezett „boszorkánygyűrűkre” – kezdtek fészket építeni a dankasirályok (*Larus ridibundus*) 2010-ben. A május 4-én történő terepbejárásunk során 162 egy-négy tojásos (zömmel két-három tojásos) és 45 kész, de még üres fészket találtunk. A fészkek a kialakult szigetek déli, délkeleti részén helyezkedtek el, az uralkodó széliránnyal ellentétes oldalon. A fészkek anyaga zömmel a káka száraz száraiból, kisebb részben nádszálakból épült, a nyugalmi vízszinhez képest 5-10 cm magasságban. A pünkösdi környéki hideg, esős és viharos széllel érkezett front – vélhetően az erős hullámverésnek köszönhetően – az egész telepet

elpusztította. A május 30-i ellenőrzéskor, egyetlen fészket sem találtunk a telepen. A következő, magasabb vízállású évben (2011) is ellenőriztük a kákafoltokat és május 6-án, öt dankasirályfészket találtunk, melyekben egy-egy tojás volt. Most ugyan vihar nem volt, de a fészkek később tojásostól, nyomtalanul eltűntek. 2012-ben szintén felkerestük a területet, és április 18-án már egy egytojásos fészket találtunk, de a madarak még zömében fészkeket építettek. Május 5-én, 44 „kákaszigeten” 432 egy-öt tojásos (zömmel két-három tojás) fészket és 30 kész, de még tojás nélküli fészket találtunk. Május 31-én zömmel tojásos, néhány helyen fiókás fészkek voltak. A június 5-én érkezett viharos szél által felkorbácsolt hullámok újfent elmosták a telepet, csak néhány magasabbra (kb. 40 cm) épült fészkek maradt épen. Június 8-án egy-két fiókás és pár tojásos fészkek jelezte, hogy néhány madár pótköltésbe kezdett. Négy nap múlva 13 fiókát találtunk és további öt sarjűfészkek épült. 2013-ban és 2014-ben még költési kísérletet sem találtunk.

Unsuccessful nesting trials of Black-headed Gulls (*Larus ridibundus*) of Lake Fertő upon „rings” of *Schoenoplectus litoralis*

The growing populations of the sedge *Schoenoplectus litoralis* increased significantly from 2005 on at the Hungarian part of Lake Fertő, called Bozi-víz. These island-like rings serve as a resting place for water birds. Black-headed Gulls (*Larus ridibundus*) first tried to breed there in the year 2010, without success because the stormy weather around Whitsun destroyed the colony. The breeding trial in 2011 was equally unsuccessful but one year later we found altogether 13 young ones – hatched from a total of 432 nests – and a couple of second nests at the control visit on 12th June. In the years 2013 and 2014 there was no nesting trial. A reason for the failing nesting can be that the dry sedge leaves from the former year cannot support the nests laden with eggs in water moved by waves.

MOGYORÓSI SÁNDOR – Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság – H-9435 Sarród, Rév, Kócsagvár – sibilatrix@freemail.hu

UDVARDY FERENC – Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság – H-9435 Sarród, Rév, Kócsagvár – udy.1@t-online.hu

Kék galamb (*Columba oenas*) mint új fészkelő madárfaj a Fertő-tájon

MOGYORÓSI SÁNDOR

2003. május 12-én a nagycenki hársfasor északi végén fekvő ún. Fácános-erdő öreg cseresében kék galamb (*Columba oenas*) hangjára lettem figyelmes. Rövid keresés után rátaláltam a madárra, amint egy idősebb cserfa 9 méter magasan lévő, kelet felé néző odújából repült ki. Ez alapján a költése biztosra vehető, annak ellenére is, hogy a terület nem a tipikus fészkelőhelye a fajnak.

2014. április 14-én előbbi helytől pár száz méterre, újra egy kék galambot észleltem az erdőben, de fészkelésre utaló körülményt nem találtam. A Szárhalomban 2013. április 15-én kettő, május 8-án ugyanott egy példányt láttunk időskorú molyhostölgyes-cseresből kirepülni Udvardy Ferenc kollégámmal. E helyről további információnk nincsen.

The Stock Dove (*Columba oenas*) as a new breeding species in the Lake Fertő region

On 12th May 2003 I perceived the call of a Stock Dove (*Columba oenas*) in a part of the so-called Pheasant-forest lying at the northern end of the Nagycenk Linden Alley consisting of turkey oaks. After a short search I found the bird leaving an east-pointed cave of an elder turkey oak at 9 m height. Based on this its nesting can be taken for granted despite the fact that the site is not a typical nesting habitat for the species.

On 14th April 2014 I repeatedly observed a Stock Dove a couple of hundred meters from the former site but didn't find any circumstances referring to nesting. In Szárhalmi forest my colleague and me observed 2 individuals on 15th April 2013 and one individual on the same site on 8th May leaving a forest part consisting of elder turkey and downey oaks. We don't have further information about this site.

MOGYORÓSI SÁNDOR – Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság

H-9435 Sarród, Rév, Kócsagvár – sibilatrix@freemail.hu

Szélkiáltó 16



KISALFÖLDI REGIONÁLIS MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI FOLYÓIRAT

2014. október

E-mail: pellinger@freemail.hu

ISSN 1217 9795

Internet: http://www.mme.hu/soproni_helyi_csoport/szelkialto

Tartalom	Contents	
VINCZE ERNŐ BÓKONY VERONIKA & LIKER ANDRÁS	Emberre adott viselkedési válaszok házi verebeknél (<i>Passer domesticus</i>): ismételhetőség, egyedfelismerés és urbanizáció Behavioural reaction of House Sparrows (<i>Passer domesticus</i>) to humans: repeatability, individual recognition and urbanization	50
KOVÁCS RICHÁRD	A hódok kiskisalföldi jelenlétének hatása vízügyi szempontból The effect of Beavers on the Small Hungarian Plain from the water management point of view	51
JÁN GÚGH RICHARD KVETKO & JOZEF RIDZOŇ	Changes of breeding and wintering waterbird populations at Danube near Bratislava A Dunánál fészkelő és teelő vízmadár-állományok változásai Pozsony alatt	55
RAINER RAAB SPAKOVSKY PÉTER & EIKE JULIUS	Az elektromos légvezetékek hatása a nyugat-pannon túzokállományra (<i>Otis tarda</i>) és az auszriai túzokvédelmi LIFE+ projekt akciói Effects of aerial power lines on the West-Pannonian Great Bustard (<i>Otis tarda</i>) population and the actions of the Austrian great bustard LIFE+ project	58
TATAI SÁNDOR & GRUBER ÁGNES	Eltűnik-e a haris (<i>Crex crex</i>) Nyugat-Magyarországról? 2001–2012 közötti állománytrendek és védelmi lehetőségek Is the Corncrake (<i>Crex crex</i>) disappearing from West-Hungary? Population trends in the period 2001–2012 and possibilities of conservation	61
BÁTKY GELLÉRT MUSICZ LÁSZLÓ & CSONKA PÉTER	Anser-fajok vonulásdinamikája a Kelet-Kiskisalföld térségében 2001–2012 között Migration dynamics of <i>Anser</i> species in the eastern part of the Small Hungarian Plain from 2001 to 2012	66
VÁCZI MIKLÓS	Vadkamerák alkalmazásával kapcsolatos tapasztalatok ragadozó madarak megfigyelésénél Experience with the use of wildlife cameras at the observation of birds of prey	68
KALMÁR SÁNDOR	Kisemlésközösségek vizsgálata a Hanság területén Research of small mammal communities in the Hanság	71
CZABÁN DÁVID	Védd a fákat... Mi legyen a hóddal??? Protect the trees...What is to be done with the Beaver???	74
HALPERN BÁLINT DANKOVICS RÓBERT SIPOS TIBOR PÉCHY TAMÁS SÓS ENDRE & CHRIS WALZER	Rákosi vipera (<i>Vipera ursinii rakosiensis</i>) repatriációja a Hanságban – kérdések és lehetőségek Repatriation of Hungarian Meadow Viper (<i>Vipera ursinii rakosiensis</i>) into the Hanság – questions and possibilities	78

RÖVID KÖZLEMÉNYEK

PELLINGER ATTILA	Megfigyelések a szarcsenisirályok (<i>Larus melanocephalus</i>) párzási viselkedéséről és táplálkozásáról Observations about the reproductive behaviour and feeding of the Mediterranean Gull (<i>Larus melanocephalus</i>)	85
MOGYORÓSI SÁNDOR & UDVARDY FERENC	Fertői dankasirályok (<i>Larus ridibundus</i>) sikertelen fészkelési kísérletei tenger melléki káka (<i>Schoenoplectus litoralis</i>) „gyűrűin” Unsuccessful nesting trials of Black-Headed Gulls (<i>Larus ridibundus</i>) of Lake Fertő upon „rings” of <i>Schoenoplectus litoralis</i>	85
MOGYORÓSI SÁNDOR	Kék galamb (<i>Columba oenas</i>) mint új fészkelő madárfaj a Fertő-tájon The stock dove (<i>Columba oenas</i>) as a new breeding species in the Lake Fertő region	86



ISSN 1217-9795

Székiáltó 16