

Természetvédelmi kutatások az osztrák-magyar határ mentén

*Nature conservation research along the Austrian-Hungarian border
Naturschutzforschung entlang der österreichisch-ungarischen Grenze*

Tanulmánygyűjtemény



RENCE 5.

Természetvédelmi kutatások az osztrák- magyar határ mentén

*Nature conservation research along the Austrian-
Hungarian border*

*Naturschutzforschung entlang der österreichisch-
ungarischen Grenze*

Tanulmánygyűjtemény

Monograph

RENCE

A Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság tanulmánykötetei

Monograph series of Fertő–Hanság National Park Directorate

A sorozat eddig megjelent kötetei:

- Rence 1. TAKÁCS G. & SZINETÁR Cs. (szerk.) (2015): *A kistáplási meszes homokpuszta katonai használatú területeinek élővilága. (The wildlife of calcareous sand steppe areas in military use in the Little Hungarian Plain).*
- Rence 2. TAKÁCS G. & PELLINGER A. (szerk.) (2017): *Kutatások a Fertő–Hanság Nemzeti Parkban I. (Researches of Fertő-Hanság National Park I.).*
- Rence 3. Király, G. & Takács, G. (2020): *A magyar Fertő edényes flórája (Vascular flora of the Lake Fertő in Hungary)*
- Rence 4. Ambrus, A. (szerk.) (2020): *Lepketérkép - Győr-Moson-Sopron megye védett és veszélyeztetett lepkefajainak elterjedési térképe (Butterfly atlas - Distribution map of protected and endangered butterflies and moths in Győr-Moson-Sopron County)*

RENCE 5.

Természetvédelmi kutatások az osztrák- magyar határ mentén

*Nature conservation research along the Austrian-
Hungarian border*

*Naturschutzforschung entlang der österreichisch-
ungarischen Grenze*

Tanulmánygyűjtemény

Monograph

Szerkesztette / Edited by
TAKÁCS GÁBOR & PELLINGER ATTILA

Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság
Sarród
2020

Borítóterv / Cover design: TAKÁCS GÁBOR
Címlapfotó / Cover photo: PELLINGER ATTILA

Szakmai lektorok / Peer reviews

AMBRUS ANDRÁS, BOLDOGH SÁNDOR, FEHÉR ZOLTÁN, KIRÁLY GERGELY, KISS
ISTVÁN, STENGER-KOVÁCS CSILLA, WINKLER DÁNIEL ANDRÁS, PELLINGER ATTILA

Nyelvi lektorok / Proofreading and language review

HADARICS TIBOR, DOROGMAN CSILLA

Idegennyelvű fordítás/ Foreign language translation

BUCHERT ESZTER, DOROGMAN CSILLA

Kiadó: Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród

ISSN 2560-029X (nyomtatott/printed)

ISSN 2560-0303 (online)

ISBN 978-615-6266-03-3 (nyomtatott/printed)

ISBN (ISBN 978-615-6266-04-0)

© Szerzők

© Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság

Minden jog fenntartva. A kiadó és a szerzők engedélye nélkül nem
sokszorosítható, valamint elektronikus keresőrendszerekben sem tárolható és
publikálható.

Nyomdai előkészítés / Typeset: Kovács Győző, Himod

Nyomás / Printed by: Kovács Győző, Himod

Tartalom

Contents – Inhalt

Előszó / Foreword / Vorwort	8
A Fertő limnológiai állapota, természetvédelmi helyzete és élőhely-fejlesztési lehetőségei	11
<i>Limnological status and suggestion for nature conservation management of Lake Neusiedl (Fertő)</i>	
<i>Limnologischer Status, Stand des Naturschutzes und Möglichkeiten der Lebensraumentwicklung am Neusiedler See</i>	
Boros Emil, Tóth Viktor & Vörös Lajos	
A Nyirkai-Hany és Oslí-Hany vizes élőhely rekonstrukciók makrogerinctelen fajgyűttese	38
<i>The aquatic macroinvertebrate fauna of wetland reconstruction of the Nyirkai-Hany and Oslí-Hany</i>	
<i>Die Makroinvertebratenfauna der Feuchtgebietsrekonstruktionen Nyirkai-Hany und Oslí-Hany</i>	
Ludányi Mercédesz, Kiss Béla, Mihaliczku Erika, Szabó Tamás, Polyák László, Olajos Péter, Müller Zoltán	
Makroszkopikus vízi gerinctelen faunisztikai adatok a Soproni-hegység és az Ikva vízrendszerből	59
<i>Faunistical data on the aquatic macro-invertebrate species from the waters of the Sopron hills and Ikva water system</i>	
<i>Faunistische Daten von aquatischen Makroinvertebraten aus dem Ödenburger Gebirge und dem Wassersystem der Ikva</i>	
Olajos Péter, Ködöböcz Viktor, Ludányi Mercédesz, Mihaliczku Erika, Müller Zoltán, Polyák László, Szabó Tamás, Kiss Béla	
Basiserhebung zum Vorkommen der Schmalen Windelschnecke <i>Vertigo angustior</i>	91
<i>Survey on the current distribution of the Narrow-mouthed Whorl Snail <i>Vertigo angustior</i></i>	
<i>Alapfelmérés a harántfogú törpecsiga <i>Vertigo angustior</i> elterjedésével kapcsolatban</i>	
Rita Schrattenecker-Travnitzky	
Herpetológiai felmérések a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság határ menti Natura 2000 területein	108
<i>Survey of amphibian and reptile fauna in SCI-s of Fertő–Hanság National Park along the Austrian–Hungarian border</i>	
<i>Erhebung der Amphibien- und Reptilienfauna in FFH-Gebieten des Nationalparks Fertő–Hanság entlang der österreich–ungarischen Grenze</i>	
Dankovics Róbert	
Umweltinformationssystem Neusiedler See-Gebiet: Die Erfassung und Nutzung alter und neuer ökologischer Daten	133
<i>Organising ecosystem knowledge at Neusiedlersee: The use and reuse of ecological data resources</i>	
<i>A Fertő-táj környezeti információs rendszere: régi és új ökológiai adatok felvétele és hasznosítása</i>	
Katrin Teubner & Werner Lazowski	

- Die Wiederentdeckung eines verloren geglaubten Falters – 142
 Steppenfrostsparer im Burgenländischen Seewinkel
The rediscovery of a lost moth (Chondrosoma fiduciaria Anker, 1854)
 A magyar ősziaraszoló (*Chondrosoma fiduciaria* Anker, 1854) újrafelfedezése a burgenlandi Fertőzugban
 Rudolf Eis
- A denevérfauna vizsgálata a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság 158
 határmenti Natura 2000 területein
Survey of the bat fauna on SCI-s of the Fertő-Hanság National Park along the border
Erhebung der Fledermausfauna in FFH-Gebieten des Nationalparks Fertő-Hanság entlang der Grenze
 Estók Péter, Kugler Péter, Halmi Zsolt
- Bütykös hattyúk (*Cygnus olor*) telelése mezőgazdasági területeken a 194
 Fertőnél 2017/2018 és 2019/2020 között
Wintering of mute swans (Cygnus olor) on agricultural areas at Lake Fertő between 2017/2018 and 2019/2020
 Pellingner Attila & Hadarics Tibor
- GPS-Besenderung von Graugänsen (*Anser anser*) in Österreich 211
GPS-marking of Greylag Geese (Anser anser) in Austria
 A nyári lúd (*Anser anser*) vizsgálata Ausztriában műholdas nyomkövetővel
 Harald Grabenhofer & Benjamin Knes
- Barna rétihéja (*Circus aeruginosus*) vonulásának, és terület- 224
 használatának vizsgálata műholdas jeladóval
Survey of the migration and habitat use of the western marsh harrier (Circus aeruginosus) with satellite transmitter
Untersuchung des Zugverhaltens und der Habitatnutzung von der Rohrweihe mit Satellitensendern
 Vácsi Miklós
- Vízimadár-számlálások a mekszikópusztai elárasztások területén 2017– 242
 2019 között
Waterbird monitoring on the habitat reconstruction area at Mekszikópuszta between 2017 and 2019
Wasservogelzählungen in den Überschwemmungsgebieten bei Mekszikópuszta 2017-2019
 Pellingner Attila & Hadarics Tibor
- Natura 2000 területek (Fertőmelléki-dombsor és Határmenti-erdők) 276
 élőhelytérképezésének főbb eredményei
Main results of habitat mapping of SCI-s (Fertőmelléki-dombsor and Határmenti-erdők)
 Die wichtigsten Ergebnisse der Lebensraumkartierung von FFH-Gebieten (Fertőmelléki-dombsor und Határmenti-erdők)
 Barna Csilla, Király Gergely & Takács Gábor
- Nádi madárfajok felmérése a Fertőn, különös tekintettel a fülemülesitkére 304
 (*Acrocephalus melanopogon*)
Survey of reed related birds in Lake Fertő with special focus on Moustached Warbler (Acrocephalus melanopogon)
Erhebung von Schilfvogelarten am Neusiedler See, mit besonderer Hinsicht auf den Mariskensänger (Acrocephalus melanopogon)
 Villányi Péter, Németh Ákos & Bodor Ádám

<p>A haris (<i>Crex crex</i>) hansági fészkelő állomány nagyságának vizsgálata 2001-2020 között és a faj műhold-telemetriás vizsgálatának első hansági eredményei</p> <p><i>Research of the breeding population size of the corncrake (<i>Crex crex</i>) in the Hanság 2001-2020 and the first results of its satellite tracking</i></p> <p><i>Untersuchung der Brutpopulation des Wachtelkönigs (<i>Crex crex</i>) im Hanság 2001-2020 und erste Ergebnisse der Satelliten-Telemetrie der Art im Hanság</i></p> <p>Tatai Sándor</p>	316
<p>A Hanság vizes élőhelyein átvonuló-, teelő- és átnyaraló vízimadár közösségek tér- és időbeli mintázatának vizsgálata</p> <p><i>The survey of spatial and periodic pattern of waterfowl migrating through, wintering or spending the summer in the wetlands of the Hanság</i></p> <p><i>Untersuchung der Verteilung von durchziehenden, überwinternden und übersommernden Wasservögelgemeinschaften in den Feuchtgebieten des Hanság in Raum und Zeit</i></p> <p>Tatai Sándor, Pellingner Attila, Bodor Ádám & György Előd</p>	338
<p>Wissenschaftliche Vogelberingung im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel</p> <p><i>Mist netting and scientific bird ringing in the National Park Neusiedler See-Seewinkel</i></p> <p><i>Tudományos célú madárgyűrűzés a Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel területén</i></p> <p>Barbara Kofler & Flora Bittermann</p>	366
<p>Vízimadarak vonulásának kutatása egyedi jelölésekkel Mekszikópusztán</p> <p><i>Research on the migration pattern of waterbirds, using individual banding, in Mekszikópuszta</i></p> <p><i>Forschung des Zugverhaltens von Wasservögeln in Mekszikópuszta mit individueller Markierung</i></p> <p>Pellingner Attila & Hadarics Tibor</p>	379
<i>Rövid közlemények</i>	
<p>Kartierung ausgewählter Schmetterlings- und Libellenarten der FFH-Richtlinie im Rahmen des Interreg-Projektes „Vogelwarte Madárvárta 2” im Burgenland, östliches Österreich (Insecta: Lepidoptera, Odonata)</p> <p>Helmut Höttinger</p>	405
<p>Biodiversity loss in the disappearing soda pans of Seewinkel</p> <p>Zsófia Horváth, Robert Ptacnik, Csaba F. Vad, Jonathan M Chase</p>	409
<p>Fairy shrimp Branchinecta (Anostraca; Crustacea) in the soda pans of the Neusiedlersee – Seewinkel National Park</p> <p>Dunja Lukić, Robert Ptacnik, Csaba F. Vad, Zsófia Horváth</p>	412

Előszó

Ma már közhelyesnek számít, hogy az emberiség által okozott klímaváltozás átfomálja környezetünket. Azonban ebben a térben, amelyben fajunk is létezik a változás alapvető sajátosság. Változnak az évszakok, egymást váltják a nemzedékek, elvonulnak és visszaérkeznek a vándormadarak. Az emberi mohóság miatt zsugorodó, még természetesnek, vagy természetközelinek tekinthető területeken élő sok-sok gomba-, növény- és állatfaj egyedeinek közösségeit úgy kell megpróbálnunk megmenteni a végső pusztulástól, hogy túl keveset tudunk életmódjukról, ökológiai igényeikről, rendszerekbe szerveződésük miéjtjéről és hogyanjáról.

Nem csoda ezért, hogy a természetvédelemmel foglalkozó szakemberek ki vannak éhezve minden tudásmorzsára élő és élettelen környezetünkkel kapcsolatosan, hiszen túlélésünk múlik ezen. Ugyanakkor minden megválasztott kérdés újabbakat vet fel és paradox módon éppen a vesztünket okozó technokrata társadalom termel ki szinte hetente újabb eszközöket, műszereket és eljárásokat, amelyek olykor átütő sikereket hoznak a kutatásokban.

A partnereinkkel közösen osztrák-magyar Interreg forrásból elnyert pályázati támogatást olyan problémák vizsgálatára fordítottuk, amelyek fontosak a természet védelméért folytatott küzdelemben és a határmenti területekre fókuszáltunk ennek megvalósítása során. A „Vogelwarte Madárvárta 2” projektben megvalósított kutatások és monitoring vizsgálatok eredményeit adjuk most közre a Rence legújabb kötetébe összegyűjtött tanulmányokkal. Ezek hasznosítása remélhetőleg nem csak a munkában részt vevőkre korlátozódik majd, hanem a természet védelmében más területen dolgozók számára is releváns lesz. A legtöbb téma vizsgálata nem ért véget sem a projekt lezárultával, sem ennek a kötetnek az összeállításával. Panta rhei, minden mozgásban van, a tudásunk soha nem lesz teljes, de törekszünk rá.

A szerkesztők

Foreword

Today the fact that climate change induced by humanity is transforming the environment is already a commonplace. However, in this space where also our species is existing, change is a fundamental characteristic. Seasons are changing, generations alternate, migratory birds fly away to return later. The community of a bulk of species – fungi, plants and animals – living in natural or near-natural habitats decreasing due to human greed has to be tried to be saved from final extinction. However, we barely know anything about their life, ecological needs, causes and types of their organization into systems.

Therefore, it is no wonder that conservationists are starving for even the tiniest pieces of knowledge about our living and non-living environment, as our survival depends on this. However, every answer raises new questions and paradoxically, it is the very same technocratic society causing our fall that produces new devices, instruments or technologies to achieve breakthrough in research.

Together with all partners we used the funds provided by the Austrian-Hungarian Interreg Program to revise problems vital for the success of the fight for the conservation of nature and put our focus to sites along the Austrian-Hungarian border. With this book, we present results of the research and monitoring surveys within our project Vogelwarte Madárvárta 2. Let's hope that not only the ones involved in the work will profit from it but also conservationists working in other areas. The investigation of most topics hopefully won't end with the end of the project or the compilation of this book. *Panta rhei*, everything flows, our knowledge will never be complete but we aspire for it.

Editors

Vorwort

Heute ist der Gedanke, dass die vom Menschen verursachte Klimaänderung unsere Umgebung umformt, bereits eine Binsenweisheit. Zugleich ist in diesem Raum, wo auch unsere Spezies existiert, die Veränderung eine grundsätzliche Beschaffenheit. Jahreszeiten verändern sich, Generationen wechseln sich ab, Wandervögel ziehen weg um später wiederzukehren. Die Gemeinschaften unzählbarer Pilz-, Pflanzen- und Tierarten, die in – durch menschliche Gier immer mehr schrumpfenden – natürlichen oder naturnahen Gebieten leben, müssen vor dem endgültigen Aussterben bewahrt werden. Und dies, obwohl wir zu wenig über ihre Lebensweise, ökologische Bedürfnisse, oder ihre Organisation in Systeme wissen.

So ist es kein Wunder, dass die im Naturschutz arbeitenden Fachleute gierig auf jeden Wissenshappen bezüglich unserer lebendigen oder unbelebten Umgebung sind, da unser Überleben davon abhängt. Zugleich treten an die Stelle jeder Antwort gleich weitere Fragen, und paradoxerweise ist es gerade die unser Niedergang hervorrufende technokratische Gesellschaft, die fast wöchentlich neue Instrumente und Verfahren entwickelt, die von Zeit zu Zeit einen Durchbruch in der Forschung bewirken.

Gemeinsam mit unseren Partnern haben wir die Fördermittel des Österreich-Ungarischen Interreg Programms zur Lösung von Problemen genutzt, die wichtig im Kampf um den Schutz der Natur sind und bei der Verwirklichung auf die grenznahen Gebiete fokussiert. In diesem Band werden Ergebnisse von Forschungen und Monitoring-Untersuchungen im Projekt Vogelwarte Madárvárta 2 veröffentlicht. Die Nutzung dieser wird sich hoffentlich nicht nur auf die Teilnehmer der Forschungsarbeiten beschränken sondern auch für Naturschutzfachleute anderer Gebiete relevant sein. Die Untersuchung der meisten Themen soll nicht mit dem Ende des Projekts oder der Zusammenstellung dieses Buches enden. *Panta rhei*, alles fließt, unser Wissen wird niemals vollkommen sein, aber wir streben danach.

Die Redakteure

A Fertő limnológiai állapota, természetvédelmi helyzete és élőhely-fejlesztési lehetőségei

Limnological status and suggestions for nature conservation management of Lake Neusiedl (Fertő)

Limnologischer Status, Stand des Naturschutzes und Möglichkeiten der Lebensraumentwicklung am Neusiedler See

BOROS EMIL¹, TÓTH VIKTOR¹ & VÖRÖS LAJOS¹

Abstract

The aim of the research carried out between 2017 and 2019 was to characterize the limnological status of the reeds-open water-canal system and associated saline lake habitat restoration sites at Lake Fertő, and to formulate nature conservation management and rehabilitation proposals based on the results. We examined in detail the condition of reed stands and sediment in 5 sample areas. The research also focused on important physical, chemical, and biological factors of water in all typical water bodies of Lake Fertő (based on more than 500 samples), and the flooded saline lakes of Borsodi-dűlő and Nyéki szállás connected to the lake via Hansági-főcsatorna (based on nearly 70 samples). The limnological status of the habitat restoration was compared with that of natural saline lakes of reference status (Fertőzug, Kiskunság).

Based on the analysis of all the examined physical, chemical, and biological factors, we established that the water exchange resulting from the seiche of Lake Fertő in the Hungarian open water–canal–reed water system affected by sweeping can be detected in the longitudinal channels in a distance of 1 to 1.5 km at relatively low water levels during the period (2017–2019)! Three possible future scenarios can be outlined for the water management, water level regulation and reed condition of the lake: 1) In the case of persistently high water levels, as has been the case in the last decade, the advance of reed towards open water slows down or stops, but the condition of the reed stands that do not communicate with the open water continues to deteriorate. 2) If, in addition to the high water level in spring, there are also periods of significantly lower water levels in the summer (semi-static water circulation typical of the original state of the lake), the reed does not move forward at the expense of open water, but the condition of internal degrading reed stands may improve. 3) If the water level remains permanently low - as happened in the first half of the last century - the reed will occupy areas at the expense of open water while the condition of the internal degrading reed stands will improve.

In our opinion, the preservation and, if possible, the restoration of the open saline lake surface should take precedence over the reed in the management

¹ Ökológiai Kutatóközpont H-8237 Tihany, Klebelsberg Kuno u. 3., E-mail: boros.emil@ecolres.hu

strategy of Lake Fertő. In the absence of previous reed harvesting, we recommend renewing the condition of the reeds of the lake with a planned short-term (1-2 years), intermittent and strictly controlled burning management. The redox potential of sediment is higher in stable reed sands, so the widening and sweeping of channels facilitating water movement may still be one of the potential ways of interventions to improve water supply to reeds, but the current density of cut through silt deposits is not sufficient.

The current ecological status based on the examined limnological variables of the Borsodi-dűlő and Nyéki szállás (a thirty year old saline lake habitat restoration area) can be estimated to be medium natural in the ecoregion Carpathian Basin. In order to maintain its saline character, we recommend alternating the rotation of flooding and drainage between the two areas more frequently, preferably annually. In order to continue the restoration of the saline lake, we recommend the restoration of the habitats of the open coastal zone on the Hungarian side of Lake Fertő as well as grazing of the less developed (rarer, lower growing) so-called saline reeds.

Bevezetés

A Fertőt gyakran emlegetik sztyeppként, mivel az eurázsiai sztyeppövezet legnyugatibb pontján helyezkedik el. Emellett a Fertő limnológiai értelemben egy jellegzetes sekély tó, melynek szódás alaptípusú szikes vize van, és a jelenlegi ismereteink szerint a legnagyobb kiterjedésű európai szikes tó (BOROS & KOLPAKOVA 2018). A Fertő változatos vízterei összességében megjelenítik a Kárpát-medence és egyben Európa szikes tavainak különleges ökoszisztémáját és azok változatos élőhelyeit, melyeket többszörösen extrém fizikai és kémia környezet, valamint különleges biogeokémiai ciklusok és anyagforgalmi folyamatok határoznak meg, melyekben a felszíni és felszín alatti vizek kölcsönhatása is jelentős (BOROS *et al.* 2013, 2014, 2017, 2020, MÁDL-SZÖNYI & TÓTH 2009, TÓTH 2006; SIMON *et al.* 2011). Ebben az ökoszisztémában a múlt század elejétől kezdődően, a tó természetes kiszáradásával, majd szabályozásával összefüggésben, különösen a tó magyar oldalán meghatározó szerephez jutott a közönséges nád (*Phragmites australis*), melynek állománydinamikáját és helyi sajátosságait is döntően meghatározzák a Fertőre jellemző extrém környezeti tényezők és folyamatok, de ezzel kölcsönhatásban maga a nád biogén szukcessziója is jelentősen alakítja a környezetét. A Fertő és térségének tájtörténetéről, limnológiájáról, ökológiájáról és természetvédelméről több könyv és számos tanulmány született már, melyekből csak a kutatásinkhoz kapcsolódó legfontosabbakat említjük meg.

A pázsítűfélék (Poaceae) közül a közönséges nád az egyik legelterjedtebb faj, hiszen mind az öt kontinensen, a trópusoktól a hideg-mérsékelt övig, a tengerszinttől a tibeti fennsík 3000 m-es magasságáig, a felsivatagoktól a mocsarakig, gyakorlatilag mindenhol megtalálható. Kozmopolita elterjedtségének hátterében a növény kimagasló alkalmazkodóképessége áll. Mindezek ellenére a nád az álló- vagy lassan folyó vizeket kedveli, és a folyók, tavak partján található növénytakasok egyik főbb eleme. Nádasoknak nevezik a tavak, lassú vízfolyások partján található magasabbrendű növényi közösséget, amelynek csak

az egyik – habár kiemelkedően fontos, illetve jellemző – tagja a közönséges nád. A nádasok az állóvizeknél a partról egészen a 2 m-es vízmélységig hatolnak be, azonban a Fertő esetében a nádszegélyek legnagyobb mélysége 100–130 cm körül van. A növényeken kívül a nádasoknak fontos tagjai a vírus-, baktérium-, gomba-, alga- és állatközösségek, melyek számára a nádas élő-, búvó- és szaporodóhely, táplálékforrás, ezért a jó állapotú, mozaikos nádasok biodiverzitása jelentős lehet (VÁSÁRHELYI 1995, KOVÁCS 1995, HAWKE & HOSÉ 2002, DINKA & ÁGOSTON-SZABÓ 2012).

Ismert tény, hogy a nád a 20. század első felében – a kiszáradás és vízszintszabályozás (csökkentés) időszakában – tört rohamosan előre a Fertő medrében, részben mert az időszakosan szárazra kerülő mederrészek kedveztek a szaporodásának. A nád előretörése a nyílt vízi területek rovására az 1901–1963 közötti időszakban évenként 8 m-t tett ki, ekkor a nyílt víz megszűnését 2100-ra várták, majd a vízszint 1965-től kezdődött megemeléseével a nád terjedése lényegesen lelassult (PANNONHALMI 1999). Ezáltal a Fertő egykori természetes nyílt sekély partvonala a magyar oldalon már a múlt század közepére gyakorlatilag teljesen eltűnt és több kilométer szélességű nádas öv alakult ki, mely a legszélesebb pontján meghaladja a 6 km-t. A széles, zárt nádövezet nyílt vízzel való kapcsolata jelentősen lecsökkent, ezáltal a belső, elzárt nádasokban oxigénhiányos állapotok váltak uralkodóvá, ami nagy területen a náállományok leromlásához, illetve később jelentős tarfoltok kialakulásához vezetett (DINKA & ÁGOSTON-SZABÓ 2003, DINKA *et al.* 2004, ÁGOSTON-SZABÓ 2004). Ezért a nyílt víz és a nádas közötti vízcseré javítása céljából a korábbi több száz km-nyi csatornarendszerből hossz- és keresztirányban 76,4 km-nyi csatornakotrás valósult meg a 2014. október – 2015. február közötti időszakban. Az ennek következtében kialakult új hidrobiológiai helyzet megismerése érdekében a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság (FHNPI) megbízásából végzett limnológiai kutatómunkánk főbb céljai az alábbiak voltak:

1. A Fertő nádasainak és a Fertőhöz kapcsolódó szikes tavi élőhely-rekonstrukció állapotát meghatározó legfontosabb fizikai, kémiai és trofitási tulajdonságok jellemzése.
2. A vizsgált vizek fitoplankton-közösségének megismerése.
3. A nyílt víz és nádas közötti vízkapcsolatok jellemzése a Fertőben, különös tekintettel a kikotort csatornarendszer hatására.
4. A nádasok állapotának jellemzése.
5. A vízimadarak táplálékbázisát képező mezozooplankton és makrozoobenton (makroszkopikus vízi gerinctelenek) összetételének és mennyiségének megismerése az árasztott szikes tavi élőhely-rekonstrukción.
6. A szikes tavi élőhely-rekonstrukció limnológiai állapotának összehasonlítása a természetes szikes tavakéval.
7. Természetvédelmi kezelési irányelvek és fejlesztési javaslatok megfogalmazása a Fertő és az ahhoz kapcsolódó élőhely-rekonstrukciók ökológiai állapotának megőrzése, illetve javítása céljából.

Vizsgálati területek és módszerek

A mintavételi helyek és mintaterületek

A hároméves Fertő-kutatási megbízás részeként 2017-ben a Fertő–Hanság Nemzeti Parkban a Fertő magyarországi területén 100 mintavételi ponton – törekedve az egyenletes területi lefedettségre – a vegetációs időszakban három alkalommal vizsgáltuk a vízterek jellemző fizikai, kémiai és biológiai tényezőit (lásd módszerek) a következő élőhelyeken: 1) nyílt vízhez közeli zárt nádas, 2) belső zárt nádas, 3) belső ritkuló nádas, 4) partközeli zárt nádas, 5) nyílt vizes tarfoltok a nádasban, 6) nyílt víz, 7) stabil belső tavak a nádasban (10 évnél idősebbek), 8) keresztirányú csatornák, 9) hosszirányú csatornák.



1. ábra: A mintavételi pontok és mintaterületek elhelyezkedése a Fertőn, a szikes-tavi élőhely-rekonstrukciós ársztáson, valamint a természetes időszakos vízű referencia szikes tavak a Fertőzugban

Fig. 1: Location of sampling points and sampling sites on Lake Fertő (Neusiedler See), on the flooded wetland restoration site and on reference natural soda pans with periodic water coverage in the Seewinkel

A 2017-ben végzett nagy léptékű felmérés eredményei alapján 2018-ban öt mintaterületet jelöltünk ki a Fertő magyarországi területén (**1. ábra**), ahol 2018–2019-ben részletesen vizsgáltuk a nádas élőhelyek állapotát, valamint a víz és az

üledék bizonyos meghatározó fizikai és kémiai tényezőit, ezeket a vizsgálatokat referenciaként a mintaterületekhez legközelebb eső nyílt vizes élőhelyeken és csatornában is elvégeztük. A rekonstrukciós árasztásokon a Borsodi-dűlő, a Nyéki szállás és a vízpótlásul szolgáló Hansági-főcsatorna nyílt vizéből vettünk havi rendszerességgel szezonális mintákat a jégmentes időszakokban.

Módszerek

A vízben a helyszíni méréseket kézi mérőeszközökkel (mérőrúd, mérőszalag, Secchi-korong) és terepi mérőműszerrel (hőmérséklet, pH, vezetőképesség, oldott oxigén, redoxpotenciál) végeztük. A nádas 10–40 cm vastagságú üledékének redukciós-oxidációs potenciálját (redox vagy ORP) Paleo Terra (Hollandia, WEB1) cég által gyártott készülékkel folyamatosan mértük a vegetációs időszakban négy hónapon keresztül, három mintaterületen. A vízmintákat az érvényben lévő magyar (WEB2) és az ajánlott nemzetközi vízanalitikai módszerekkel (RICE *et al.* 2012) elemeztük a laboratóriumban (platina szín, összes és oldott szerves szén, összes és oldott nitrogén, ammónia, nitrát, összes és oldott foszfor, ortofoszfátion, a-klorofill-koncentráció). Az autotróf pikoplankton vizsgálata epifluoreszcens mikroszkóppal történt, a nano- és mikrofitoplanktont differenciál interferencia kontraszt mikroszkóppal, valamint fordított planktonmikroszkóppal vizsgáltuk.

A fizikai és kémiai tényezők mellett az árasztási területen a teljes időszak alatt (2017–2019) a mezozooplankton (Crustacea: Copepoda, Cladocera) és a nekton (Heteroptera, Crustacea), valamint 2017-ben a teljes makrozoobenton (Gastropoda, Bivalvia, Hirudinea, Malacostraca, Ephemeroptera, Odonata, Heteroptera, Coleoptera, Trichoptera) faji összetételének és mennyiségének (egyedsűrűség) szezonális vizsgálatát is végeztük a magyar biodiverzitás-monitorozó rendszer módszerei szerint. A vízimadár-populációk faji összetételének és mennyiségének vizsgálatát a FHNPI szakemberei végezték heti rendszerességgel.

A különféle nádasokban morфомetriai (magasság, szárátmérő, levelek száma, levélterület mérete, sűrűség), valamint fotoélettani és spektrometriás méréseket végeztünk. A különböző állapotú nádasok elkülönítéséhez Sentinel-2 MSI felvételek felhasználásával készítettünk normalizált differenciál vegetációs index (NDVI) térképeket. A zöld levelek fényvisszaverését az infravörös- (NIR) és a klorofil-visszaverődést pedig a vörös sáv (R) normalizálásával végeztük az alábbi egyenlet szerint:

$$NDVI=(NIR-R)/(NIR+R).$$

Az élőhelyek besorolásához és a térinformatikai adatfeldolgozáshoz a terepi adatokon túl a FHNPI által rendelkezésünkre bocsátott, 2017-ben készült legfrissebb georeferált légifelvételt is felhasználtuk. A nem normális eloszlású és nem homogén változókkal a statisztikai elemzéshez logaritmikus transzformációt végeztünk $\ln(X+1)$ függvény szerint annak érdekében, hogy a nulla értékkel rendelkező adatok ne vesszenek el. A változókat Mann–Whitney- és Kruskal–

Wallis ANOVA teszttel hasonlítottuk össze a vizsgált területek között, továbbá a csoportváltozók közötti szignifikáns különbséget ($p < 0,05$) Benjamini–Hochberg-teszt segítségével határoztuk meg (Csoport összehasonlítás: $\alpha = 0,05$, * a nullhipotézis [H_0] elutasítása, ha $p \leq \alpha$). Az egyes változók közötti összefüggések szorosságát Spearman-korrelációval fejeztük ki.

A Borsodi-dűlő és Nyéki szállás élőhely-rekonstrukciós árasztási területek limnológiai állapotát leíró változókat (12 db) összehasonlítottuk az élőhely vízpótlását biztosító Hansági-főcsatornából, a Fertő nyílt vizéből, valamint 31 fertőzugi (lásd 1-es ábrán jelölt természetes szikes tavakat) és három kiskunsági időszakos vízü szikes tóból (Böddi-szék, Kelemen-szék, Zab-szék) származó azonos módszerekkel gyűjtött limnológiai adatokkal, amelyeket a szikes tavi élőhely-rekonstrukció értékelése szempontjából természetes referencia-állapotnak tekintettünk (BOROS *et al.* 2013, 2014, 2017). Erre alapozva a rekonstrukció természetességét BOROS *et al.* (2013) által a Kárpát-medence szikes tavaira meghatározott rangsorrendhez viszonyítottuk.

Eredmények és megvitatásuk

A víz és az üledék fizikai-kémiai és trofitási viszonyai a Fertőben

A Fertő víztartalmának sótartalma egységesen a szubszalin tartományban ingadozott (1,9–4 mS/cm), ebben nem voltak szignifikáns különbségek az egyes élőhelyek között. Ezzel szemben a pH jelentősen különbözött az élőhelyek között, a legalacsonyabb értékek (pH 7,8) a belső ritkuló nádasban, míg a legmagasabbak (pH 9,3) a szikes tavakra jellemzően a Fertő nyílt vizében fordultak elő. A korábban már sokat tanulmányozott oxigénviszonyokat (PANONHALMI 1999) méréseink is megerősítik, miszerint a nyílt vízi élőhelyek (a tó nyílt vize, a belső tavak és a tarfoltok) oxigénben gazdagabbak, mint a nádas élőhelyek, beleértve a nádasok közötti csatornákat is.

A vízben az összes (TOC) és oldott szerves szén (DOC) koncentráció legalacsonyabb értékei a Fertő nyílt vizében, míg a legmagasabbak a belső ritkuló nádasban voltak, tehát a pusztuló nádasban felhalmozódó szén a víztérben kimutatható, oldott és lebegő állapotban szignifikáns mértékű polihumic (humín anyagokban rendkívül gazdag) állapotnak tekinthető. Ugyanakkor azt is figyelembe kell venni, hogy a Kárpát-medence szikes tavainak – melyek legnagyobb képviselője a Fertő – különleges kémiai tulajdonságai közül az egyik a világviszonylatban is extrém magas DOC és CDOM koncentráció (BOROS *et al.* 2017), amiben a kémiai viszonyok közül az állandóan lúgos környezetnek, a szalinitásnak és a sekélység következtében kialakuló kis víztérfogatnak is meghatározó szerepe van (BOROS *et al.* 2020).

Az oldott szerves színanyagok (CDOM) és ezzel egyenes arányban az oldott szerves szén (DOC) a nádasokban képződik az elhalt nádbiomassza lebomlása során, ezért ezek koncentrációja a belső zárt és pusztuló nádasokban, illetve a tarfoltokban lényegesen magasabb, mint a tó nyílt vizében. Ezért az oldott szerves anyagokkal (DOM) elsősorban a nádasokból a tó vize irányában történő anyagtranszportot lehet jellemezni. Ennek megfelelően a legmarkánsabb térbeli

mintázatot az oldott szerves színanyagok (CDOM) mutatták a nádas délnyugati zárt és pusztuló területein (Fertőboz és Sopron közigazgatási területén), valamint az itt található keresztcsatornáknban, ami arra utal, hogy a csatornakotrás ellenére itt nem vagy alig érvényesül a vízcseré tó nyílt vize felől. Külön említést érdemel, hogy a CDOM koncentráció a keresztirányú csatornáknban szignifikánsan nagyobb volt, mint a hosszirányúaknban, valamint a zárt és a ritkuló nádasnban, illetve a tarfoltoknban, tehát ezt a koncentrációgradienst a csatornarendszer nem képes kiegyenlíteni. Ez egyben azt is jelenti, hogy a keresztirányú csatornák koncentrálják az oldott szerves anyagot a nádasok térszintje felől a mélyebb, kotort csatornamedrekbe (drénező hatás), tehát a belső zártabb területeken a vízmozgás intenzívebb a nádas felől a csatornába, mint fordítva. Emellett a hosszirányú csatornáknban szignifikánsan magasabb volt a lebegő anyagok koncentrációja, ami azt igazolja, hogy a nyílt víz felől érkező lebegő anyagok a keresztirányú csatornáknba már nem jutnak el számottevő mértékben, ami szintén alátámasztja, hogy a kikotort csatornarendszer belső szakaszai nem szállítottak jelentősebb vízmennyiséget a nádasokba. A TOC és a TN között tapasztalt szignifikáns korreláció arra utal, hogy az összesnitrogéntartalmat a szerves kötésben lévő nitrogén határozza meg, ezért a legmagasabb TN-értékek a pusztuló nádasok területén észlelhetők. Viszont az algák és vízi makrofítonok számára hozzáférhető ásványi nitrogén (ammónia- és nitrátnitrogén) mennyisége minden élőhelyen két nagyságrenddel kisebb, mint az összes nitrogén, ami a nádból eredő lassan bomló szerves (humín) anyag felhalmozódására vezethető vissza.

Az üledék anyagforgalmában jelentős szerepe van az üledék redoxpotenciáljának, mert egyrészt közvetlenül is meghatározza a növények növekedésének ütemét, másrészt ettől függ a N, a P és részben a K elérhető mennyisége az üledékben. Alacsonyabb redoxpotenciálnál több a szabadon felvehető N, P és K, vagyis részben a nádasok növekedéséhez szükséges az alacsony redoxpotenciál, de a túl alacsony értékek már károsak. Ezért a redoxpotenciál tekintetében szűk az optimális tartomány a nád számára, és az üledék felső rétegének redoxpotenciál-értékei hidrológiai, mikroklimatikus és/vagy bakteriológiai okok miatt nem stabilak.

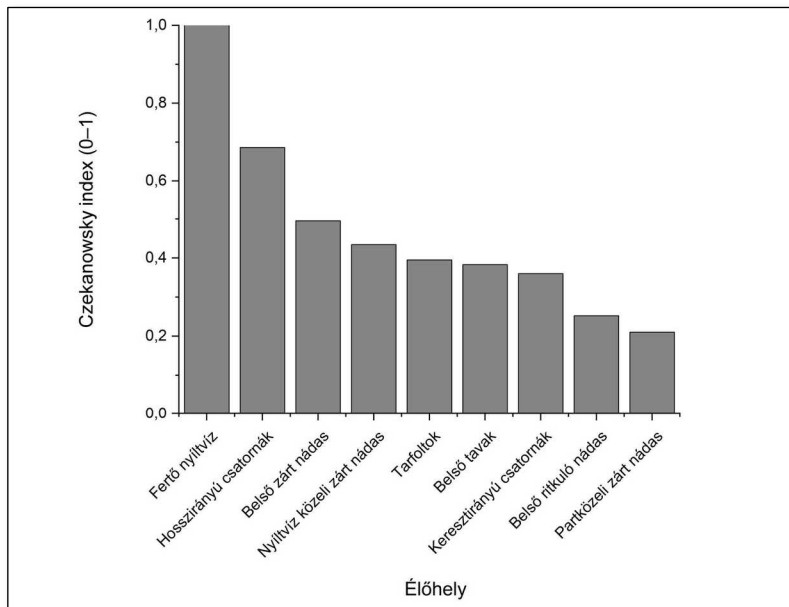
Méréseink szerint a Fertő pusztuló nádasainban a kikotort csatornarendszer ellenére sincs olyan mértékű vízáramlás, amely kompenzálná az üledék oxigénhiányos, negatív redoxpotenciál-értékeit. Ezért az üledék redoxpotenciáljának alakulására a biológia folyamatokon keresztül a vízborítás is hatással van, az időtartamtól és térbeli mértékétől függően. A vízben a legkisebb átlagos oldottoxigén-telítettség a partközeli nádasnban, míg a legnagyobb a jó fényellátottságú tarfoltoknban adódott. Emellett méréseink szerint a parti nád üledékének víztartalma szignifikánsan különbözött (a legkevesebb átlag 18% volt) a zárt nádasétól, valamint a zárt nádasé a nyílt vízhez közeli és a ritkuló nádasétól. Az üledék szárazanyagra vonatkoztatott összes szerves széntartalma (TOC) – mely a nádas pusztulásával arányosan növekszik – 0,0–5,2% között változott, ami viszont jelentősen nem tér el a sekély tavakra jellemző átlagos értékektől, miközben a mély tavaknban ennél lényegesen magasabb értékek is előfordulnak (PONYI & FRANKÓ 1977, V-BALOGH *et al.* 2009).

A kimutatási határnál kisebb (nulla érték) minimumadat a parti és a nyílt vízhez közeli nádasokban adódott, míg a maximum (5,2%) a ritkuló nádasban volt.

Az algák számára hozzáférhető évi átlagos oldott ortofoszfát-foszfor koncentráció általában egy nagyságrenddel kisebb, mint az összes foszfor mennyisége, ami nagyon alacsony érték, például több nagyságrenddel kevesebb, mint a fertőzugi időszakos szikes tavakban jellemző ezres nagyságrendű értékek. Az összes nitrogén és a foszfor aránya viszonylag magas érték (átlag 46), különösen az időszakos szikes tavakkal való összehasonlításban, ahol ez az érték gyakran 1 alatti (BOROS *et al.* 2008). A trofitást tekintve az összesfoszfor-koncentráció évi átlaga alapján (OECD) az összes vizsgált élőhely/víztér eutróf állapotú volt, viszont az a-klorofill koncentrációjának évi átlaga alapján általában csak mezotróf állapotúnak minősíthetők, amely szintén a Kárpát-medence szikes tavainak sajátossága (BOROS *et al.* 2017).

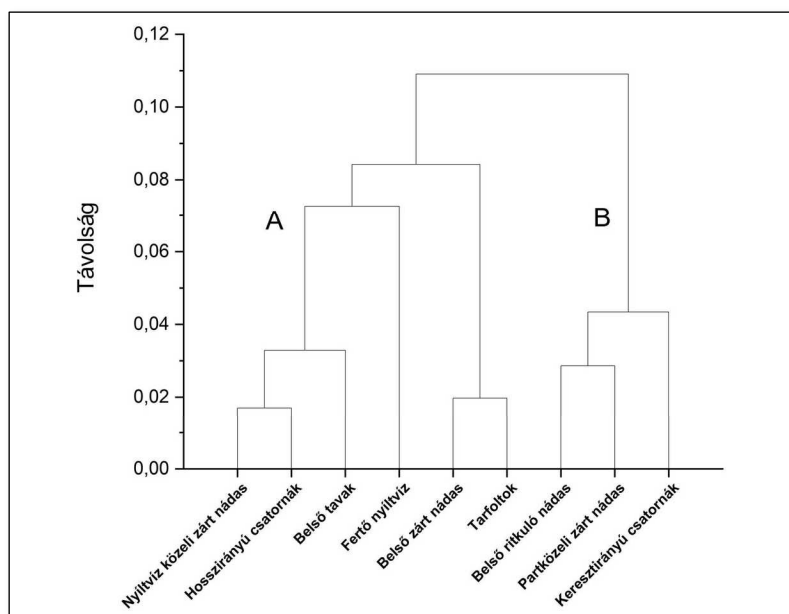
A Fertő fitoplankton-együttese

A fitoplankton kétéves kvantitatív vizsgálata során összesen 104 taxont azonosítottunk, megjegyezzük, hogy az előfordult taxonok száma a Fertő változatos élőhelyein ennél minden bizonnyal magasabb (PADISÁK 1993, PADISÁK & DOKULIL 1994, DOKULIL & PADISÁK 1994), de a ritka és nem planktonikus fajok számbavétele nem volt a vizsgálat célja. A fitoplankton-biomassza a vizsgálati sorozatban 100 ug/l és 5000 ug/l között változott. A mintákba bekerült nem planktonikus makroalgákat nem vettük figyelembe.



2. ábra: A Fertő vizsgált élőhelyei fitoplanktonjának hasonlósága a tó nyílt vízéhez képest
Fig. 2: Resemblance of phytoplankton in surveyed habitats of Lake Fertő (Neusiedler See) to the open water of the lake

A különböző élőhelyek algaegyütteseinek összehasonlítására az egyik legelterjedtebb hasonlósági függvényt, az ún. Czekanowsky-indexet (NÉMETH 1998) használtuk. Minden élőhely algaegyütteseinek hasonlóságát kiszámítottuk a referenciának tekintett nyílt vízéhez. A nyílt vízhez legközelebb a hosszirányú csatornák állnak, de még a nyílt vízhez közeli zárt nádasok is 0,5 körüli hasonlóságot mutattak. A nyílt víztől legtávolabb (statisztikai hasonlósági értelemben) a ritkás pusztuló nádasok, a parti (terrestris) nádasok és a keresztirányú csatornák vannak. Ez utóbbi arra utal, hogy a hosszirányú csatornákra merőleges keresztcsatornába már nem jut el a tó vize. Az is figyelemre méltó, hogy a Herlakni-tó és a tarfoltok együttese is nagyon jelentős mértékben különböztek a Fertő nyílt vizétől (**2. ábra**).



3. ábra: A Fertő élőhelyeinek (víztereinek) klaszteranalízis szerinti csoportosítása a mintaterületeken 2018–2019 időszakában vizsgált összes limnológiai változó (fizikai, kémiai, biológiai) átlaga alapján

Fig. 3: Categorization of the habitats (water bodies) of Lake Neusiedl according to cluster analysis based on averages of all limnological variables (physical, chemical, biological) examined in the period 2018–2019

A nyílt víz és a nádas közötti vízkapcsolatok

A Fertőben vizsgált élőhelyeket (víztereket) klaszteranalízissel csoportosítottuk a mintaterületeken 2018–2019 időszakában vizsgált összes (fizikai, kémiai, biológiai) limnológiai változó átlaga alapján (**3. ábra**). A klaszteranalízis dendrogramja szerint a belső zárt nádasok és a tarfoltok alkotta csoport került középső helyzetbe. A középső csoporttól balra az A-jelű főcsoporton belül a legtávolabbi helyzetben a nyílt vízhez közeli zárt nádasok és a hosszirányú csatornák alkotnak egy csoportot, majd csökkenő távolsági

sorrendben ezt követik a belső tavak, utánuk viszont a Fertő nyílt vize következik a keresztirányú csatornák helyett. A B-jelű főcsoportba tartoznak a nyílt víztől távolabb eső élőhelyek, melyeken belül a belső ritkuló és a partközeli nádasok, illetve a keresztirányú csatornák alkotják az A-jelű főcsoporttól jól elkülönülő B-jelű főcsoport tagjait. Összegezve a klaszteranalízis legfontosabb eredményeit, a Fertő nyílt vize a limnológiai változók alapján köztes helyzetet mutat a többi víztérhez képest. Ehhez képest a legkisebb hasonlóságot a nyílt vízhez közel lévő és a partközeli nádasok mutatták.

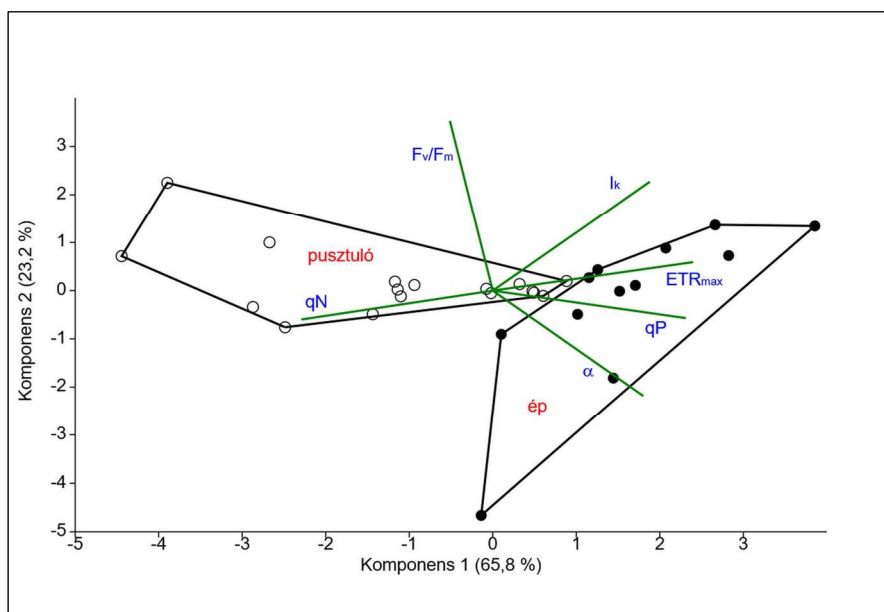
A vizsgált összes fizikai, kémiai és biológiai tényező elemzése alapján megállapítottuk, hogy a Fertő tölengéséből eredő vízcsera a kotrással érintett magyar oldali nyílt víz – csatorna – nádas vízrendszerben átlag 1 km, de legfeljebb 1,5 km-es távolságban mutatható ki elsősorban a hosszirányú csatornáknál a vizsgált időszak (2017–2019) viszonylag alacsony vízállásai mellett! Megjegyezzük, hogy magasabb átlagos vízszintek esetén a nyílt víz és a nádas közötti vízcsera gyakoribb és jelentősebb mértékű lehet, akár a keresztirányú csatornákat érintően is.

A nádasok állapota a Fertőben

Megjelenése alapján a nád legegyszerűbben üledék feletti és üledékben található részre osztható. Az üledékben találhatóak azok a képződmények, amelyek révén a növény rögzül, veszi fel a tápanyagokat és a vizet, tárolja a tartaléktápanyagokat, ennek megfelelően a gyöktörzs (rizóma), a gyökerek, a járulékos gyökerek, illetve a hajszálgyökerek létfontosságú szervei a nádoknak. A föld/víz feletti részek (szár, levelek, sarjgügyek és virágzat) felelnek a növény fotoszintetikus aktivitásáért, szaporodásáért, a tápanyagok szállításáért. A Fertőben a nád víz feletti, illetve az üledékben található száraz biomasszája elérheti a 4-4 kg m⁻² tömeget, azonban ez az érték nagyban függ a nádas állapotától. Az ép és pusztuló nádasok száraz biomasszája között nem ritka az egy nagyságrendnyi eltérés (2,5–4,5 kg m⁻², illetve 0,4–1,2 kg m⁻²), ezért az ép nádasoknak jelentős a szén-dioxid-elnyelő kapacitása. A magas produkcióért a nád fotoszintézise, sajátos életciklusa és szaporodásbiológiája felelős. A nád fotoszintézisét jelentősen befolyásolják a környezet fény- és hőmérséklet viszonyai, illetve az élőhely tápanyag-ellátottsága és állapota. A Fertőben a nádasok között számottevő eltérés figyelhető meg a fotoszintetikus aktivitás alapján, melyet a főkomponens-analízis eredménye is megmutat (**4. ábra**). Az ép nádasok elsősorban a fotoszintetikus aktivitás ($ETR_{max} - 162 \pm 12$, ill. $82 \pm 8 \mu\text{mol e}^- \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$), a fotoszintézisre fordított energia hányadában ($qP - 64 \pm 2$, ill. $40 \pm 3\%$) és a fotoszintézishez felhasznált fény mennyiségében ($I_k - 687 \pm 57$, ill. $477 \pm 23 \mu\text{mol e}^- \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$) teljesítenek jobban a pusztuló nádhoz képest. Ezzel szemben az ép nádasokhoz képest a pusztuló nádasok a környezetük kedvezőtlen feltételeinek ellensúlyozására több energiát fordítanak a védekezésük fenntartására ($qN - 0,74 \pm 0,03$, ill. $0,59 \pm 0,03$). Ez az eltérő fotoszintetikus aktivitás eredményezi az ép és a pusztuló nádas megjelenése közötti számottevő eltérést: az ép nádas növényei esetenként háromszor-négyszer nagyobbak (37 ± 15 és 10 ± 5 g) a pusztuló helyen található növényeknél. A kedvezőtlenebb körülményektől a pusztuló nádas olyan formában menekül, hogy viszonylag több energiát fektet a

magok termelésébe, így a pusztuló nádasokban a száraz biomassa $5,9 \pm 3,6\%$ -a van a virágzatban, míg az ép nádasok növényeinél ez az érték $3,2 \pm 2,9\%$.

A fotoszintézis mellett a nád szaporodási módjának is hatása van a kimagasló biomasszára. Mint minden növény, a nád is képes ivaros (maggal) és ivartalan (szárról, gyökérről) módon szaporodni. Míg a vízzel nem vagy időszakosan borított területeken a két szaporodási forma egyensúlyban van, addig a vizes területeken az ivartalan szaporodás dominál. Ekkor a nád elsősorban kúszó gyökértörzseivel (rizómaival) és hajtással terjed. Ezzel az ivartalan szaporodási móddal egymáshoz gyökértörzssel kapcsolódó, genetikailag azonos klónok, „szupernövények” jönnek létre, amelyek idővel megnőhetnek akár több száz m^2 -esre is. A fizikai kapcsolat előnye, hogy a klón egyedei kisegíthetik egymást, vagyis egy-egy kedvezőtlen környezetben lévő klón a mellette lévő klón támogatását is megkaphatja. Azonban ennek a szoros élettani és fizikai kapcsolatnak hátránya is van, mert mostoha körülmények között akár az egész klón egyszerre ki is pusztulhat.

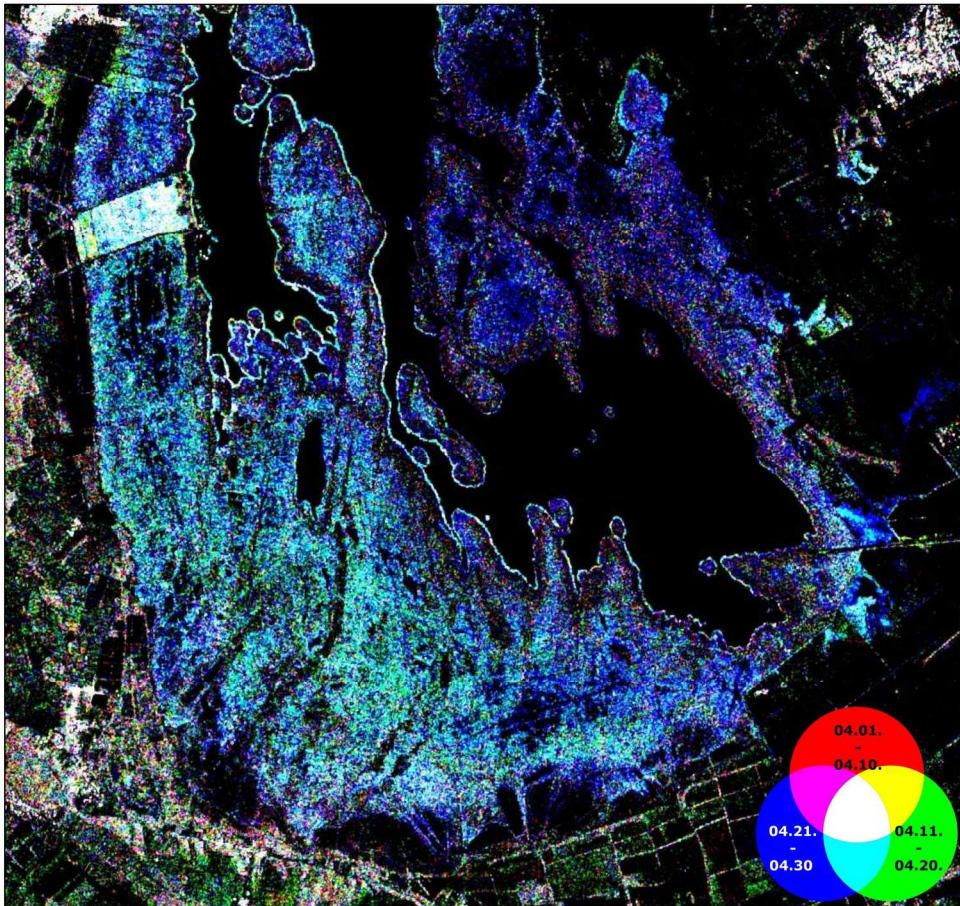


4. ábra: A Fertő ép és pusztuló nádasainak nyár végi fotoszintetikus teljesítményének elkülönülése a főkomponens-analízis alapján

Fig. 4: Separation of the photosynthetic capacity of intact and degrading reed stands in Lake Fertő (Neusiedler See) at the end of summer according to principal component analysis

A kedvező és kedvezőtlen körülmények kihatnak a növények életciklusára is. A Fertőben a nád első zöld hajtásai április első felében jelennek meg, elsősorban a nádas víz felőli szegélyében (5. ábra, fehér csík a nádas víz felőli szegélyében), és a növekedés szinte folyamatos intenzitással egész áprilisban fennmarad. Ezzel szemben más helyeken az intenzív növekedési periódus más-más időpontban

kezdődhet és eltérő hosszúságú lehet, így pl. a Fertő keleti részében vannak területek, ahol a nádasok növekedésének maximuma április első felére esik és egy-két hétig tart (piros pixelek), míg vannak mellettük – a nádas belsejében – olyan területek (kék pixelek), amelyek az április végi növekedést valószínűsítik (5. ábra). Ezzel szemben a Fertő nyugati részén – a nádszegélyek kivételével – a nádasok növekedésének kezdete többé-kevésbé április 20-a környékére tehető (5. ábra, a zöld és a kék közötti átmeneti, türkiz színű pixelek).



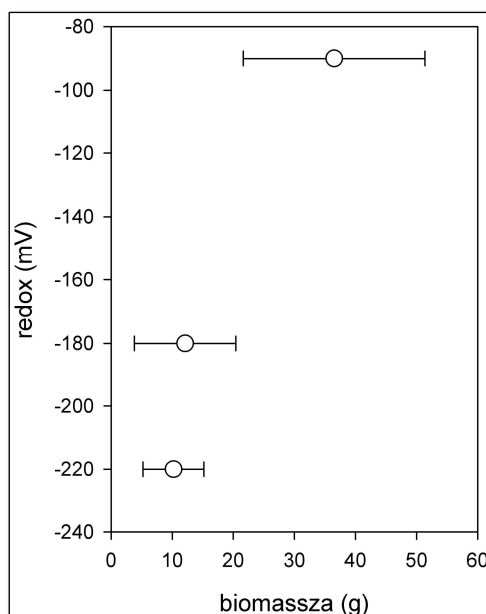
5. ábra: A Fertő és környékének Sentinel-1 (VV) műhold 2019 tavaszi kompozit mikrohullámú radar felvétele, ahol eltérő színnel vannak jelölve a különböző időpontokban növekedő növények:

piros – április 1–10., zöld – április 11–20., kék – április 21–30.

Fig. 5: Sentinel-1 (VV) satellite composite microwave photograph of Lake Fertő (Neusiedler See) and surroundings. Plants growing in different times are marked with different colors:

red – April 1–10, green – April 11–20, blue – April 21–30

A biomassza képződése elsősorban május–július között megy végbe, hiszen kora tavasszal a növekedést főleg a tél előtt a gyökértörzsbe áthelyezett tartaléktápanyagok biztosítják, míg a fotoszintézis április második felében be nem indul. Júliusra a növények elérik teljes magasságukat, amely a Fertőben elérheti a 3–3,5 m-t is, de itt is nagy különbség van az ép és pusztuló növények között (330 ± 14 cm, illetve 155 ± 15 cm). A nád augusztusban kezdi a virágzást, és lilás színezetű bugát növeszt. A bugában idővel magok képződnek, azonban ezek közül nem mindegyik lesz életképes, illetve az életképesek közül a víz felszínére hullottak is elpusztulnak. A bugaképzéssel egy időben elkezdődik a növény száradása, amikor is a nád lassan – előbb a levelekből, később pedig a szárból is – kivonja a limitáló tápanyagokat a gyökértörzsbe. Így ősz végére csak az év során keletkezett biomassza (jellemzően cellulóz) marad talpon. Az éveken át felhalmozódó avar, amely részben az üledék felszínére kerül, baktériumok jelentős elszaporodásához vezet. A nagy biomassza és a sok baktérium gyakran oxigénhiányos redukzív környezet létrejöttének kedvez – melyet az alacsony redoxpotenciál értékek jeleznek –, ami a nádasok természetes pusztulásához is vezethet, és igen jelentős hatással van a növény életfolyamataira, illetve biomasszájára (6. ábra).

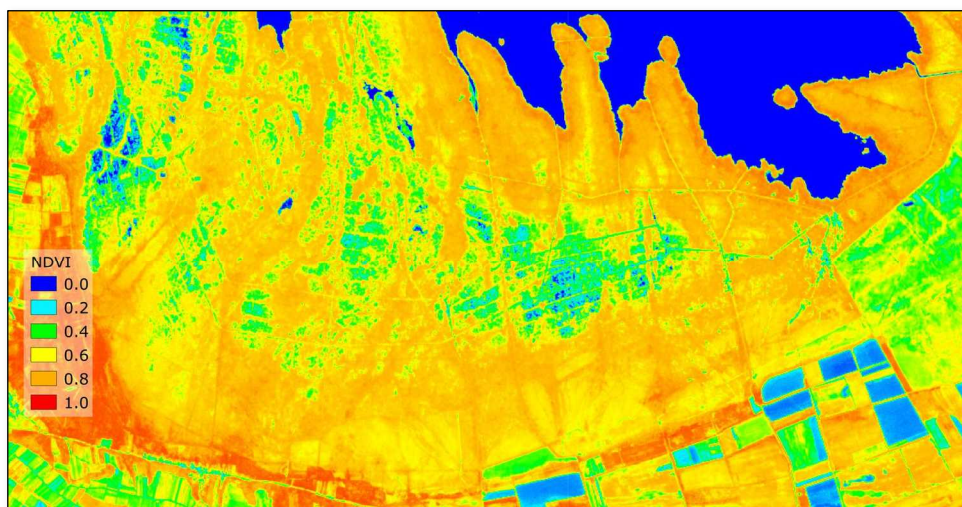


6. ábra: Nádhajtás száraz biomasszája (g) eltérő üledék redoxpotenciálú területeken

Fig. 6: Dry biomass (g) of reed shoot on sites with different redox potential of the sediment

A stabil állapotú nádasokban, ahol az üledék redoxpotenciálja magasabb, az intenzívebb élettani folyamatok eredményezik a nagyobb biomasszagyarapodást. Ezzel szemben az kedvezőtlenül alacsony redoxpotenciálú (< -50 mV) oxigénhiányos üledékekben élő növények csak jelentősen kisebb méretűre képesek megnőni (6. ábra). A nádszálak még a kimondottan

kedvezőtlen, pl. a -150 mV-nál alacsonyabb redoxpotenciálú üledékhez is képesek alkalmazkodni, hiszen a növények szárai, gyökértörzsei bőségesen elvannak látva levegőztetőjáratokkal. Ezek levegőt szállítanak a növény föld feletti részeiből (elsősorban a levelekből) a növények oxigénhiányban érintett, üledékbe temetett részeihez. A levegőztetés bizonyos mértékig ellensúlyozni képes az üledék oxigénhiányos környezetét. A víztest hullámozása, illetve az azon belül végbemenő vízáramlás is képes segíteni az oxigénhiányos környezetben a nádhajtások fennmaradását, mert egyrészt oxigént juttat a növények közé, másrészt elmosza az avart. A vízmélység növekedésével sem a belső levegőztetés, sem a hullámozás nem képes ellensúlyozni a baktériumok keltette oxigénhiányos környezetet, így a nádasok addig a mélységig nőnek, ameddig ez a két folyamat egyensúlyban van.



7. ábra: A Fertő kikotort csatornarendszerének hatása a nádasok normalizált differenciált vegetációs index (NDVI) értékeire

Fig. 7: Effect of the swept canal system on normalized difference vegetation index values (NDVI) of reed stands

Az NDVI index alapján a csatornák mentén megfigyelhető a nádasok állapotának javulása, azonban a hatás csak a csatornák közvetlen környezetére terjed ki, továbbá a degradált nádasokban a javulás mérsékelt, míg a pusztuló nádasokban semmilyen vagy legfeljebb csak csekély mértékű hatás mutatható ki (7. ábra).

A vízmadarak táplálékbázisa az élőhely rekonstrukció területén

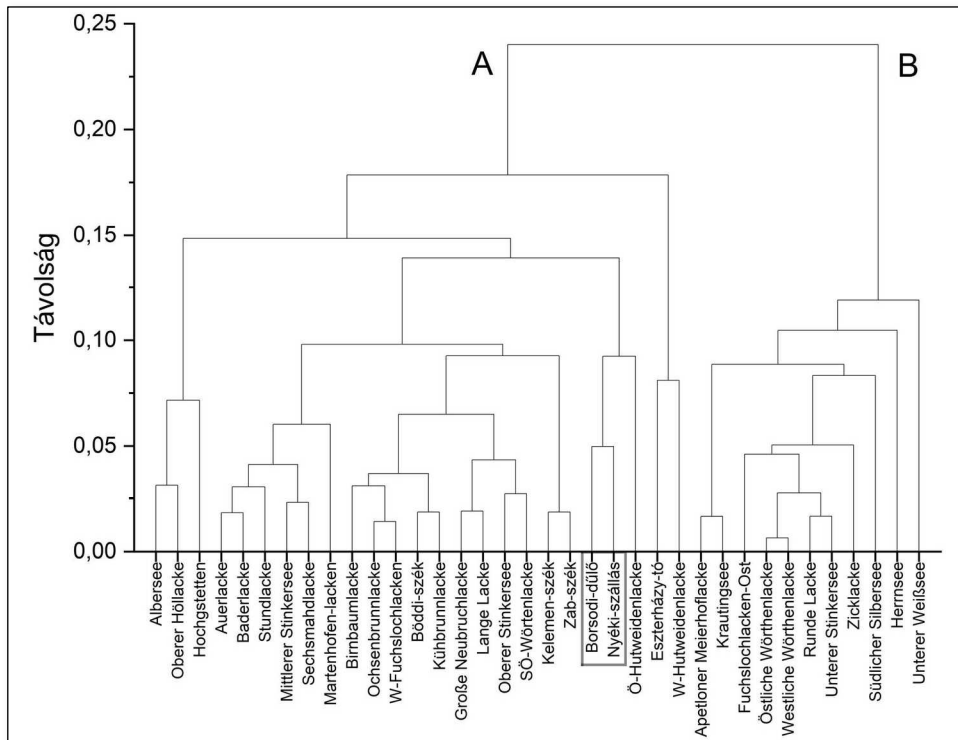
Az árasztott mesterséges élőhely-rekonstrukciók tápanyagokban igen gazdag (hipertróf) rendszerek. Az OECD nemzetközi besorolása szerint az összes foszfor (TP) és az a-klorofill koncentrációjának évi átlaga alapján mindkét árasztási terület (Borsodi-dűlő és Nyéki szállás) extrém hipertróf (a TP és az a-klorofill is háromszorosan meghaladta a hipertróf határértéket), míg a Hansági-főcsatorna

és azzal közvetlen összeköttetésben a Fertő mezo-eutróf státuszú. A hipertróf státusz a természetes szikes tavak jellemzője is, melyben az árasztási területek nem térnek el a természetes referencia állapottól.

A statisztikai összehasonlítás eredménye szerint a vízmélység és az a-klorofill koncentrációjának kivételével a többi referenciaváltozó (lásd fentebb) mediánja szignifikánsan magasabb volt a természetes szikes tavak esetében, mint a rekonstrukciós árasztáson, ami határozott limnológiai állapoteltérést feltételez. A fizikai-kémiai tényezők tekintetében ez azt jelenti, hogy azonos vízmélység mellett a természetes szikes tavak jelentősen több lebegő anyagot tartalmaznak, nagyobb a szalinitásuk, lúgosabbak, több szerves szenet, összes és ortofoszfát-foszfort tartalmaznak, amit az évenkénti rendszeres árasztás hígító hatásával magyarázunk. A Fertő vizéből vízpótlásul szolgáló Hansági-főcsatornával kapcsolatban megállapítottuk, hogy a legtöbb vizsgált változó szignifikáns különbségei ellenére a szalinitás és az összes nitrogén (TN) kivételével nincs kimutatható összefüggés (korreláció) a csatornában és a két árasztási területen (Borsodi-dűlő és Nyéki szállás) mért fizikai kémiai változók között. Az elsődleges termelő szervezetek (algák) közül a zavaros vizű szikes tavakban úgy a Fertőzugban, mint a Duna-Tisza közén gyakori jelenség a nyári pikocianobaktérium tömegprodukció (VÖRÖS & V.-BALOGH 2003), amelynek itt tapasztalt hiánya a planktonközösség tekintetében jelentős mértékben megkülönbözteti ezeket a területeket a természetes zavaros vizű szikes tavaktól.

A zooplankton alkotó taxonszámban éves viszonylatban jelentős különbség nem volt, de az értékek a mintegy harminc éve megkezdett árasztás utáni első két év adataival összehasonlítva kisebbek voltak (FORRÓ 1999). A vizsgált víztereket a fertőzugi szikes tavak kistrákfaunájával összehasonlítva megállapítható, hogy faunakészletük hasonló, a szikes vízi karakterfajok (*Arctodiptomus spinosus*, *Moina brachiata*) dominanciája mellett hasonlóak a kísérőfajok is (*Chydorus sphaericus*, *Megacyclops viridis*, *Macrothrix hirsuticornis*, a Fertőzugban *M. rosea* is, *Diacyclops bisetosus*, *Cyclops* spp.). Az egyes fajok tömegességét tekintve a fertőzugi vizekben egyértelműen az *Arctodiptomus* fajok a dominánsak, ellentétben a Borsodi-dűlőben a határozott *Moina brachiata* és a Nyéki szálláson a *Daphnia magna* dominanciájával. A különbségeket tekintve a *Daphnia cucullata* és két *Cyclops* faj (*C. strenuus*, *C. furcifer*) a fertőzugi tavakban nem fordult elő. Emellett a Fertőben 2009-ben kimutatott idegenhonos *Eurytemora velox* (KISS *et al.* 2014) a csatornában és a rekonstrukciós területeken nem fordult elő. Viszont a zavaros és időszakos sekély vizű szikes tavak tavaszi közösségére jellemző tócsarások (Anostraca: *Branchinecta* spp.) karakterfajai (HORVÁTH *et al.* 2013) teljesen hiányoztak a nektonikus vízigerintelen-közösségből, valamint a makrozoobenton-közösségből, a jó állapotú természetes szikeseken tömeges *Lestes macrostigma*, *Lestes barbarus*, *Enallagma cyathigerum*, *Ischnura pumilio* szintén nem fordulnak elő a rekonstrukción. Ez részben a fent említett fajok élőhelyeként szolgáló mocsári növényzet kis kiterjedésével, részben pedig az erősen szikes karakter hiányával magyarázható. Ezzel szemben a makroszkópikus vízigerintelen-közösségben a referenciaállapotú természetes szikes tavakkal megegyező fajösszetételben a legnagyobb egyedszámban és biomasszában előforduló

nektonikus életmódú csoportot a vízipoloskák (Heteroptera) képviselték, a *Sigara lateralis* dominanciájával, melyek a sekély vizekben táplálkozó vizuális táplálékfelvételi stratégiát alkalmazó partmadaraknak – pl. gólyatöcs (*Himantopus himantopus*), cankók (*Tringa* spp.) – a fő táplálékbazisát képezik (BOROS *et al.* 2006b) ezekben a vizekben. Emellett a teljes potenciális vízimadár táplálékbazist képviselő zooplankton és a vízipoloskák (BOROS *et al.* 2006a, 2006b) összes egyedsűrűsége szignifikánsan nagyobbak bizonyult a fertőzugi és kiskunsági referencia természetes tavakon, mint a rekonstrukciók területeken.



8. ábra: Az ársztás és a referenciaállapotú természetes szikes tavak (Fertőzug 31 db, Kiskunság; 3 db) (BOROS *et al.* 2013, 2017) klaszteranalízis szerinti csoportosítása a jellemző limnológiai változók (12 db) alapján

Fig. 8: Categorization of the flooded restoration site and the reference natural soda pans (Seewinkel: 31 pc, Kiskunság: 3 pc) (BOROS *et al.* 2013, 2017) according to cluster analysis based on characteristic limnological variables (12 pc)

Az élőhely-rekonstrukció összevetése a természetes szikes tavakkal

A referencia limnológia változókkal (12 db) és területekkel végzett sokváltozós összehasonlítás klaszteranalízis szerinti eredményét a **8. ábrán** mutatjuk be. A dendrogramból egyértelműen megállapítható, hogy a referenciaállapotú természetes szikes tavakkal végzett sokváltozós összehasonlításban a tavak két jól elkülönülő nagy főcsoportra oszthatók, melyek közül a Borsodi-dűlő és a Nyéki szállás egyaránt az A-jelű főcsoportba tartozik. Az A-jelű főcsoporton belül az

élőhely-rekonstrukcióval kialakított Borsodi-dűlő és a Nyéki szállás együtt egy jól elkülönülő hipertróf alcsoportot képeznek a fertőzugi Östliche Hutweidenlacké-val. A szikes tavak klaszterben elfoglalt helyzete, valamint az egyes tavak regionális komplex állapotértékelésének 2010-es referencia állapotadataira vonatkoztatva megállapítjuk, hogy a Fertőhöz kapcsolódó harminc éve üzemelő Borsodi-dűlő és Nyéki szállás szikes tavi élőhely-rekonstrukciós árasztási terület jelenlegi ökológiai állapota és természetvédelmi helyzete közepes természetességűre becsülhető a vizsgált limnológia változók (fizikai, kémiai, biológiai) alapján a Kárpát-medence ökorégióban (BOROS *et al.* 2013).

Összegezve megállapítjuk, hogy az élőhely-rekonstrukció kivitelezése és eddigi kezelése által létrejött közepes „természetességi” referencia mérőszámmal jellemzett ökológia állapot regionális skálán nézve rendkívül jó eredménynek számít, mivel ezzel a minősítéssel a recens időszakos kiszáradó vizű szikes tavak állapotához képest a felső 20%-ba sorolható a helyreállított terület a BOROS *et al.* (2013) által a Kárpát-medence szikes tavaira meghatározott rangsorrendhez viszonyítva. Az általános ökológiai állapot mellett madárvédelmi jelentőség tekintetében kiemelhető még, hogy a természetes szikes tavakat lefedő Ramsari területek (pl. a Neusiedler See – Seewinkel Nemzeti Park és a Kiskunsági Nemzeti Park II. területegysége) nemzetközi jelentőségű madárállományához képest a rekonstruált szikes tavakon szignifikánsan nagyobb a vízimadár-populációk egyedsűrűsége, mely madárpopulációk guanotrofizációs (madarak okozta tápanyagfeldúsulás) hatást is eredményeznek (BOROS *et al.* 2008).

Természetvédelmi kezelési és élőhely-rehabilitációs javaslatok

Nádasok

A Fertő Európa legjelentősebb kiterjedésű természetes nyílt vizű szikes tava, melynek mérete és jelentősége eurázsiai léptékben is jelentős (BOROS & KOLPAKOVA 2018), ezért ennek az ökoszisztémának a megőrzése kiemelt feladat! A nádas kontra nyílt szikes tófelszín rehabilitációs stratégiájára objektív természetvédelmi prioritásokat kell felállítani a jelenleg már a „fertő”-típusú szukcessziós stádiumban lévő szikes tó hosszú távú megőrzése érdekében. A nádasok mind a Kárpát-medencében, mind Európában területileg még sokkal jelentősebb arányban megtalálhatók, mint a karakterisztikus szikes tavak, vagyis a szikes élőhelyek sokkal veszélyeztetettebbek, mint a nádasok. Ennek megfelelően a szikes tavak az EU élőhelyvédelmi irányelv (92/43/EGK) szerint kialakított Natura 2000 hálózatban a kiemelt jelentőségű élőhelyek közé tartoznak, melyeknek kb. 85%-os élőhelyvesztése következett be a Kárpát-medencében a múlt században (BOROS *et al.* 2013). Ezekre az objektív érvekre alapozva a Fertő rehabilitációs és fenntartó kezelési stratégiájában véleményünk szerint elsőbbséget kell élveznie a nyílt szikes tófelszín megőrzésének, illetve lehetőség szerinti helyreállításának a nádasokkal szemben. Mindemellett a tó és a nádas megőrzésének egymással ellentétes szempontjai a nádas nagy kiterjedése miatt területileg differenciáltan egyidejűleg is érvényesíthetők.

A Fertőre elkészített stratégia tanulmány (WOLFRAM *et al.* 2014) egyidejűleg irányozza elő a többretű társadalmi igények kiszolgálása érdekében a lehető legstabilabb magas vízszint megtartását és a nádas állományok jelenlegi kiterjedésének megőrzését, mely limnológiai tekintetben ellentmondásos célkitűzés. Ugyanakkor, ha a klímaváltozás hatása a tó átlagos vízszintjének csökkenésével, illetve jelentősebb ingadozásával fog társulni, úgy a nádas pusztulása mérséklődhet, esetleg újabb nyílt vízi területeket hódíthat meg, mely szintén nemkívánatos folyamat lenne.

A nádasoknak jelentős szerepe van a parti öv természetközeli állapotának fenntartásában. Számatalan fajnak biztosítanak bűvő-, szaporodó-, élő- és táplálékszerző helyet. Az itt élő fajok többsége erősen kötődik a nádasokhoz, így a nádas eltűnésével a hozzá kötődő több ezer faj is veszélybe kerül. A parti zónák zavarása, állandó szűkülésük miatt a nádasok egész Európában veszélyeztetett társulásnak számítanak, ezért megfelelő kezelésük fontos természetvédelmi feladat. Ez elsősorban vagy a nádasokat terhelő biomassza eltávolításával, vagy az üledék oxigénellátásának javításával érhető el, mely utóbbit célozta a csatornarendszer kotrása. A nádas avarjának eltávolítása a leggyakrabban alkalmazott módszer a nádasok állapotának javításában. Ez a nád szakszerű aratásával, illetve égetésével végezhető el. Így az üledék felszínén nem halmozódik tovább az a biomassza, amelyik a bakteriális közösséget táplálja, így az üledék állapota lassan javulhat. A rendszeres aratás korábban a Fertő nádasának harmadát-felét érintette, viszont az elmúlt évtizedben ez szinte teljesen megszűnt, ami a tófeltöltő szukcesszióknak a felgyorsulását vonja maga után. Emellett a nádas kezelés hatásainak európai léptékű metaanalízise alapján VALKAMA *et al.* (2008) azt állapították meg, hogy a kezelés alacsonyabb és sűrűbb nádállományt eredményez, de nincs jelentős hatással a föld feletti biomassza mennyiségére.

A nádasok égetése az elmúlt évszázadokban rendszeresen előfordult és hozzátartozott a nádgazdálkodáshoz. RUTKAI *et al.* (1964) többféle szemponttal indokolják az égetés hasznosságát, ezek között a kártevők visszaszorítása, illetve a maradéktalanul el nem bomló szerves anyagok eltávolítása feltétlenül kedvező. Általánosságban az mondható, hogy az égetés és az aratás hatása között nincs akkora különbség, mint amekkora különbség van az égetett és kezeletlen, illetve az aratott és kezeletlen területek között. Ugyanakkor az égetés pozitív hatásai mellett tekintetbe kell venni annak a gerinctelen és gerinces állatvilágra gyakorolt összetett hatását (VÁSÁRHELYI 1995). Mindemellett a nádaratás környezeti és gazdasági okok miatt a Fertőn gyakorlatilag megszűnt, tehát a nádas állományok kezelésének jelenleg egyetlen kivitelezhető módszere az égetés maradt, mely a természetvédelmi kezelési gyakorlatban is Európa-szerte elfogadott módszer. Amennyiben az égetés nem ismétlődik évente, a kezelések között néhány éves szünetet tartva a gerinctelen faunára és a fészkelő madarakra nincs számottevő károsító hatása (VALKAMA *et al.* 2008). HAWKE & JOSÉ (2002) részletesen elemzi a természetvédelmi célú nádégetés hatásait, előnyeit, hátrányait, valamint gyakorlati kivitelezési módjait. A hatás mélységét tekintve megkülönböztet gyors égetést, amely csak a hajtásokat érinti, valamint a mélyre ható égetést, amely a felhalmozódott avart is eltávolítja. Ez utóbbi csak szárazon

álló nádasokban kivitelezhető, és igaz ugyan, hogy elpusztítja a föld feletti térben az élőlényeket, viszont így biztosítható a növényállomány jelentős megújulása, miközben kellő mértékű szakaszolással és rotációval biztosítható a környező nádasokból az életközösségek gyors visszatelepülése. Nem kétséges, hogy az égetés szükségszerűen hirtelen jelentős pillanatnyi szén-dioxid-felszabadulással jár, de ennek a szén-dioxidnak jelentős része a szerves anyagok lassú bomlása során is a környezetbe jut, tehát az égetés nettó szén-dioxid-terhelése kevesebb a nád föld feletti hajtásaiban tárolt szénmennyiségnél. A fentiekből következően javasolható a Fertő nádas területeinek rövid időtartamú (egy-két év), tervszerűen szakaszolt és szigorúan kontrollált égetéssel történő kezelése, melynek részleteit a természetvédelmi kezelési tervben kell gondosan meghatározni.

Az állapotjavító eljárások másik lehetséges útja a víz szabadabb áramlásának biztosítása a nádasok csatornázásával, ami a Fertő magyar oldalán 76 km hosszú csatornahálózat kotrásával valósult meg. A nádasokban létesített csatornák az érintetlen nádasnál számottevően alacsonyabb ellenállással engedik át a vizet, ezzel egyrészt beengedik az oxigénben dúsabb, másrészt kivezetik a nádasból az oxigénhiányos vizet. A vízmozgást elősegítő csatornák kiszélesítése és kotrása továbbra is egyik potenciális eszköze lehet a nádasok vízellátását javító beavatkozásoknak. A deponált üledék átvágása szükséges megoldás, hiszen így a csatorna vize be tud áramolni a nádasokba, de az átvágások jelenlegi sűrűsége nem elégséges. Ideális megoldás a csatorna mentén deponált üledék teljes eltávolítása lenne, ugyanakkor ez feltehetően irreális költségekkel járna.

A kialakult nádmentes tarfoltok helyén lepelkotrással állítható helyre a nyílt vízfelület, de az élőhely ideális rehabilitációjához az üledéket elvileg el kellene távolítani a tómederből, ugyanakkor ez pénzügyi okok miatt valószínűleg kivitelezhetetlen. Ezért hasznos lenne, ha a tarfoltok és a pusztuló nádasok időszakosan szárazra kerülnének, ami javítaná az üledék oxigénellátását és a nádasok regenerálódását. Ezt alacsony vízállás esetén elősegítheti a jelenlegi csatornakotrás depónia, illetve a depónia átvágásának elzárásával megoldható.

A tó vízháztartásával, vízszintszabályozásával és a nádasok állapotával kapcsolatban nagy vonalakban három lehetséges jövőbeli scenárió vázolható fel:

- 1) Tartósan magas vízállás esetén – mint ami az elmúlt évtizedben jellemző volt – a nádás előretörése a nyílt víz felé lelassul vagy megáll, azonban a belső, a nyílt vízzel nem kommunikáló nádás állományok állapota tovább romlik, a tarfoltok száma és területe nő.
- 2) Ha a tavaszi magas vízszint mellett időszakosan nyaranta jelentősen alacsonyabb vízállású periódusok is előfordulnak, akkor sem nyomul előre a nádás a nyílt víz rovására, viszont a belső degradálódó nádások állapota javulhat. Ez a jelentős szezonális vízszintingadozású szemisztatikus vízforgalom az, ami valójában megfelel a Fertő (PANNONHALMI 1999) és a Kárpát-medencére (BOROS *et al.* 2013) jellemző természetes szikes tavak hidrológiai ciklusának!
- 3) Ha a vízszint tartósan alacsony marad – mint ahogy a múlt század első felében történt – akkor a nádás a nyílt víz rovására területeket foglal el, miközben a belső degradálódó nádások állapota javul.

A nyílt víz – csatorna – nádas vízrendszer további tartós monitorozása szükséges, különös tekintettel a limnológiai kulcstényezőkre és a szélsőséges hidrometeorológiai szituációkra vonatkozóan (alacsony, magas vízállás, tólungés), a kezelési és helyreállítási feladatok megalapozása és folyamatos nyomon követése érdekében. Ehhez kapcsolódóan össze lehetne hasonlítani azokat a nádasokat, amelyek olyan csatornák mentén vannak, ahol a kikutort anyagot deponálták a csatorna partján, olyan nádasokkal, amelyek deponátlan csatornák mentén vannak. A nádas fenológiája a Fertőben szintén további vizsgálatokat igényel.

A nádpusztulással kapcsolatos általános érvényű jelenségek mellett a Fertő esetében a szikesek többszörösen extrém fizikai és kémiai tényezőit (BOROS *et al.* 2017) is figyelembe kell venni, mely stressztényező a tágtűrésű kozmopolita nád számára is. A jelenség jobb megismerése azonban további célirányos kutatásokat igényel, többek között például a bakteriális és gombaközösség aktivitásának megismerése terén.

Szikes tavi élőhely-rekonstrukciók

A harminc évvel ezelőtt létesített élőhely-rekonstrukció a szabályozás előtti Fertő medrének egykori parti zónájában került kialakításra, imitálva a sekély, nyílt, időszakos vizű szikes tavi élőhelyeket, amelyet jelenleg a lokalizációs töltés választ el a főmedertől. A Fertő medre és az árasztás között a Hansági-főcsatorna biztosítja a kapcsolatot, melyen keresztül történik az élőhely-rekonstrukció vízellátása, ezáltal az árasztás vízrajzilag most is a Fertő része, illetve a felszín alatti vízkapcsolatok egyelőre nem ismertek. A kialakított rekonstrukció jellege és működése beleillik az ökoszisztéma nyílt vízi részének fenntartási, illetve növelési stratégiájába, de távlati működtetését és fejlesztését a Fertő nyílt partvonalának rekonstrukciójával kell összhangba hozni. A rekonstrukció tóval való tájtörténeti és vízrajzi kapcsolata determinálja, hogy a rekonstrukció kezelésének távlati stratégiája egyaránt szorosan összefügg a Fertővel és a referenciának tekintett Fertőzug időszakos vizű, kiszáradó karakterisztikus szikes tavaival is.

A rekonstrukció kivitelezése és eddigi kezelése által létrejött közepes „természetességi” referencia mérőszámmal jellemzett ökológia állapot regionális skálán nézve rendkívül jó eredménynek számít, mivel ezzel a minősítéssel a recens időszakos kiszáradó vizű szikes tavak állapotához képest a felső 20%-os minőségi tartományba sorolható a terület. Ezt alapul véve a rekonstrukció kivitelezése és a terület kezelése megfelelőnek minősíthető, ugyanakkor feltehetően lehet tovább javítani a terület állapotán, alkalmazkodó (adaptív) kezeléssel jobban közelíteni a Fertőzug időszakos vizű, kiszáradó karakterisztikus szikes tavaival állapotához, melyhez ugyan számos (BOROS *et al.* 2013), de nem elegendő tapasztalattal rendelkezünk. Az adaptív kezelések irányításához elengedhetetlenül fontos a minősítő abiotikus és biotikus tényezők folyamatos monitorozása és az eredmények visszacsatolása a kezelési gyakorlatba.

A szikes tavak ökoszisztémájában kulcstényező az időszakos kiszáradás, melyet az eddigi kezelés is próbál követni. A vizsgálatunk három évében a Borsodi-dűlő vízborítása lényegesen tartósabb volt, mint a Nyéki szállásé, mely

a nyár közepétől késő őszig szárazon állt, és a vízpótlás következtében a Borsodi-dűlő medre teljesen egyszer sem száradt ki. Ennek ellenére adataink alapján a Borsodi-dűlő szalinitása szignifikánsan nagyobb volt a Nyéki szálláshoz képest, amit azzal magyarázunk, hogy az nagyobb mennyiségű oldott árványi anyagot párol be a Fertő vizéből. Ezért a két árasztási terület hasonló szikes jellegének fenntartása érdekében javasoljuk az árasztás és kiszáritás rotációjának gyakoribb, lehetőség szerint évenkénti váltogatását a két terület között, imitálva ezzel is a természetes szikes tavak többszörösen extrém fizikai és kémiai környezetét. Ez egyben lehetővé teszi a vegetáció kezelésének (legeltetés, kaszálás) hasonló mértékű alkalmazását, valamint a száraz időszak kiegyenlítheti a vízimadarak okozta jelentős mértékű guanotrofizációs hatást is. A vegetáció legeltetéses kezelése jelenleg kizárólag magyar szürke szarvasmarhára korlátozódik, amely megfelelő ugyan, de jelentősen lehetne növelni az élőhelyek és életközösségek változatosságát a parti zónában más állatfajok (pl. juh, szamár, ló) adaptív legeltetésével. Az adaptív kezelések (kiszáradás, legeltetés) intenzívebb alkalmazása érdekében felmerülhet, hogy egy-egy medret időközönként egy-egy szezonnra teljesen szárazra is lehet állítani az eutrofizáció és szukcesszió fékezése érdekében, mely az eutróf halastavak megújításának is bevált gyakorlati módszere.

Kimutattuk, hogy a szikes tavak tavaszi közösségére jellemző tócsarások (*Anostraca: Branchinecta* sp.) karakterfajai teljesen hiányoznak a rekonstrukció nektonikus vízi gerinctelen közösségéből, annak ellenére, hogy az élőhely-rekonstrukció abiotikus tényezői ezt elvileg lehetővé tennék. Ezért megfontolandó a hiányzó fajok mesterséges betelepítésének kísérlete a Fertőzugból, ahol bizonyos tavakban tavasszal tömeges populációjuk fejlődik ki.

A Fertő magyar oldalán a nyílt, sekély parti öv eltűnését próbálja ellensúlyozni az árasztásos rekonstrukció. Ebből kiindulva felmerül a kérdés, hogy a Fertő hiányzó parti élőhelyeit a magyar oldalon is helyre kellene állítani a főmederben, ahol most nagyrészt különféle állapotú nádas élőhelyek találhatóak. A tó nyílt parti zónájának lovak és szarvasmarhák legeltetésével történő helyreállítása az osztrák oldalon Illmitz térségében megkezdődött (KÁRPÁTI & PELLINGER 2012), melynek igen kedvező természetvédelmi tapasztalatai vannak. Ezt támasztja alá az is, hogy a rekonstrukción e projekt keretében jeladóval jelölt madarak – pl. bőjti réce (*Spatula querquedula*), gólyatöcs (*Himantopus himantopus*) – a rekonstrukciós árasztással közel megegyező mértékben tartózkodtak a Fertő rekonstruált partszakaszán is, valamint feltártuk, hogy ott igen kedvező a vízimadarak potenciális táplálékellátottsága is.

Ezért javasolt a Fertő környéki eddigi rehabilitációs/rekonstrukciós eredményekre és gyakorlati tapasztalatokra alapozva egy újabb projekt keretében kidolgozni a Fertő magyar oldalán is a nyílt parti élőhelyek további helyreállítási lehetőségeit, melyet a Fertő délkeleti parti zónájában az üzemelő rekonstrukcióhoz kapcsolódóan javasoljuk megkezdeni a kevésbé fejlett (ritkább, alacsonyabb növésű) ún. sziki nádasok legeltetésével. Az üzemelő élőhely-rekonstrukcióra vonatkozóan javasoljuk, hogy árasztás esetén a Hansági-

főcsatornából a területre érkező víz mennyiségének meghatározása (pl. áramlás-mérővel) is szükséges lenne annak érdekében, hogy nyomon követhető legyen a Fertőből az árasztási területre érkező víz mennyisége. Ennek a gyakorlati jelentősége abban áll, hogy az árasztással kijuttatott víz mennyiségével is jelentős mértékben szabályozható a vízminőség. A jövőre nézve javasolt az eddig nem vizsgált felszín alatti vizek által szállított és az üledékben tárolt tápanyagok, valamint a legelő állatok (magyar szürke szarvasmarhák) ürüléke anyagforgalmi ciklusban betöltött szerepének vizsgálata is.

Összefoglalás

A 2017–2019 között végzett kutatómunka célja a Fertő nádasainak, nyílt vízének, csatornarendszerének és a kapcsolódó szikes tavi élőhely-rekonstrukciók területének limnológiai állapotjellemezése, valamint az eredményekre alapozva természetvédelmi kezelési és rehabilitációs javaslatok megfogalmazása volt. Részletesen vizsgáltuk a nádasok és az üledék állapotát öt mintaterületen, valamint a víz legfontosabb fizikai, kémiai és biológiai tényezőit a Fertő összes jellemző vízterében több mint 500 minta, továbbá a tóhoz a Hansági-főcsatornával kapcsolódó Borsodi-dűlő és Nyéki szállás árasztásos szikes tavi élőhely-rekonstrukción közel 70 minta alapján. Az élőhely-rekonstrukció limnológia állapotát referencia állapotú természetes szikes tavakkal (Fertőzug, Kiskunság) hasonlítottuk össze.

A vizsgált összes fizikai, kémiai és biológiai tényező elemzése alapján megállapítottuk, hogy a Fertő tölengéséből eredő vízcsera a kotrással érintett magyar oldali nyílt víz – csatorna – nádas vízrendszerben átlag 1 km, legfeljebb 1,5 km-es távolságban elsősorban a hosszirányú csatornában mutatható ki a vizsgált időszak (2017–2019) viszonylag alacsony vízállásai mellett! A tó vízháztartásával, vízszintszabályozásával és a nádasok állapotával kapcsolatban három lehetséges jövőbeli scenárió vázolható fel: 1) Tartósan magas vízállás esetén – mint ami az elmúlt évtizedben jellemző volt – a nádas előretörése a nyílt víz felé lelassul vagy megáll, azonban a belső, a nyílt vízzel nem kommunikáló nádas állományok állapota tovább romlik. 2) Ha a tavaszi magas vízszint mellett időszakosan nyaranta jelentősen alacsonyabb vízállású periódusok is előfordulnak (a tó eredeti állapotának megfelelő kifejezett szemisztatikus vízforgalom), akkor nem nyomul előre a nádas a nyílt víz rovására, viszont a belső degradálódó nádasok állapota javulhat. 3) Ha a vízszint tartósan alacsony marad – mint ahogy a múlt század első felében történt –, akkor a nádas a nyílt víz rovására területeket foglal el, miközben a belső degradálódó nádasok állapota javul.

Véleményünk szerint a Fertő kezelési stratégiájában elsőbbséget kell élveznie a nyílt szikes tófelszín megőrzésének, illetve lehetőség szerinti helyreállításának a nádasokkal szemben. A Fertő nádasainak állapotát a korábbi nádaratás hiányában rövid időtartamú (egy-két év), tervszerűen szakaszolt és szigorúan kontrollált égetéses kezeléssel javasoljuk megújítani. A stabil állapotú nádasokban az üledék redoxpotenciálja magasabb, ezért a vízmozgást elősegítő csatornák kiszélesítése és kotrása továbbra is egyik lehetséges módja lehet a nádasok vízellátását javító

beavatkozásoknak, de ehhez a kotrási depóniák átvágásainak jelenlegi sűrűsége nem elégséges.

A Fertőhöz kapcsolódó harminc éve üzemelő Borsodi-dűlő és Nyéki szállás szikes tavi élőhely-rekonstrukciós árasztási terület jelenlegi ökológiai állapota és természetvédelmi helyzete közepes természetességűre becsülhető a vizsgált limnológiai változók alapján a Kárpát-medence ökorégióban. A terület szikes jellegének fenntartása érdekében javasoljuk az árasztás és kiszáritás rotációjának gyakoribb, lehetőség szerint évenkénti váltogatását a két terület között. A szikes tavi rekonstrukciók folytatására javasoljuk a Fertő magyar oldalán is a nyílt parti zóna élőhelyeinek helyreállítását a kevésbé fejlett (ritkább, alacsonyabb növésű) ún. sziki nádasok legettetésével.

Zusammenfassung

Ziel der zwischen 2017 und 2019 durchgeführten Forschung war, den limnologischen Zustand des Schilfs, des offenen Wassers, des Kanalsystems und der damit verbundenen Feuchtgebietsrekonstruktionen beim Neusiedler See zu charakterisieren und auf der Grundlage der Ergebnisse Vorschläge zum Naturschutzmanagement und zur Rehabilitation zu formulieren. Wir untersuchten detailliert den Zustand vom Schilf und Sedimenten in 5 Probegebieten sowie die wichtigsten physikalische, chemische und biologische Faktoren des Wassers in allen charakteristischen Gewässern des Neusiedler Sees anhand von mehr als 500 Proben. Diese wurden durch fast 70 Proben von der Feuchtgebietsrekonstruktion in Borsodi-dűlő und Nyéki szállás, die durch den Einserkanal (Hansági-főcsatorna) mit dem See verbunden sind, ergänzt. Der limnologische Status der Feuchtgebietsrekonstruktion wurde mit natürlichen Salzlacken im Referenzzustand (Seewinkel, Kiskunság) verglichen.

Basierend auf der Analyse aller untersuchten physikalischen, chemischen und biologischen Faktoren haben wir festgestellt, dass der Wasseraustausch, der sich aus dem Schwingen des Neusiedler Sees im ungarischen offenen Wasser-Kanal-Schilfwassersystem betroffen von dem Ausbaggern der Längskanäle ergibt, durchschnittlich 1 bis maximal 1,5 km Entfernung erfasst werden kann bei einem relativ niedrigen Wasserstand im Untersuchungszeitraum (2017–2019)! Für das Wassermanagement des Sees, die Regulierung des Wasserstandes und den Zustand des Schilfs können drei mögliche Zukunftsszenarien skizziert werden: 1) Bei anhaltend hohen Wasserständen, wie dies im letzten Jahrzehnt der Fall war, verlangsamt sich das Vorrücken von Schilf in Richtung offenes Wasser oder stoppt, aber der Zustand der Schilfbestände, die nicht mit dem offenen Wasser kontaktieren, verschlechtert sich weiter. 2) Wenn es im Sommer neben dem hohen Frühjahrswasserstand auch Perioden mit deutlich niedrigeren Wasserspiegeln gibt (ausgeprägter semistatischer Wasserfluss entsprechend dem ursprünglichen Zustand des Sees), bewegt sich das Schilf nicht auf Kosten des offenen Wassers vorwärts, aber der Zustand der inneren Schilfbestände kann sich verbessern. 3) Wenn der Wasserstand - wie in der ersten Hälfte des letzten Jahrhunderts - dauerhaft niedrig bleibt, wird das Schilf auf Kosten des offenen

Wassers Gebiete besetzen, während sich der Zustand des inneren degradierenden Schilfs verbessert.

Unserer Meinung nach sollte die Erhaltung und, wenn möglich, die Wiederherstellung der offenen Salzseeoberfläche Vorrang vor dem Schilf in der Managementstrategie des Neusiedler Sees haben. Da es keine Schilfernte mehr gibt, empfehlen wir, den Zustand der Schilfbestände des Neusiedler Sees durch eine geplante kurzzeitige (1-2 Jahre), intermittierende und streng kontrollierte Verbrennungsbehandlung zu erneuern. In stabilen Schilfbeständen ist das Redoxpotential von Sedimenten höher, so dass die Ausbreitung und Ausbaggerung von Kanälen, die die Wasserbewegung erleichtern, möglicherweise immer noch ein möglicher Eingriff zur Verbesserung der Wasserversorgung vom Schilf ist, aber die derzeitige Frequenz des Durchschneidens von Baggerdeponien reicht nicht aus.

Der heutige ökologische- und Naturschutzstatus des in Borsodi dűlő- und Nyéki szállás vor 30 Jahren rekonstruierten Salzwasserlebensraums kann aufgrund der untersuchten limnologischen Variablen als mittelmäßig in der Ökoregion Karpatenbecken eingeschätzt werden. Um den salzhaltigen Charakter zu erhalten, empfehlen wir, die Rotation von Überschwemmung und Entwässerung zwischen den beiden Gebieten häufiger, vorzugsweise jährlich, zu wechseln. Um die Rekonstruktion des Salzsees fortzusetzen, empfehlen wir die Wiederherstellung der Lebensräume der offenen Küstenzone auf der ungarischen Seite des Neusiedler Sees sowie die Beweidung des weniger entwickelten (spärlicheren, niedrigeren) Schilfs in Ufernähe.

Irodalom

- ÁGOSTON-SZABÓ E. (2004): Influence of reed belt on the chemical characteristics of sediment interstitial water. *Ecohydrology and Hydrobiology* 4: 67-76.
- BOROS E., ECSEDI Z. & OLÁH J. (eds.) (2013): *Ecology and management of soda pans in the Carpathian Basin*. Hortobágy Environmental Association, Balmazújváros.
- BOROS E., ANDRIKOVICS S., KISS B. & FORRÓ. L. (2006b): Feeding ecology of migrating waders (Charadrii) at sodic-alkaline pans in the Carpathian Basin. *Bird Study* 53(1): 86-91.
- BOROS E., BÁNFI SZ. & FORRÓ L. (2006a): Anostracans and microcrustaceans as potential food sources of waterbirds on sodic pans of the Hungarian plain. *Hydrobiologia* 567(1): 341-349.
- 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., HORVÁTH ZS., WOLFRAM G. & VÖRÖS L. (2014): Salinity and ionic composition of the shallow astatic soda pans in the Carpathian Basin. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology* 50(1): 59-69.

- BOROS E. & KOLPAKOVA M. (2018): A review of the defining chemical properties of soda lakes and pans: An assessment on a large geographic scale of Eurasian inland saline surface waters. *PLoS ONE* **13**(8): e0202205.
- BOROS E., V.-BALOGH K., CSITÁRI B., VÖRÖS L. & SZÉKELY A. (2020): Macrophytes and groundwater drive extremely high organic carbon concentration of soda pans. *Freshwater Biology* **65**(2): 1555–1568.
- BOROS E., V.-BALOGH K., VÖRÖS L. & HORVÁTH ZS. (2017): Multiple extreme environmental conditions of intermittent soda pans in the Carpathian Basin (Central Europe). *Limnologica* **62**: 38–46.
- DINKA M. & ÁGOSTON-SZABÓ E. (2003): A vízkémiai paraméterek térbeli alakulása a Fertőn. *Hidrológiai Közlöny* **84**(5–6): 31–33.
- DINKA M. & SZEGLET P. (1999): Carbohydrate and nutrient content in rhizomes of *Phragmites australis* from different habitats of Lake Fertő. *Limnologica* **29**: 47–59.
- DINKA M. & ÁGOSTON-SZABÓ E. (2012): A nádasok ökológiája. In: KÁRPÁTI L. & FALLY J. (szerk.): *Fertő–Hanság – Neusiedler See–Seewinkel Nemzeti Park. Monografikus tanulmányok a Fertő és a Hanság vidékéről*. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság – Szaktudás Kiadó Ház, Budapest: 82–95.
- DINKA M., ÁGOSTON-SZABÓ E., BERCEK Á. & KUTRUCZ GY. (2004): Influence of water level fluctuation on the spatial dynamics of the water chemistry at Lake Fertő/Neusiedler See. *Limnologica* **34**: 48–56.
- DOKULIL M. T. & PADISÁK J. (1994): Long-term compositional response of phytoplankton in a shallow, turbid environment, Neusiedlersee (Austria/Hungary). *Hydrobiologia* **275–276**(1): 125–137.
- FORRÓ L. (1999): Zooplankton kialakulása rekonstruált szikes tavakban: az első két év tapasztalatai. *Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica* **9**: 133–141.
- HAWKE C. J. & JOSÉ P. V. (2002): A nádasok kezelése gazdasági és természetvédelmi szempontok szerint. RSPB–MME, Budapest. /Az MME könyvtára 17./
- HORVÁTH ZS., VAD CS. F., VÖRÖS L. & BOROS E. (2013): Distribution and conservation status of fairy shrimps (Crustacea: Anostraca) in the astatic soda pans of the Carpathian Basin: the role of local and spatial factors. *Journal of Limnology* **72**(1): 103–116.
- KÁRPÁTI L. & PELLINGER A. (2012): Szikes-tavi élőhely-rekonstrukció. In: KÁRPÁTI L. & FALLY J. (szerk.): *Fertő–Hanság – Neusiedler See–Seewinkel Nemzeti Park. Monografikus tanulmányok a Fertő és a Hanság vidékéről*. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság – Szaktudás Kiadó Ház, Budapest: 251–254.
- KISS A., ÁGOSTON-SZABÓ E. & DINKA M. (2014): Microcrustacean community structure in the different water bodies of the Lake Fertő/Neusiedler See (Fertő–Hanság National Park, Hungary): new invaders, recurring and missing taxa. *Opuscula Zoologica* **45**(1): 3–16.

- KOVÁCS M. (1995): A nádasokról általában. In: VÁSÁRHELYI T. (szerk.): *A nádasok állatvilága*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest: 13–19.
- MÁDL-SZÖNYI J. & TÓTH J. (2009): A hydrogeological type section for the Duna–Tisza Interfluve, Hungary. *Hydrogeology Journal* 17(4): 961–980.
- NÉMETH J. (1998): *A biológiai vízminősítés módszerei*. Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest.
- PADISÁK J. (1993): Dynamics of phytoplankton in brown-water lakes enclosed with reed belts (Fertő/Neusiedlersee; Hungary/Austria). *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 25(2): 657–679.
- PADISÁK J. & DOKULIL M. (1994): Meroplankton dynamics in a saline, turbulent, turbid shallow lake (Neusiedlersee, Austria and Hungary). *Hydrobiologia* 289(1–3): 23–42.
- PANNONHALMI M. (1999): A Fertő-tó vízgazdálkodása. *Vízügyi Közlemények* 81(2): 277–294.
- PONYI J. & FRANKÓ A. (1977): A szervesszén horizontális eloszlása a Balaton felső iszaprétegében. *Hidrológiai Közlöny* 57: 163–166.
- RICE E. W., BAIRD R. B., EATON A. D. & CLESCERI L. S. (eds.) (2012): *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22nd edition. American Public Health Association, Washington.
- RUTTKAI A., TILESCH S. & VESZPRÉMI B. (1964): *Nádgazdálkodás*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- STENGER-KOVÁCS CS. & PADISÁK J. (2012): A Fertő algavegetációjának jellegzetességei és kutatása. In: KÁRPÁTI L. & FALLY J. (szerk.): *Fertő–Hanság – Neusiedler See–Seewinkel Nemzeti Park. Monografikus tanulmányok a Fertő és a Hanság vidékéről*. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság – Szaktudás Kiadó Ház, Budapest: 69–72.
- SIMON SZ., MÁDL-SZÖNYI 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): 701–717.
- TÓTH J. (2006): Átfogó kép az Alföld felszín alatti vízáramlás rendszereinek jellegzetes tulajdonságairól. *Hidrológiai Tájékoztató* 46(1): 48–50.
- VALKAMA E., LYYTINEN S. & KORICHEVA J. (2008): The impact of reed management on wildlife: A meta-analytical review of European studies. *Biological Conservation* 141(2): 364–374.
- VÁSÁRHELYI T. (1995): A nádasok kezelésének természetvédelmi szempontjai. In: VÁSÁRHELYI T. (szerk.): *A nádasok állatvilága*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest: 155–169.
- V.-BALOGH K. (2009): Oldott szervesanyagok (döntően huminanyagok) szerepe a Balaton vízminőségének alakításában. In: BÍRÓ P. & BANCZEROWSKI J.-NÉ (szerk.): *A Balaton-kutatások fontosabb eredményei 1999–2009*. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest: 21–32.

VÖRÖS L. & V.-BALOGH K. (2003): Fotoautotróf pikoplankton Duna-Tisza közti szikes tavakban. *Természetvédelmi Közlemények* **10**: 185–189.

WOLFRAM G., DÉRI L. & ZECH S. (szerk.) (2014): *Fertő tó Stratégiai tanulmány – 1. fázis, Tanulmány a Magyar–Osztrák Vízügyi Bizottság megbízásából*. Bécs – Szombathely.

WEB1: <https://paleoterra.nl/>

WEB2: <http://www.mszt.hu/web/guest/ingyenes-szabvanylista>

A Nyirkai-Hany és az Osl-Hany vizes élőhelyrekonstrukciók makrogerinctelen fajegyüttese

The aquatic macroinvertebrate fauna of wetland reconstruction of the Nyirkai-Hany and Osl-Hany

Die Makroinvertebratenfauna der Feuchtgebietsrekonstruktionen Nyirkai-Hany und Osl-Hany

LUDÁNYI MERCÉDESZ¹, KISS BÉLA¹, MIHALICZKU ERIKA¹, SZABÓ TAMÁS¹, POLYÁK LÁSZLÓ¹, OLAJOS PÉTER¹, MÜLLER ZOLTÁN¹

Abstract

The intensive study of macro-invertebrate fauna in Nyirkai-Hany and Osl-Hany were carried out between 2016 and 2020.

Based on the results of the 3-year survey, it can be stated that the aquatic macro-invertebrate community of Nyirkai-Hany and Osl-Hany have not changed significantly, which is also supported by the statistical analysis of the species number and density values. Due to the stagnant, swampy nature of the sampling sites, bug, beetle and snail dominance is typical. Only macro-invertebrate community of the Kis-metszési-oldalcsatorna showed a much more diverse picture during the 2019 sampling, which is most likely attributable to better water management conditions. Based on the results, the Bikafej can be considered as the best ecological condition habitat of the Nyirkai-Hany territorial units in terms of aquatic macro-invertebrate community during the period of our surveys (2017–2019). According to our surveys, the Bikafej territorial unit has a common species richness and permanent water cover in the current state. Based on the composition of the aquatic macro-invertebrate community and the structural features of the habitats, the continuous, dense, reed-dominated emerge swamp vegetation of Osl-Hany sampling sections in the northeastern part of the area was very similar to the emerge swamp stands of Bikafej. In the current state, the most part of the Liliomos and Aranyos are characterized by species-poor community, composed mainly generalist aquatic macro-invertebrate species and during our surveys shallow pond-type habitat dominated by large, shallow, open, free emerge macro-vegetation-free habitats was observed.

The changes have been taken place in the Nyirkai-Hany wetland complex in the last two decades and the results of the monitoring studies clearly confirm that the spatial pattern of higher vegetation is a determining factor in the habitat structure of the area, which greatly influences its spatial and temporal distribution.

¹ BioAqua Pro Kft., 4032 Debrecen, Soó Rezső utca 21., E-mail: ludanyi.mercedesz@bioaquapro.hu

Bevezetés

A Hanság területén a láposodási folyamatok több feltétele jelenleg is adott, vagy a megfelelő talajvízszint, hidrodinamika feltételek megteremtésével elérhető, ugyanakkor a vizes élőhelyek száma igen alacsony. Ezért a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatósága a hajdani lápi élőhely helyreállításának szándékával 2001-ben elárasztott egy 460 ha-nyi területet (TAKÁCS 2002, MOLNÁR & AMBRUS 2005). Az elárasztott terület – az ún. Nyirkai-Hany – a Dél-Hanság keleti részében, Csorna község határában, Acsalagtól és Bósárkánytól északra helyezkedik el, ahol három különböző kezelési típusba sorolható élőhelyet hoztak létre 2001-ben: két, egy 85 és egy 130 ha területű felszíni árasztású medencét, melyekbe vízinövényeket telepítettek; egy 215 ha területű felszíni árasztású medencét, melyen további beavatkozást nem végeztek; valamint összesen mintegy 30 ha területen több különböző méretű, felszín alatti árasztású élőhelyet. A felszíni árasztású medencékbe a vizet a szomszédos Rábcából és a Kis-Metszés csatornából, gravitációs úton juttatták (MOLNÁR 2014).

Az Osl-Hany 2013 tavaszán, tájrekonstrukciós folyamat során elárasztott terület. A Fertő közvetlen közelében a szántóföldi gazdálkodás és az ennek érdekében történő vízelvezetés okozott gondokat a szikesek és a különféle láprétek élőhelyein. A Fertő–Hanság Nemzeti Park gondozásában megvalósult Osl-Hany vizes élőhely-rekonstrukció ezt a problémát kezeli. Az Osl-Hany vizes élőhely-rekonstrukció egy újszerű megoldás a lápi élőhelyek rekonstrukciójára. A láposodási folyamatok tágabb időskálán mozognak és bonyolultabbak, mint egy egyszerű felszíni árasztás, de a tapasztalatok azt mutatják, hogy a felszíni árasztással létrehozott víztestekhez kapcsolódóan, a talajon átszivárgó, átszűrt, huminsavakban gazdag lápi jellegű kisvizetek is kialakulnak, melyekben idővel a vegetáció is lápi jelleget mutat. Erre alapozva nem egy gyors, hirtelen változással járó, nagy nyílt vízfelület kialakítását célozták meg, hanem lassú, fokozatos vízszintemeléssel, az altalaj feltöltésével, az eredeti vegetáció átrendeződésének is időt biztosítva, a lápi jelleg megőrzését, kiteljesítését kívánták megvalósítani, kisebb-nagyobb tocsogók, vízfelületek megjelenésével, bizonyos fajok visszatelepítésével (www.vizugy.hu).

A Nyirkai-Hany és az Osl-Hany makroszkópikus vízigerinctelen-faunájára vonatkozó korábbi felmérések nem állnak rendelkezésünkre, hiszen egyedül 2014-ben végeztek a Nyirkai-Hany területegységeire kiterjedő, a vízibogár-fauna összetételét is érintő vizsgálatokat (MOLNÁR 2014). A 2016-ban kezdett vizsgálataink elsődleges célja az volt, hogy minél átfogóbb képet kapjunk a vizsgált területegységek makroszkópikus vízigerinctelen-faunájáról. Emellett az elmúlt évek során végzett tájrekonstrukciós intézkedések következtében végbemenő folyamatoknak a hatására a makroszkópikus vízi gerinctelenek közösségeinek minőségi és mennyiségi viszonyaiban bekövetkező változásokat is vizsgáltuk.

Anyag és módszer

A makroszkópikus vízi gerinctelenek (MZB) mintavétele a KvVM Természetvédelmi Hivatala által jóváhagyott, a makroszkópikus vízi gerinctelenek fajegyütteseinek közösségi szintű vizsgálatára kidolgozott NBmR-protokoll szerint történt.

Ez a protokoll a több európai uniós tagország részvételével zajlott STAR-projekt keretében kifejlesztett AQEM-módszeren alapul, annak egy hazai viszonyokra átdolgozott változata. A protokollban leírt módon vett minták alkalmasak a VKI által támasztott elvárások teljesítésére is. Az alkalmazott mintavételi módszer összefoglalóan egy „kick and sweep” technikán alapuló, multihabitat-típusú – azaz az egyes habitattípusok mennyiségi eloszlási viszonyait arányaiban figyelembe vevő – mintavételi eljárás. A használt mintavételi eszköz egy 950 µm lyukátmérőjű hálószövettel ellátott kotróháló, melynek kerete 25×25 cm-es (standard pond net). A mintavétel során mintavételi helyenként három-három, egymástól függetlennek tekinthető minta vételére került sor, amelyek egyenként öt-öt replikátumot (egy replikátum = 25×25 cm-es terület kigyűjtése) foglaltak magukban. Ennek megfelelően egy mintavételi helyen összesen 15 replikátum került átvizsgálásra, amely 0,9375 m² területet fedett le. Az NBmR-protokoll szerint az egyes replikátumokat az egyes habitattípusok között, azok százalékos borításának aránya szerint kell megosztani. 2016-ban és 2017-ben a mennyiségi mintavételek kiegészítésére ökofaunisztikai mintavételt is használtunk, hogy minél jobban megismerjük a terület makrogerinctelen közösségét. A minták válogatása terepen történt, ahol 70%-os alkoholban tartósítottuk azokat. A határozás laboratóriumi körülmények között, nagy teljesítményű sztereomikroszkóppal történt, specialisták bevonásával. Vizsgálataink összesen tíz makroszkópikus gerinctelen élőlénycsoportra terjedtek ki, melyek az NBmR-protokoll által előírt taxonokat foglalták magukba. Ezek a következők: a csigák (Gastropoda), a kagylók (Bivalvia), a piócák (Hirudinea), a magasabbrendű rákok (Malacostraca), a kérészek (Ephemeroptera), az álkérészek (Plecoptera), a szitakötők (Odonata), a vízi- és vízfelszíni poloskák (Heteroptera), a vízibogarak (Coleoptera) és a tegzesek (Trichoptera). A vízcsigák és kagylók csoportjainak határozására RICHNOVSZKY & PINTÉR (1979) határozókulcsait használtuk. A piócafélék határozása, NESEMANN (1997), NEUBERT & NESEMANN (1999) munkáit felhasználva történt. A magasabb rendű rákok azonosításához HOFFMANN (1963), EGGERS & MARTENS (2001), VIGNEUX (1981) munkái alapján történt. A szitakötőlárvák határozását ASKEW (1988), DREYER (1986), illetve GERKEN & STEINBERG (1999) munkái és kulcsai alapján végeztük. A kérészlárvák identifikációjára BAUERNFEIND (1994, 1995) kötetei bizonyultak megfelelőnek. A vízfelszíni és vízipoloskafajok imágó egyedekének identifikálása SOÓS (1963), BENEDEK (1969) és SAVAGE (1989) határozója és kulcsai alapján történt, nevezéktanuk AUKEMA & RIEGER (1995) munkáját követi. A tegzesek azonosításához WARINGER & GRAF (1997) részletes munkája volt használható. A vízibogarak (Coleoptera) határozásához CSABAI (2000) és CSABAI *et al.* (2002) munkáit vettük alapul, nevezéktanuk CSABAI & SZÉL (1999) munkáját kö-

veti. A minták laboratóriumi feldolgozása után a biotikai adatokat saját tulajdonban levő adatbázisban tároljuk. Ebben az adatbázisban történik az abiotikus és biotikus háttérváltozók adatainak tárolása is. Az adatok elemzéséhez szükséges mátrix exportja is innen történt.

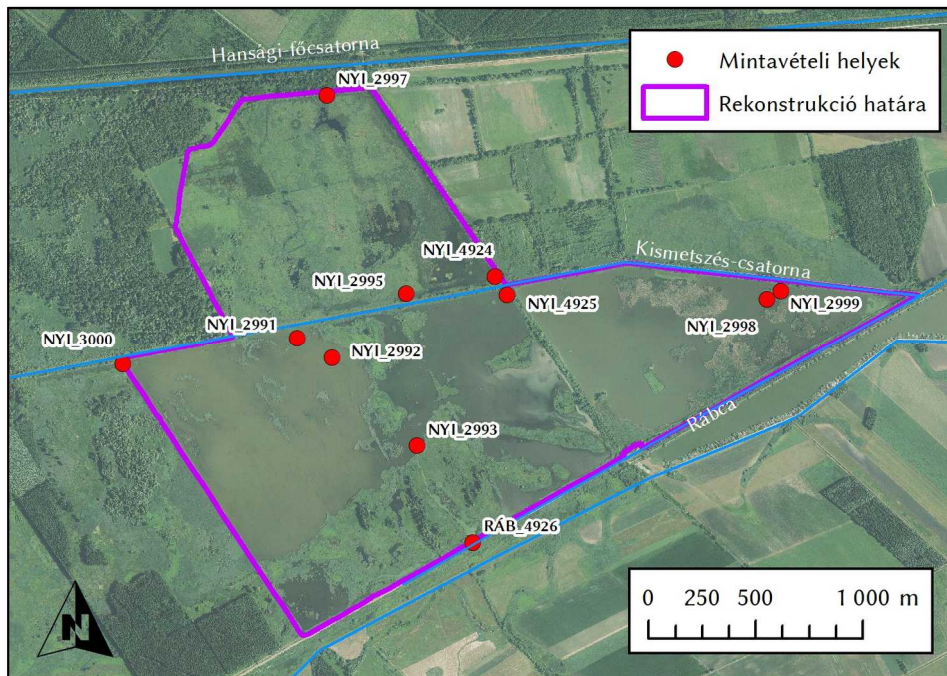
A felmérések során a mintavételezéseket 2016 szeptemberében, 2017 májusában és augusztusában, illetve 2019 májusában és augusztusában végeztük, összesen 18 mintavételi egységben (mintavételi szelvények száma: Nyirkai-Hany – tíz; Oslí-Hany – öt; Rábca – egy (1. táblázat, 1. és 2. ábra). 2019-ben a Nyirkai-Hany két mintavételi szelvényét az alkalmatlan élőhelyi körülmények miatt áthelyeztük.

1. táblázat: A vízi makroszkópikus gerinctelenek mintavételi szelvényei

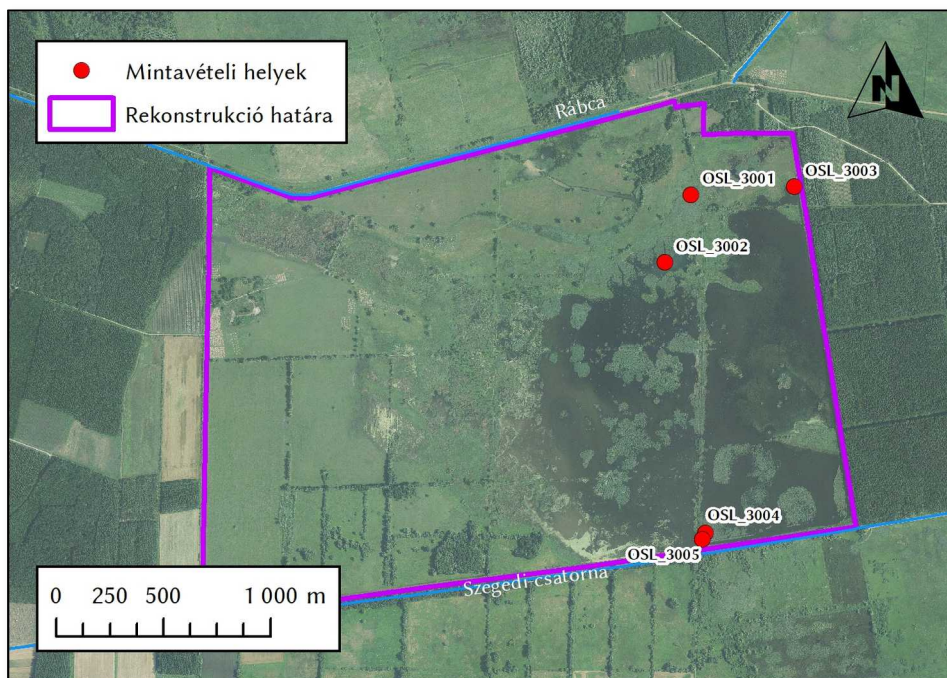
Table 1: Sampling locations of aquatic macroinvertebrates

Mintavételi hely kódja	Víznév	Alterület	Település	EOV Y	EOV X
NYI_2991	Nyirkai-Hany	Aranyos	Csorna	509509	263744
NYI_2992	Nyirkai-Hany	Aranyos	Csorna	509674	263652
NYI_2993	Nyirkai-Hany	Aranyos	Csorna	510069	263240
NYI_2994	Nyirkai-Hany	Aranyos	Csorna	510316	263736
NYI_2995	Nyirkai-Hany	Bikafej	Csorna	510018	263956
NYI_2996	Nyirkai-Hany	Bikafej	Csorna	510023	263944
NYI_2997	Nyirkai-Hany	Bikafej	Csorna	509648	264883
NYI_2998	Nyirkai-Hany	Liliomos	Csorna	511706	263928
NYI_2999	Nyirkai-Hany	Liliomos	Csorna	511770	263968
NYI_3000	Nyirkai-Hany	Kis-Metszés csatorna	Csorna	508695	263622
OSL_3001	Oslí-Hany		Kapuvár	504335	261326
OSL_3002	Oslí-Hany		Kapuvár	504213	261010
OSL_3003	Oslí-Hany	Csíkos-éger	Csorna	504816	261363
OSL_3004	Oslí-Hany	Zsidó-rét	Csorna	504403	259744
OSL_3005	Oslí-Hany	Zsidó-rét	Csorna	504387	259713
NYI_4924	Nyirkai-Hany	Bikafej	Csorna	510435	264036
NYI_4925	Nyirkai-Hany	Aranyos	Csorna	510492	263948
RÁB_4926	Rábca	Nyugati-Mór-rétek	Csorna	510332	262787

A kijelölt mintavételi szelvények adatsorai alapján összehasonlító elemzést végeztünk az Oslí-Hany, a Nyirkai-Hany terület egységeinek (Bikafej, Liliomos, Aranyos) és a Kis-Metszés csatorna átlagos fajszámára és átlagos egyedsűrűségére vonatkozóan. Összehasonlítottuk a Nyirkai-Hany vizes élőhelykomplexum Bikafej, Liliomos és Aranyos elnevezésű terület egységeit a makrovegetációval borított, illetve a nyílt vízzel jellemezhető mintavételi szelvényeik makroszkópikus vízigerinctelen-közösségeinek fajszám és egyedsűrűség értékei alapján. Az Aranyos, a Liliomos és a Bikafej területén kimutatott taxonok közül kijelöltük azokat a karakterfajokat, amelyek az állandó vízborítású



1. ábra: A mintavételi szelvények átnézeti térképe (Nyirkai-Hany)
Fig. 1: Sampling sections of aquatic macroinvertebrates (Nyirkai-Hany)



2. ábra: A mintavételi szelvények átnézeti térképe (Oslai-Hany)
Fig. 2: Sampling sections of aquatic macroinvertebrates (Oslai-Hany)

mocsári, illetve a lápi karakterű élőhelyek indikátorainak tekinthetők, majd ezek fajsámát, illetve egyedsűrűségi értékeit is összevetettük a makrovegetációval borított élőhelyek és a nyílt vizes élőhelyek esetében is. Elvégeztük a Nyirkai-Hany és az Oslí-Hany mintavételi szelvényeinek összehasonlítását többváltozós statisztikai módszerekkel, annak érdekében, hogy meghatározzuk, mely mintavételi helyek állnak legközelebb egymáshoz a teljes vizsgált fajkészletre vonatkoztatott fajösszetétel alapján. Ennek megállapítására klaszteranalízist használtunk.

Az elemzések során a májusi és augusztusi mintavételi eredményeket összevontuk. Az összehasonlító elemzéseket egyutas ANOVA-val, Kruskal-Wallis-tesztel végeztük.

Eredmények és értékelésük

A 2016., 2017. és 2019. évi vizsgálatok során a 18 mintavételi egységből összesen 182 makroszkópikus vízigerinctelen-taxon, 22 503 egyedét mutattuk ki. A kimutatott gerinctelen fajok listáját a **2. táblázat** tartalmazza. A nyílt vizes és a mocsári növényzettel benőtt habitatfoltok, minden területegységben jól látható különbségeket mutattak a makroszkópikus vízigerinctelen-fauna diverzitását illetően.

2. táblázat: A felmérések során kimutatott fajok listája

Table 2: List of species detected during surveys

Faj	Kis-metszés-csatorna			Nyirkai Hany									Oslí-Hany			Rábca
				Aranyos			Bikafej			Liliomos			2016	2017	2019	
	2016	2017	2019	2016	2017	2019	2016	2017	2019	2016	2017	2019	2016	2017	2019	
Gastropoda																
<i>Acroloxus lacustris</i>				x	x	x	x	x						x	x	
<i>Anisus septemgyratus</i>														x	x	
<i>Anisus spirorbis</i>							x								x	
<i>Anisus vortex</i>			x	x	x	x			x				x	x	x	
<i>Anisus vorticulus</i>			x													
<i>Bithynia leachii</i>													x		x	
<i>Bithynia tentaculata</i>			x	x	x	x	x		x				x	x	x	
<i>Bithynia troschelii</i>					x	x			x					x	x	
<i>Ferrissia clessiniana</i>														x		
<i>Galba truncatula</i>					x											
<i>Gyraulus albus</i>							x	x	x							
<i>Gyraulus crista</i>	x	x					x	x	x					x	x	
<i>Hippeutis complanatus</i>		x	x		x	x	x	x	x					x	x	
<i>Lymnaea stagnalis</i>			x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	

Faj	Kis-metszés- csatorna			Nyirkai Hany									Oslói-Hany			Rábca	
				Aranyos			Bikafej			Liliomos			2016	2017	2019		
	2016	2017	2019	2016	2017	2019	2016	2017	2019	2016	2017	2019	2016	2017	2019		2019
<i>Physella acuta</i>	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Planorbarius corneus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Planorbis planorbis</i>	x	x	x		x	x	x	x	x				x	x	x		
<i>Radix auricularia</i>				x													
<i>Radix balthica</i>				x	x							x			x		x
<i>Segmentina nitida</i>	x	x	x														x
<i>Stagnicola</i>										x							x
<i>Stagnicola corvus</i>																	x
<i>Stagnicola palustris</i>					x	x		x	x				x	x	x	x	
<i>Valvata cristata</i>						x										x	x
<i>Valvata piscinalis</i>																	x
<i>Viviparus acerosus</i>																	x
<i>Viviparus contectus</i>			x										x	x	x	x	x
Bivalvia																	
<i>Anodonta anatina</i>				x													
<i>Anodonta cygnea</i>				x													
<i>Musculium lacustre</i>													x	x	x	x	x
<i>Pisidium pseudosphaerium</i>		x														x	
<i>Sinanodonta woodiana</i>				x	x						x						
<i>Sphaerium corneum</i>		x	x										x	x	x	x	x
<i>Unio pictorum</i>				x							x						x
<i>Unio tumidus</i>																	x
Hirudinea																	
<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>				x	x			x									
<i>Alboglossiphonia hyalina</i>				x	x		x	x									
<i>Dina lineata</i>		x											x	x			
<i>Erpobdella</i>				x	x												
<i>Erpobdella nigricollis</i>			x														
<i>Erpobdella octoculata</i>	x		x	x	x		x	x					x	x	x	x	x
<i>Erpobdella vilnensis</i>			x														
<i>Erpobdellidae</i>						x									x		
<i>Glossiphonia</i>																	x
<i>Glossiphonia complanata</i>																	x
<i>Glossiphonia concolor</i>		x	x		x	x		x									x
<i>Glossiphonia paludosa</i>						x			x								
<i>Haemopsis sanguisuga</i>									x								x

Faj	Kis-metszés-csatorna			Nyirkai Hany									Oslí-Hany			Rábca	
				Aranyos			Bikafej			Liliomos							
	2016	2017	2019	2016	2017	2019	2016	2017	2019	2016	2017	2019	2016	2017	2019		2019
<i>Helobdella stagnalis</i>	x			x	x		x	x						x	x		
<i>Hemiclepsis marginata</i>				x	x			x	x					x			
<i>Hirudo medicinalis</i>														x			
<i>Hirudo verbana</i>															x	x	
<i>Piscicola geometra</i>					x												x
<i>Theromyzon tessulatum</i>				x	x		x	x			x		x	x			
Malacostraca																	
<i>Asellus aquaticus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Gammarus roeselii</i>																x	x
<i>Limnomysis benedeni</i>					x												x
<i>Niphargus mediodanubialis</i>								x	x								x
<i>Synurella ambulans</i>	x	x	x		x	x			x						x		
Ephemeroptera																	
<i>Caenis robusta</i>	x			x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Cloeon dipterum</i>	x			x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Ephemera vulgata</i>																	x
Odonata																	
<i>Aeshna</i>					x			x			x				x	x	
<i>Aeshna affinis</i>															x		
<i>Aeshna isoceles</i>	x		x		x	x	x	x	x		x						
<i>Aeshna mixta</i>							x								x		
<i>Aeshnidae</i>								x							x		
<i>Anax</i>				x	x	x					x	x					x
<i>Anax imperator</i>				x	x												x
<i>Anax parthenope</i>				x	x		x				x						x
<i>Calopteryx splendens</i>																	x
<i>Coenagrion puella</i>							x										
<i>Coenagrion puella/pulchellum</i>							x	x	x		x					x	x
<i>Coenagrion pulchellum</i>							x	x	x				x				
<i>Crocothemis erythraea</i>					x												
<i>Erythromma najas</i>									x								
<i>Erythromma viridulum</i>				x			x	x	x					x	x	x	x
<i>Ischnura elegans</i>				x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x
<i>Lestes sponsa</i>															x		
<i>Libellula</i>																	

Faj	Kis-metszés- csatorna			Nyirkai Hany									Oslí-Hany			Rábca		
				Aranyos			Bikafej			Liliomos								
	2016	2017	2019	2016	2017	2019	2016	2017	2019	2016	2017	2019	2016	2017	2019		2019	
<i>Orthetrum</i>				x	x												x	
<i>Orthetrum albistylum</i>				x	x	x						x			x			x
<i>Orthetrum cancellatum</i>				x	x	x						x			x			x
<i>Platycnemis pennipes</i>																		x
<i>Somatochlora meridionalis</i>																		x
<i>Sympetrum</i>		x							x						x		x	x
<i>Sympetrum meridionale</i>						x	x								x		x	x
<i>Sympetrum sanguineum</i>			x			x	x								x		x	x
<i>Sympetrum striolatum</i>																		x
<i>Sympetrum vulgatum</i>									x								x	
Heteroptera																		
<i>Anisops sardeus</i>					x				x						x		x	x
<i>Aquarius paludum paludum</i>																		x
<i>Corixa</i>																		x
<i>Corixa affinis</i>															x			
<i>Corixa panzeri</i>																		x
<i>Corixa punctata</i>									x									x
<i>Corixidae</i>						x									x		x	x
<i>Cymatia coleoptrata</i>									x									x
<i>Gerridae</i>																		x
<i>Gerris</i>									x									
<i>Gerris argentatus</i>						x									x			x
<i>Gerris lacustris</i>												x						x
<i>Hebrus pusillus</i>									x									
<i>Hesperocorixa linnaei</i>						x	x	x	x						x		x	x
<i>Hydrometra gracilentum</i>									x									
<i>Ilyocoris cimicoides</i>	x	x	x						x	x	x			x		x	x	
<i>Mesovelia</i>																		x
<i>Mesovelia furcata</i>															x			x
<i>Mesovelia thermalis</i>																		x
<i>Micronecta</i>									x									x
<i>Microvelia</i>																		x
<i>Microvelia buenoi</i>						x						x						
<i>Microvelia reticulata</i>									x	x					x			x
<i>Nepa cinerea</i>						x			x									x
<i>Notonecta</i>																		x

Faj	Kis-metszés-csatorna			Nyirkai Hany									Oslí-Hany			Rábca	
				Aranyos			Bikafej			Liliomos							
	2016	2017	2019	2016	2017	2019	2016	2017	2019	2016	2017	2019	2016	2017	2019		2019
<i>Notonecta glauca</i>			x				x	x	x				x	x	x		
<i>Plea minutissima</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x
<i>Ranatra linearis</i>				x	x		x					x				x	
<i>Sigara falleni</i>				x	x						x	x					
<i>Sigara lateralis</i>				x	x	x			x	x		x	x	x	x	x	
<i>Sigara striata</i>				x	x	x	x		x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Veliidae</i>				x									x				
Trichoptera																	
<i>Agrypnia pagetana</i>															x		
<i>Leptocerus tineiformis</i>														x			
<i>Limnephilus</i>												x					
<i>Limnephilus lunatus</i>						x										x	
<i>Oecetis lacustris</i>												x					
<i>Phryganea grandis</i>				x													
<i>Triaenodes bicolor</i>					x												
Coleoptera																	
<i>Acilius canaliculatus</i>								x	x								
<i>Anacaena limbata</i>		x	x					x	x				x			x	
<i>Berosus frontifoveatus</i>						x											
<i>Berosus spinosus</i>																x	
<i>Coelostoma orbiculare</i>		x	x					x	x								
<i>Colymbetes fuscus</i>		x					x		x								
<i>Copelatus haemorrhoidalis</i>		x	x			x	x	x	x							x	
<i>Cybister lateralimarginalis</i>							x								x		
<i>Cymbiodyta marginella</i>		x	x						x						x	x	
<i>Dytiscus dimidiatus</i>			x				x		x							x	
<i>Enochrus affinis</i>		x														x	
<i>Enochrus bicolor</i>			x		x				x								
<i>Enochrus coarctatus</i>		x	x						x	x					x	x	
<i>Enochrus fuscipennis</i>		x	x						x								
<i>Enochrus melanocephalus</i>		x						x						x			
<i>Enochrus testaceus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x	x		
<i>Graphoderus cinereus</i>		x				x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	
<i>Graptodytes pictus</i>																	x
<i>Haliplus fluviatilis</i>						x		x									x
<i>Haliplus immaculatus</i>														x			

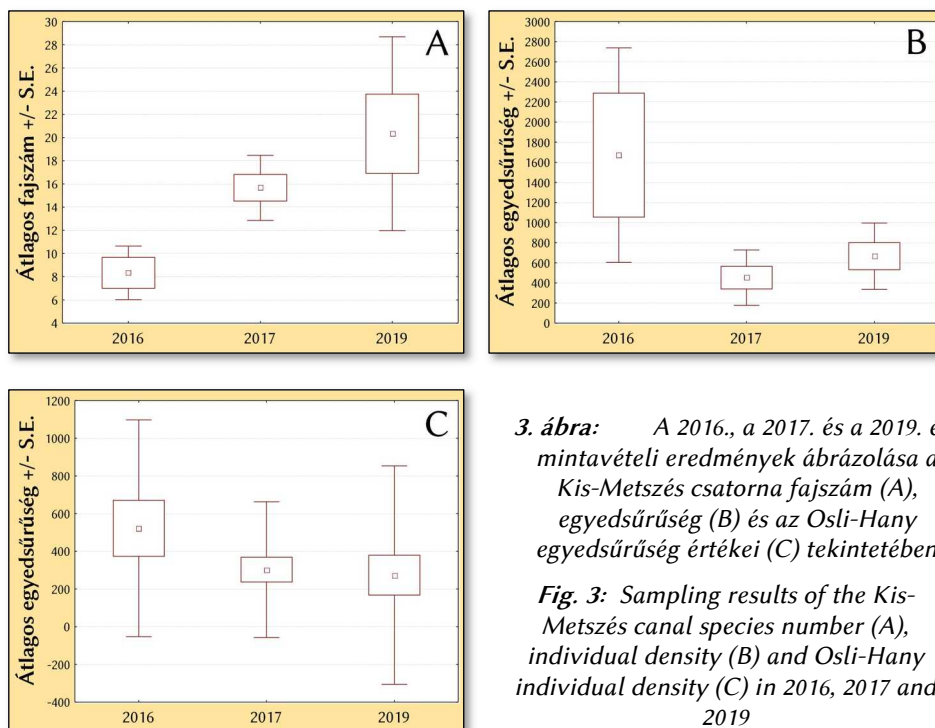
Faj	Kis-metszés- csatorna			Nyirkai Hany									Oslói-Hany			Rábca	
				Aranyos			Bikafej			Liliomos							
	2016	2017	2019	2016	2017	2019	2016	2017	2019	2016	2017	2019	2016	2017	2019		2019
<i>Halipilus ruficollis</i>						x											
<i>Helochaeres obscurus</i>		x	x		x	x		x	x				x		x	x	
<i>Hydaticus seminiger</i>		x	x	x				x	x							x	
<i>Hydaticus transversalis</i>							x		x							x	
<i>Hydrobius fuscipes</i>			x						x							x	
<i>Hydrochara caraboides</i>			x						x						x		
<i>Hydrochus crenatus</i>		x							x							x	
<i>Hydroglyphus geminus</i>	x	x	x			x		x									
<i>Hydrophilus piceus</i>			x			x		x									
<i>Hydroporus angustatus</i>		x	x			x			x								x
<i>Hydroporus fuscipennis</i>		x							x	x							
<i>Hydroporus palustris</i>			x						x	x							
<i>Hydrovatus cuspidatus</i>		x	x	x	x	x			x	x	x			x			x
<i>Hygrotus decoratus</i>		x	x			x			x								x
<i>Hygrotus impressopunctatus</i>			x			x	x	x									x
<i>Hygrotus inaequalis</i>	x	x	x		x	x	x	x	x					x	x	x	
<i>Hyphydrus ovatus</i>		x	x						x								x
<i>Ilybius ater</i>							x										
<i>Ilybius fenestratus</i>			x														
<i>Laccophilus hyalinus</i>														x			x
<i>Laccophilus minutus</i>						x											x
<i>Laccophilus poecilus</i>			x		x	x			x	x			x				x
<i>Limnoxenus niger</i>			x						x								x
<i>Noterus clavicornis</i>			x		x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Noterus crassicornis</i>	x	x	x		x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x
<i>Peltodytes caesus</i>					x	x			x	x							x
<i>Porhydrus lineatus</i>		x	x			x											
<i>Porhydrus obliquesignatus</i>			x														
<i>Rhantus frontalis</i>								x	x						x		
<i>Rhantus grapii</i>										x							
<i>Rhantus suturalis</i>			x							x							
<i>Spercheus emarginatus</i>					x	x											x
<i>Suphrodytes dorsalis</i>		x															

A nyílt vizes területekről csupán néhány makrogerinctelen-taxon előfordulását igazoltuk. A szerveszőrmelék-felhalmozódást preferáló közönséges víziászka (*Asellus aquaticus*) példányain túl megtaláltuk még a nyílt üledékfelszínre jellemző feketefarkú pásztorszitakötő (*Orthetrum cancellatum*) lárváit, az igen széles ökológiai toleranciával rendelkező kéköves légivadász (*Ischnura elegans*) példányait, a sekély vizekben tömegesen előforduló bűvárpoloskafaj, a *Sigara striata*, valamint a nyílt üledékfelszínhez kötődő hátonúszópoloska-fajok (*Micronecta* spp.) példányait.

A makroszkópikus vízigerinctelen-közösség vizsgálata, alátámasztják azokat az irodalmi adatokat, miszerint a vizsgálati területeken kifejezetten népes vízbogárfauna (MOLNÁR 2014) jellemző, hiszen az élőhely-rekonstrukció viszonylag kis kiterjedése ellenére a nyirkai-hanyi terület vízbogárfajokban igen gazdag, mivel a Fertő–Hanság Nemzeti Parkból kimutatott vízbogárfajok, mintegy 60%-a megtalálható itt (MOLNÁR & AMBRUS 2004, MOLNÁR *et al.* 2009, MOLNÁR 2014). A bogarak mellett, a legnépesebb csoportot a poloskák alkották. A legtöbb előkerült bogár- (pl. *Acilius canaliculatus*, *Anacaena limbata*, *Coelostoma orbiculare*, *Copelatus haemorrhoidalis*, *Enochrus coarctatus*, *Enochrus testaceus*, *Graphoderus cinereus*, *Helochares obscurus*, *Hydroporus fuscipennis*, *Hydrovatus cuspidatus*, *Hygrotus inaequalis*, *Noterus clavicornis*, *Noterus crassicornis*, *Peltodytes caesus*) és poloskafaj (pl. *Hesperocorixa linnaei*, *Ilyocoris cimicoides*, *Notonecta glauca*, *Plea minutissima*) gyakori és széles elterjedésű a lassú áramlási viszonyokkal vagy állóvízi körülményekkel jellemezhető víztestekben. Jellemzően a sűrű makrovegetáció-borítottságot preferálják, így kedvező élőhelyi adottságokat találnak ezeken a mintavételi helyeken. Ugyancsak népes puhatestű-állományt találtunk a felmért terület egységeken, amelyek a fentebb említett fajokhoz hasonló környezeti igényekkel rendelkeznek és a mocsári növényzettel benőtt élőhelyfoltokban nagy egyedsűrűségben fordulnak elő (pl. *Anisus vortex*, *Gyraulus albus*, *Gyraulus crista*, *Hippeutis complanatus*, *Lymnaea stagnalis*, *Planorbarius corneus*, *Planorbis planorbis*, *Stagnicola palustris*). A szitakötő-együttest alkotó fajok jelenléte szintén a vízből kiemelkedő makrovegetáció jelenlétével és jelentős borításával hozható összefüggésbe (pl. *Aeshna isoceles*, *Coenagrion pulchellum interruptum*, *Ischnura elegans*) (MOLNÁR & AMBRUS 2004). A felsorolt fajok egyedei a territóriumokat rendszerint a mocsári növényállományokban, illetve főleg azok szegélyében jelölik ki. A kimutatott piócafajok többségét egyéb gerinctelen és gerinces víziállat-fajok élősködőjeként tartjuk számon (pl. *Glossiphonia paludosa*, *Haemopsis sanguisuga*, *Hemiclepsis marginata*).

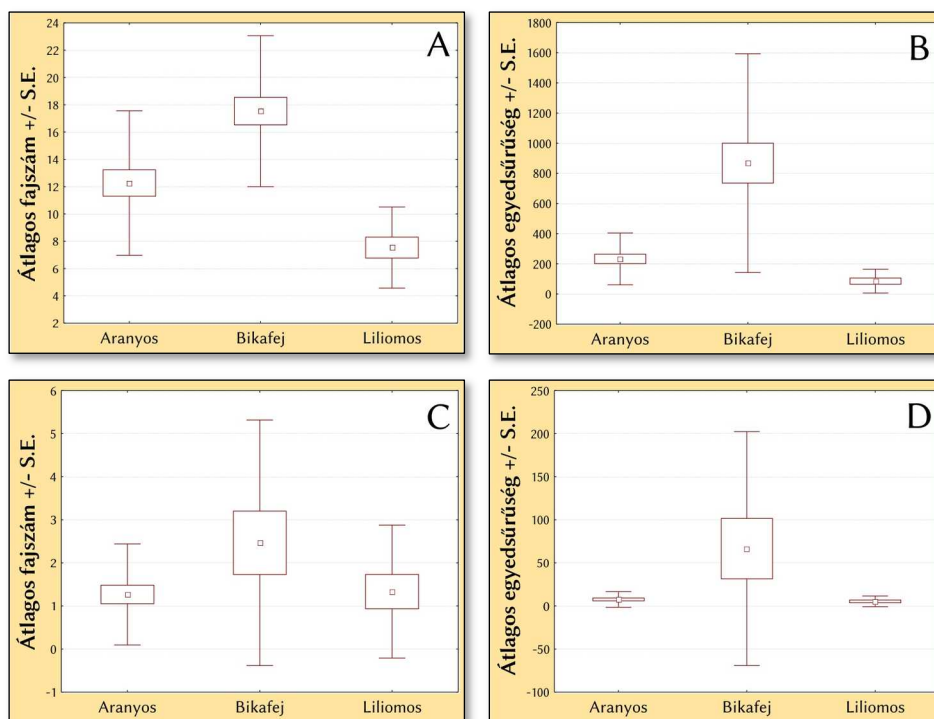
A nádas dominanciával rendelkező mintavételi szelvények makroszkópikus vízigerinctelen-közössége jóval gazdagabb képet mutat, hiszen ezeken a területeken mozaikosabb élőhelystruktúra jellemző, amely diverzebb makrogerinctelen-közösség megtelepedését teszi lehetővé. Főként a metafitikus életmódú fajok (pl. *Acroloxus lacustris*, *Anisus vortex*, *Asellus aquaticus*, *Bithynia tentaculata*, *Caenis robusta*, *Cloeon dipterum*, *Enochrus testaceus*, *Hesperocorixa linnaei*, *Hippeutis complanatus*, *Hydrovatus cuspidatus*, *Hygrotus impressopunctatus*, *Hygrotus inaequalis*, *Ischnura elegans*, *Physella acuta*, *Planorbarius corneus*, *Plea minutissima*, *Porhydrus lineatus*, *Sigara lateralis*,

Sigara striata, *Valvata cristata*) dominanciája jellemzi, amelyek tömegesen fordulhatnak elő az emerz mocsári növényzet között. Az ilyen, jól felmelegedő és dús növényzetű élőhelyek olyan szitakötőfajok lárváinak élőhelyei, mint a fakó katona-szitakötő (*Sympetrum meridionale*). A növényzeti borítottságtól mentes üledékfelszínnek kedvezőek a fehérfarkú pásztszitakötő (*Orthetrum albistylum*) lárvájának fejlődéséhez. Piócafajok közül a különböző vízi puhatestűeken előforduló *Glossiphonia concolor* és *G. paludosa* előfordulása jellemző.



A 2016., a 2017. és a 2019. években vett mennyiségi minták eredményeinek összehasonlítása során a Kis-Metszés csatorna mintavételi szelvénye esetében az átlagos fajszám (KW=7,5 p<0,05 df=15) és az átlagos egyedsűrűség értékek tekintetében is (KW=6,95 p<0,05 df=15) eltérést mutattunk ki. A 2019-es felmérések során 28 olyan taxont mutattunk ki, amelyeket az előző évek folyamán nem fogtunk meg: *Aeshna isoceles*, *Anisus vortex*, *Anisus vorticulus*, *Bithynia tentaculata*, *Dytiscus dimidiatus*, *Enochrus bicolor*, *Erpobdella nigricollis*, *Erpobdella octoculata*, *Erpobdella vilnensis*, *Hesperocorixa linnaei*, *Hydrobius fuscipes*, *Hydrochara caraboides*, *Hydrophilus piceus*, *Hydroporus palustris*, *Hygrotus impressopunctatus*, *Ilybius fenestratus*, *Laccophilus poecilus*, *Limnoxenus niger*, *Lymnaea stagnalis*, *Nepa cinerea*, *Noterus clavicornis*, *Notonecta* sp., *Notonecta glauca*, *Physella acuta*, *Porhydrus obliquesignatus*, *Rhantus suturalis*, *Sympetrum sanguineum*, *Viviparus contectus*. A pozitív irányú változás oka nagy valószínűséggel a jobb vízháztartási viszonyokban keresendő, hiszen 2016-ban a mintavételek alkalmával a víztest időszakosan és szakaszosan kiszáradó jellegűt mutatott, így csupán néhány rák-, illetve csiga- és poloskaxon uralta a

makrogerinctelen-közösséget. Továbbá marginálisan szignifikáns különbséget tapasztaltunk az Osló-Hany felmérési éveinek egyedsűrűség értékei között ($KW=5,63$ $0,05 < p < 0,07$ $df=75$). A különbség nem kifejezetten szembetűnő, de többek között olyan fajok állományai okozták ezt az eltérést a 2016-os év folyamán, mint a *Cloeon dipterum*, *Corixa* sp., *Hesperocorixa linnaei*, *Sigara lateralis* (3. ábra).



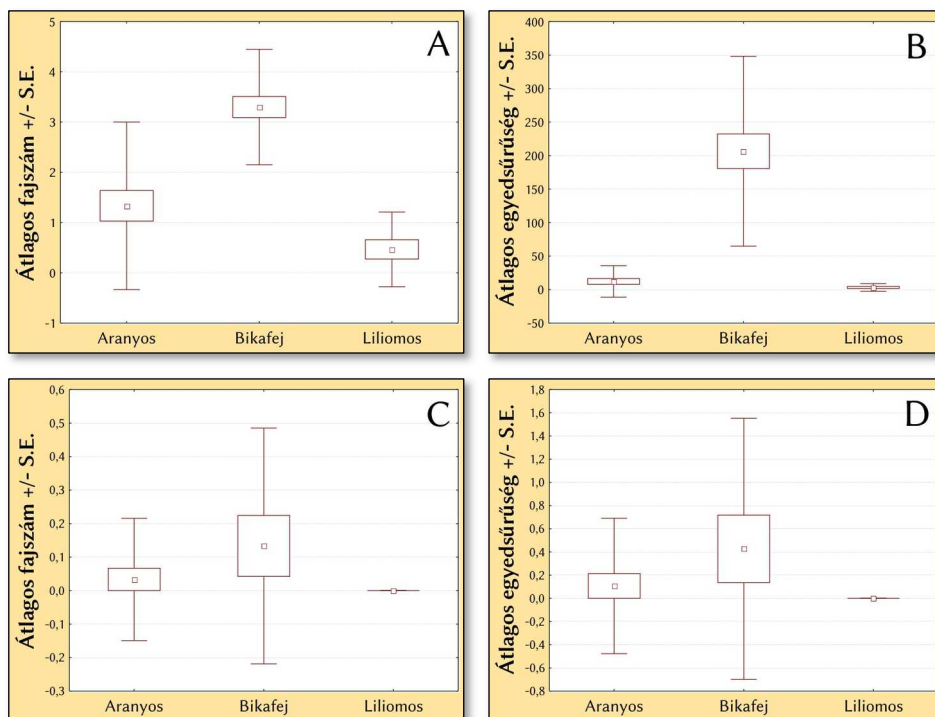
4. ábra: A Nyirkai-Hany mintaterületeinek összehasonlítása a makrovegetációval borított élőhelyek (A, B) és a nyílt víz (C, D) dominanciával rendelkező élőhelyek makrogerinctelen-fajszáma (A, C) és egyedsűrűsége (B, D) alapján

Fig. 4: Comparison of the sample areas of Nyirkai-Hany based on the macroinvertebrate species number (A, C) and individual density (B, D) of the habitats covered by macrovegetation (A, B) and the habitats dominated by open water (C, D)

A Nyirkai-Hany vizes élőhelykomplexum Bikafej, Liliomos és Aranyos elnevezésű területegységeinek emerz mocsári növényzettel borított mintavételi szelvényei adatainak statisztikai elemzése alapján elmondható, hogy az egyes területegységek emerz makrovegetációval borított élőhelyei között kimutatott igen erősen szignifikáns különbség mutatkozott mind a fajszám ($KW=28,67$; $p < 0,0001$; $N=75$), mind pedig az egyedsűrűség ($KW=41,69$; $p < 0,0001$; $N=75$) értékeinek tekintetében (4. ábra / A, B). Mindkét mutató esetében egyértelműen a Bikafej mintavételi szelvényeiben tapasztaltuk a legmagasabb értékeket. A Nyirkai-Hany három területegységének nyílt vizes mederszelvényeiből vett minták adatainak összehasonlítása során nem tapasztaltunk statisztikailag

értékelhető különbséget sem a fajszám, sem pedig az egyedsűrűség értékeinek tekintetében (4. ábra / C, D).

Az Aranyos, a Liliomos és a Bikafej területén kimutatott az állandó vízborítású mocsári, illetve a lápi karakterű élőhelyek indikátorainak tekinthető taxonok fajszám-, illetve egyedsűrűség-értékeinek összehasonlítása során, az emerz vízinövényzettel borított mintavételi szelvények adatainak vizsgálata alkalmával igen erősen szignifikáns különbséget mutattunk ki mind a fajszám (KW= 40,42; $p < 0,0001$; N=75), mind pedig az egyedsűrűség (KW=53,14; $p < 0,0001$; N=75) értékeinek tekintetében (5. ábra / A, B). A kiválasztott karakterfajok mintavételi eredményei alapján végzett összehasonlítás esetében is a Bikafej tartós vízborítású, stabilabb vízháztartású, mocsári növényzettel gazdagon benőtt, huminsavas mintavételi szelvényei rendelkeztek a legmagasabb értékekkel.



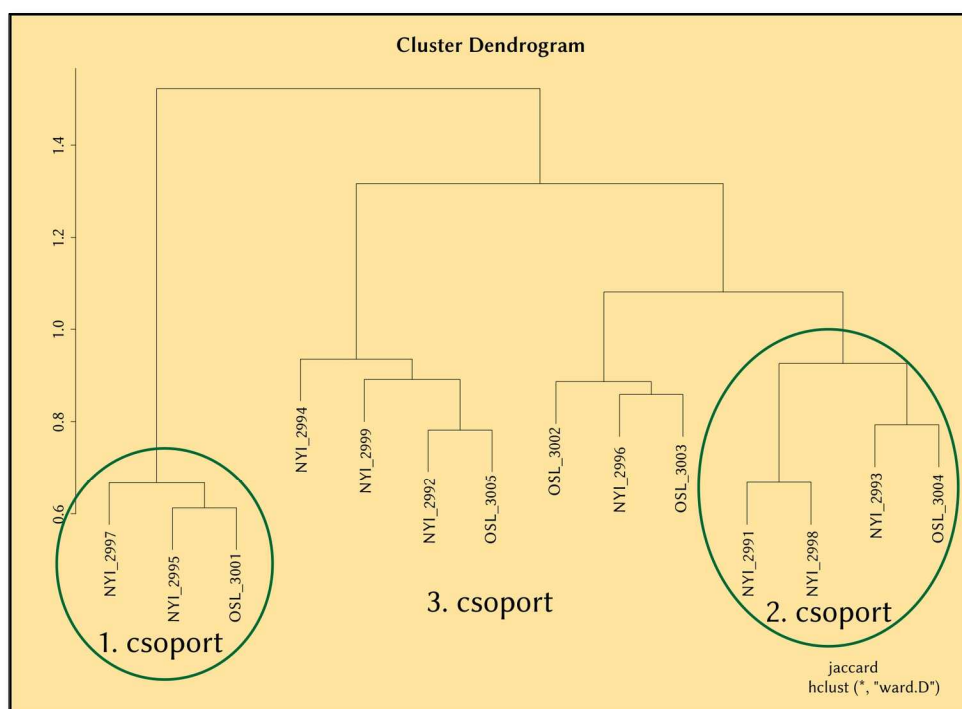
5. ábra: A Nyirkai-Hany mintaterületeinek összehasonlítása a makrovegetációval borított élőhelyek (A, B) és a nyílt víz (C, D) dominanciával rendelkező élőhelyek jó indikátorértékű makrogerinctelen-taxonjainak fajszáma (A, C) és egyedsűrűsége (B, D) alapján

Fig. 5: Comparison of the sample areas of Nyirkai-Hany based on the number (A, C) and individual density (B, D) of macro-invertebrate taxa with good indicator value in habitats covered by macrovegetation (A, B) and open water (C, D) dominance

Az előzetes várakozásoknak megfelelően a nyílt vizes mintavételi helyek összehasonlítása során nem tapasztaltunk statisztikailag értékelhető különbséget sem a kiválasztott, állandó vízborítású mocsári, illetve lápi karakterű élőhelyekhez kötődő fajok fajszáma, sem pedig az egyedsűrűség értékei tekintetében (5. *ábra* / C, D).

A klaszteranalízis eredménye (6. *ábra*) igen szemléletesen mutatja, hogy a mintavételi helyek közül kiválnak és a legmagasabb szinten elkülönülnek a Nyirkai-Hany Bikafej nevű területegységének területén található mocsári növényzet dominanciával jellemezhető élőhelyek (NYI_2997, NYI_2995), valamint az Oslí-Hany északi részén található OSL_3001-es mintavételi szelvény (1. csoport).

A fennmaradt négy emers mocsárinövény-állományban kijelölt mintavételi hely (2. csoport) egy másik jól lehatárolható csoportot alkot a klaszter jobb oldalán (6. *ábra*). Az Aranyos NYI_2991-es mintavételi szelvénye a Liliomos NYI_2998-as mintavételi szelvényéhez állt a legközelebb faunisztikai szempontból, míg az Aranyos NYI_2993-as szelvénye inkább az Oslí-Hany OSL_3004-es szelvényével alkotott hasonlósági párt.



6. *ábra*: A mintavételi szelvények klaszteranalízissel történt elemzésének dendrogramja. Zöld színnel körülhatárolva láthatók az emers mocsári növényzet állományaiban kijelölt mintavételi helyek.

Fig. 6: Dendrogram of the analysis of sampling sections by cluster analysis. Green groups: sampling sites in the emerge swamp vegetation.

Az emerz mocsári növényzettől mentes, kvázi nyílt vizes mintavételi helyek a mocsárinövényzet-dominanciával rendelkező mintavételi szelvényektől elkülönülő, de kevésbé kompakt, heterogénebb csoportot alkotnak. A klaszteranalízis eredményét mutató **6. ábrán** látható dendrogramnak a középső részén helyezkednek el az emerz mocsári növényzettől mentes, nyílt vizes mintavételi helyek (3. csoport).

A három év felmérési eredményei alapján elmondható, hogy a Nyirkai-Hany és az Oslí-Hany területének makroszkópikus vízigerinctelen-faunája nem változott számottevő mértékben, amelyet a kimutatott makroszkópikus vízigerinctelen-közösség fajszám és egyedsűrűség értékeinek statisztikai elemzése is alátámaszt. Továbbra is a poloska- és bogár-, illetve csigafajok alkotta populációk a legnépesebbek, ami az állóvízi, mocsaras jellegnek köszönhető. Egyedül a Kis-Metszés csatorna makroszkópikus vízigerinctelen-faunája mutatott sokkal diverzebb képet a 2019-es mintavételek folyamán, amely nagy valószínűséggel a jobb vízháztartási viszonyoknak tulajdonítható. Az elvégzett elemzések eredményei alapján a makroszkópikus vízigerinctelen-fauna szempontjából a Nyirkai-Hany területegységei közül a Bikafej tekinthető a legjobb ökológiai állapotú élőhelynek. Felmeréseink alapján a Bikafej területegység jelenlegi állapotában vízimakrogerinctelen-faunája alapján egy átlagos fajgazdagságú, tartós vízborítású mocsári élőhely. Itt fordultak elő legnagyobb arányban a tartós vízborítású mocsári élőhelyek karakterfajai (*Acilius canaliculatus*, *Aeshna isocetes*, *Bithynia troschellii*, *Cymatia coleoptrata*, *Hesperocorixa linnaei*, *Hippeutis complanatus*, *Hydrometra gracilentum*, *Microvelia buenoi*, *Niphargus mediodanubialis*, *Planorbis planorbis*, *Rhantus grapii*, *Stagnicola palustris*, *Synurella ambulans*, *Theromyzon tessulatum*, *Viviparus contectus*). Bár az élőhelyek helyenként úszólápi jellegűek voltak, makroszkópikus vízigerinctelen-faunájukban csupán néhány olyan karakterfaj fordult elő, amelyek a lápi jellegű élőhelyekre jellemzőek. Ez lehet annak a következménye, hogy a jelenlegi élőhelyi adottságok még nem elég hosszú ideje állnak fenn, így nem volt ideje kialakulni egy még fajgazdagabb, már több lápi faunaelemet is magában foglaló vízimakrogerinctelen-fajjegyzetnek. A területegységben összességében nagy kiterjedésű, összefüggő, emerz mocsárinövény-állományok dominálnak, melyekre jellemző, hogy nem száradnak ki, bennük autochton, főleg emerz mocsárinövény-eredetű szervesanyag-felhalmozódás, helyenként akár tőzegképződés folyik. Ezen területegység mocsárinövény-állományai jelenleg helyenként úszólápjellegű élőhelyek. A mocsári növényzet között hínárnövények is számottevő arányban találhatóak. Emerz mocsári növényzettől mentes, nagyobb kiterjedésű nyílt élőhelyekkel csupán a területegység középső részén foltokban, illetve annak délkeleti részén találkozhatunk. Az itt kijelölt mintavételi helyen a vízmélység még aszályos időszakban is igen számottevő (1 m fölötti) volt. Az emerz növényzettől mentes területekre sűrű hínaras jellemző. A makroszkópikus vízigerinctelen-fauna összetétele és az élőhely strukturális sajátosságai alapján a Bikafej emerz mocsárinövény-állományaihoz nagyon hasonló volt az Oslí-Hany mintavételi szelvényei közül a terület északkeleti részén található összefüggő, sűrű, nádas dominanciájú emerz mocsárinövény-állományban kijelölt OSL_3001 mintavételi hely.

A Nyirkai-Hany Liliomos és Aranyos nevű területegységeinek nagy része jelenlegi állapotában jellemzően fajszegény, túlnyomórészt állóvízi generalista fajok alkotta makroszkópikus vízigerinctelen-fajgyűjtéssel jellemezhető, sekély állóvízi jellegű élőhely, melyen a felméréseink időszakában nagy kiterjedésű, kis vízmélységű, nyílt, emerz makrovegetációtól mentes élőhelyek domináltak. Ezek a nyílt élőhelyeken változó arányban voltak jelen hínárállományok, de sűrű, jól strukturált hínarasok – melyek megfelelő élőhelyet jelentenének egy fajgazdag vízimakrogerinctelen-együttes megtelepedéséhez – nem jellemzőek. A Liliomos és az Aranyos emerz mocsárinövény-állományai, nagyobb nyílt élőhelyekkel körülvett, viszonylag kisebb foltok, sávok, melyek a meder sekélyebb részein találhatóak. Ezen élőhelyfoltok belső részében a nyári aszályos időszakban végzett mintavétel során már több esetben nem volt vízborítás, így az állandó vízborítást igénylő vízimakrogerinctelen-fajok számára a nyári időszakban már nem jelentettek alkalmas élőhelyet. A mocsárinövény-állományok szegélyében pedig ebben az időszakban a nyílt élőhelyekre jellemző alga-tömegprodukciónak volt jellemző.

A makroszkópikus vízigerinctelen-fajgyűjtés fajösszetétele és mennyiségi viszonyai tekintetében jelentős különbségeket tapasztaltunk az egyes területegységek között, azon belül is különösen az emerz mocsári növényzettel borított mintavételi helyek eredményei alapján rajzolódott ki jelentős különbség. Ez alapján a Bikafej területegység jellemezhető jelenlegi állapotában a legfajgazdagabb, természetvédelmi szempontból a leginkább értékesnek tekinthető makroszkópikus vízigerinctelen-közösséggel (MOLNÁR & AMBRUS 2005). A nagyobb faji szintű diverzitás mellett itt fordulnak elő legnagyobb arányban specialista, elsősorban értékes mocsári faunaelemek, illetve néhány lápi faunaelem előfordulását is detektáltuk.

A Bikafej területén a mintavételi eredmények értékelése alapján a lápi karakter erősítése eredményezhetné olyan fajok megjelenését, melyek amellet, hogy a fajszintű diverzitást növelnék, a ritkaságuk és természetvédelmi besorolásuk miatt a makrogerinctelen-fauna természetvédelmi értékét is jelentősen emelhetnék.

Összefoglalás

A Nyirkai-Hany és az Osl-Hany területén elhelyezkedő víztestekben a makroszkópikus vízigerinctelen-fauna intenzív vizsgálatát 2016 és 2020 között végeztük el a Fertő–Hansági Nemzeti Park Igazgatóságának megbízásából.

A három év felmérési eredményei alapján elmondható, hogy a Nyirkai-Hany és az Osl-Hany területének makroszkópikus vízigerinctelen-faunája nem változott számottevő mértékben, amelyet a kimutatott makroszkópikus vízigerinctelen-közösség fajszám- és egyedsűrűség-értékeinek statisztikai elemzése is alátámaszt. Továbbra is a poloska- és bogár-, illetve csigafajok alkotta populációk a legnépesebbek, ami az állóvízi, mocsaras jellegnek köszönhető. Egyedül a Kis-Metszés csatorna makroszkópikus vízigerinctelen-faunája mutatott sokkal diverzebb képet a 2019-es mintavételek folyamán, ami nagy valószínűséggel a jobb vízháztartási viszonyoknak tulajdonítható.

Az elvégzett elemzések eredményei alapján a makroszkópikus vízigerinctelen-fauna szempontjából a Nyirkai-Hany területegységei közül a Bikafej tekinthető az elvégzett felméréseink időszakában (2017–2019) a legjobb ökológiai állapotú élőhelynek. Felméréseink alapján a Bikafej területegység jelenlegi állapotában vízimakrogerinctelen-faunája alapján egy átlagos fajgazdagságú, azonban a többi területegység közül így is kiemelkedő, tartós vízborítású mocsári élőhely (MOLNÁR & AMBRUS 2005). A makroszkópikus vízigerinctelen-fauna összetétele és az élőhely strukturális sajátosságai alapján a Bikafej emerz mocsárinövény-állományaihoz nagyon hasonló volt az Oslí-Hany mintavételi szelvényei közül, a terület északkeleti részén található összefüggő, sűrű, nádas dominanciájú emerz mocsárinövény-állományban kijelölt mintavételi hely. A Nyirkai-Hany Liliomos és Aranyos nevű területegységeinek nagy része jelenlegi állapotában jellemzően fajszegény, túlnyomórészt állóvízi generalista fajok alkotta makroszkópikus vízigerinctelen-fajegyüttessel jellemezhető, sekély tavi jellegű élőhely, melyen a felméréseink időszakában nagy kiterjedésű, sekély, nyílt, emerz makrovegetációtól mentes élőhelyek domináltak. A Nyirkai-Hany vizes élőhelykomplexum területén az utóbbi két évtizedben lezajlott változások és a változásokat monitorozó vizsgálatok eredményei egyértelműen alátámasztják, hogy a terület élőhelystruktúrája szempontjából meghatározó tényező a magasabbrendű növényzet térbeli mintázata, ami számos más élőlénycsoport térbeli és időbeli eloszlási viszonyait is nagymértékben befolyásolja.

Zusammenfassung

Die intensive Untersuchung der Makroinvertebratenfauna in Nyirkai-Hany und Oslí-Hany wurde zwischen 2016 und 2020 durchgeführt.

Auf der Grundlage der Ergebnisse der dreijährigen Untersuchung kann festgestellt werden, dass sich die aquatische Makroinvertebratengemeinschaft von Nyirkai-Hany und Oslí-Hany nicht wesentlich verändert hat, was auch durch die statistische Analyse der Artenzahl und der Dichtewerte unterstützt wird. Aufgrund der stagnierenden, sumpfigen Art der Probenahmestellen ist die Dominanz von Wanzen, Käfern und Schnecken typisch. Lediglich die Makroinvertebratengemeinschaft der Kis-Metszés Kanal zeigte bei der Probenahme 2019 ein wesentlich vielfältigeres Bild, was höchstwahrscheinlich auf bessere Wasserhaushaltsbedingungen zurückzuführen ist. Aufgrund der Ergebnisse kann der Bikafej im Zeitraum unserer Erhebungen (2017-2019) als der Lebensraum mit dem besten ökologischen Zustand der Gebietseinheiten Nyirkai-Hany in Bezug auf die aquatische Makroinvertebratengemeinschaft betrachtet werden. Unseren Erhebungen zufolge weist die Gebietseinheit Bikafej im derzeitigen Zustand einen gemeinsamen Artenreichtum und eine dauerhafte Wasserbedeckung auf. Ausgehend von der Zusammensetzung der aquatischen Makroinvertebratengemeinschaft und den strukturellen Merkmalen der Lebensräume war die kontinuierliche, dichte, schilfdominierte emerse Sumpfvegetation der Oslí-Hany-Probenahmeabschnitte im nordöstlichen Teil des Gebiets den emergenten Sumpfbeständen von Bikafej sehr ähnlich. Im aktuellen Zustand ist der größte Teil des Liliomos und Aranyos durch eine artenarme Gemeinschaft

charakterisiert, die sich hauptsächlich aus generalistischen aquatischen Makroinvertebratenarten zusammensetzt, und in unseren Untersuchungen wurde ein flaches, teichartiges Habitat festgestellt, das von großen, flachen, offenen makrovegetationsfreien Lebensräumen dominiert wird.

Die Veränderungen haben sich im Nyirkai-Hany-Feuchtgebietskomplex in den letzten zwei Jahrzehnten vollzogen, und die Ergebnisse der Monitoring-Studien bestätigen eindeutig, dass das räumliche Muster der höheren Vegetation ein bestimmender Faktor in der Habitatstruktur des Gebietes ist, der seine räumliche und zeitliche Verteilung stark beeinflusst.

Irodalom

- ASKEW R. R. (1988): *The Dragonflies of Europe*. Harley Books, Martins.
- AUKEMA B. & RIEGER C. (eds.) (1995): *Catalogue of the Heteroptera of the Palearctic Region*. Volume 1. The Netherland Entomological Society, Amsterdam.
- BAUERNFIEND E. (1994): Bestimmungsschlüssel für die Österreichischen Eintagsfliegen (Insecta Ephemeroptera), Teil 1. *Wasser und Abwasser Suppl.* 4/94: 1–92.
- BAUERNFIEND E. (1995): Bestimmungsschlüssel für die Österreichischen Eintagsfliegen (Insecta Ephemeroptera), Teil 2. *Wasser und Abwasser Suppl.* 4/95: 1–96.
- BENEDEK P. (1969): *Heteroptera VII. Poloskák VII*. Akadémiai Kiadó, Budapest. /Magyarország állatvilága – Fauna Hungariae XVII. kötet 7. füzet/
- CSABAI Z. (2000): *Vízibogarak kishatározója*. I. Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest. /Vízi Természet- és Környezetvédelem 15./
- CSABAI Z., GIDÓ ZS. & SZÉL GY. (2002): *Vízibogarak kishatározója*. II. Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest. /Vízi Természet- és Környezetvédelem 16./
- CSABAI Z. & SZÉL GY. (1999): Checklist of Spercheidae, Hydrochidae, Helophoridae, Hydrophilidae and Hydraenidae of Hungary (Coleoptera). *Folia Entomologica Hungarica* 60: 213–230.
- DREYER W. (1986): *Die Libellen*. Gerstenberg Verlag, Hildesheim.
- EGGERS T. O. & MARTENS A. (2001): Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands. *Lauterbornia* 42: 1–68.
- GERKEN B. & STEINBERG K. (1999): *Die Exuvien Europäischer Libellen (Insecta, Odonata)*. Verlag und Werbeagentur, Höxter.
- HOFFMANN J. (1963): *Faune des Amphipodes du Grand-Duché de Luxembourg*. Musée D'histoire Naturelle, Luxembourg.
- MOLNÁR Á. (2014): *Vizes élőhely-rekonstrukciókon végzett természetvédelmi kezelések hatásai vízibogár-közösségekre*. Doktori értekezés. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest.

- MOLNÁR Á. & AMBRUS A. (2005): Szitakötő és vízibogár faunisztikai adatok a hansági élőhely-rekonstrukció területéről. *Acta Biologica Debrecina, Supplementum Oecologica Hungarica* 13: 115–120.
- NESEMANN H. (1997): *Egel und Kriebegel Österreichs*. Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft, Rankweil.
- NEUBERT E. & NESEMANN H. (1999): *Süßwasserfauna von Mitteleuropa*. Band 6/2. *Annelida, Clitellata: Branchiobdellida, Acanthobdellea, Hirudinea*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg – Berlin.
- RICHNOVSZKY A. & PINTÉR L. (1979): *A vízicsigák és kagylók (Mollusca) kishatározója*. Vízügyi Dokumentációs és Tájékoztatási Iroda, Budapest. /Vízügyi Hidrobiológia 6./
- SAVAGE A. A. (1989): *Adults of the British Aquatic Hemiptera Heteroptera: a key with ecological notes*. Freshwater Biological Association, Cumbria. /Scientific Publication 50./
- SOÓS Á. (1963): *Heteroptera VIII. Poloskák VIII*. Akadémiai Kiadó, Budapest. /Magyarország állatvilága – Fauna Hungariae XVII. kötet 8. füzet/
- TAKÁCS G. (2002): *A Nyirkai-Hany és Keleti Mórrétek (Fertő–Hanság Nemzeti Park) rekonstrukciós folyamatának biodiverzitás monitorozása*. Kutatási jelentés. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród.
- WARINGER J. & GRAF W. (1997): *Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven: unter Einschluss der angrenzenden Gebiete*. Facultas Universitätsverlag, Wien.
- <http://fhnp.nemzetipark.gov.hu/nyirkai-hany>
www.vizugy.hu

Makroszkopikus vízi gerinctelenek faunisztikai adatai a Soproni-hegységből és az Ikva vízrendszeréből

Faunistical data on the aquatic macro-invertebrate species from the waters of the Sopron hills and Ikva water system

Faunistische Daten von aquatischen Makroinvertebraten aus dem Ödenburger Gebirge und dem Wassersystem der Ikva

OLAJOS PÉTER¹, KÖDÖBÖCZ VIKTOR², LUDÁNYI MERCÉDESZ¹, MIHALICZKU ERIKA¹, MÜLLER ZOLTÁN¹, POLYÁK LÁSZLÓ¹, SZABÓ TAMÁS¹ & KISS BÉLA¹

Abstract

The intensive study of Ikva, its water system and the Sopron Hills' watercourses and lakes have been carried out between 2017 and 2019 on behalf of the Fertő-Hanság National Park Directorate. The qualitative and quantitative investigation of aquatic macroinvertebrate fauna occurred at 28 water bodies. The qualitative (faunistical) investigation was on 36 sampling sites, while the quantitative investigation occurred on ten locations. The sampling sites were consisted of 12 watercourses and 16 standing waters. In the three years, ten taxonomic groups were collected: leeches (Hirudinea), shells (Bivalvia), snails (Gastropoda), malacostracans (Crustacea: Malacostraca), mayflies (Ephemeroptera), damselflies and dragonflies (Odonata: Zygoptera, Anisoptera), stoneflies (Plecoptera), caddiesflies (Trichoptera), waterbugs (Heteroptera: Nepomorpha, Gerromorpha) and beetles (Coleoptera). 198 species were identified from the examined water bodies, 13 of these are protected (*Aeshna isocetes*, *Aquarius najas*, *Astacus astacus*, *Calopteryx virgo*, *Coenagrion ornatum*, *Gomphus vulgatissimus*, *Hirudo medicinalis*, *Libellula fulva*, *Macronychus quadrituberculatus*, *Ophiogomphus cecilia*, *Orthetrum brunneum*, *Unio crassus*) and one is strictly protected (*Cordulegaster heros*). Six species (*Astacus astacus*, *Coenagrion ornatum*, *Cordulegaster heros*, *Hirudo medicinalis*, *Ophiogomphus cecilia*, *Unio crassus*) fall within the scope of the Habitats Directive (EU). In addition to the occurrence data of protected species and species of Community Interest, valuable and useful information is provided by rare and/or good indicator species (*Agrypnia varia*, *Aphelocheirus aestivalis*, *Athripsodes albifrons*, *Baetis muticus*, *Brachytron pratense*, *Ecdyonurus starmachi*, *Ecdyonurus subalpinus*, *Ephemera lineata*, *Gyraulus laevis*, *Velia saulii*) and the occurrence of non-indigenous, invasive species (*Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*, *Physella acuta*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Sinanodonta woodiana*).

¹ BioAqua Pro Kft., H-4032 Debrecen, Soó Rezső utca 21., E-mail: olaj@bioaquapro.hu

² Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, H-4024 Debrecen, Sumen utca 2.

Bevezetés

Az Ikvának és vízrendszerének, illetve a Soproni-hegység vízfolyásainak és állóvizeinek intenzív vizsgálatát 2017 és 2019 közötti időszakban végeztük, a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság megbízásából. Ebben az időszakban összesen 28 vizes élőhelyen történtek a makroszkopikus vízi gerinctelenek vizsgálatára irányuló, faunisztikai és mennyiségi típusú mintavételek. Faunisztikai típusú mintavételt 36 helyen, míg mennyiségi típusút tíz helyen végeztünk. A vizsgált vízterek között 12 vízfolyás és 16 állóvíz volt. A faunisztikai mintavételek fő célkitűzése a természetvédelmi szempontból kiemelt figyelmet élvező (védett és/vagy közösségi jelentőségű), illetve a problémát jelentő (idegenhonos és inváziós) fajok előfordulási viszonyainak pontosítása volt. A mennyiségi mintavételek (a vízi makroszkopikus gerinctelenek együtteseinek közösségi szintű vizsgálata) fő célja a vizsgált vízterek ökológiai állapotának jellemzésére, illetve a több alkalommal, egyes esetekben rendszeresen vizsgált vízterek állapotváltozásának nyomon követésére használható adatsorok előállítására volt. A mintavételek eredményeinek elemzését az igazgatóságnak leadott kutatási jelentés tartalmazza (BIOAQUA PRO KFT. 2020), jelen munkában csupán a mintavételekből származó biotikai alapadatokat tesszük közzé, a természetvédelmi szempontból leginkább releváns következtetésekkel.

Anyag és módszer

A 2017. évben az őszi vegetációs periódusban, szeptember 15–17. között történtek a vízi makroszkopikus gerinctelenek közösségeinek felmérésére irányuló első vizsgálatok. A 2018. évben a tavaszi vegetációs periódusban, április 16–18. között történtek a felmérések. A 2019. évi vizsgálatok szintén a tavaszi vegetációs periódusban történtek április 23–26. között. A mintavételi helyek kódjai, földrajzi koordinátái (EOVR vetületi rendszer), a gyűjtőhelyek elnevezése, közigazgatási hovatartozásuk, a gyűjtési időpontok és a mintavétel típusa (MZBF – faunisztikai típusú, szkennelő mintavétel, MZBS – mennyiségi típusú mintavétel) az **1. táblázat**ban található.

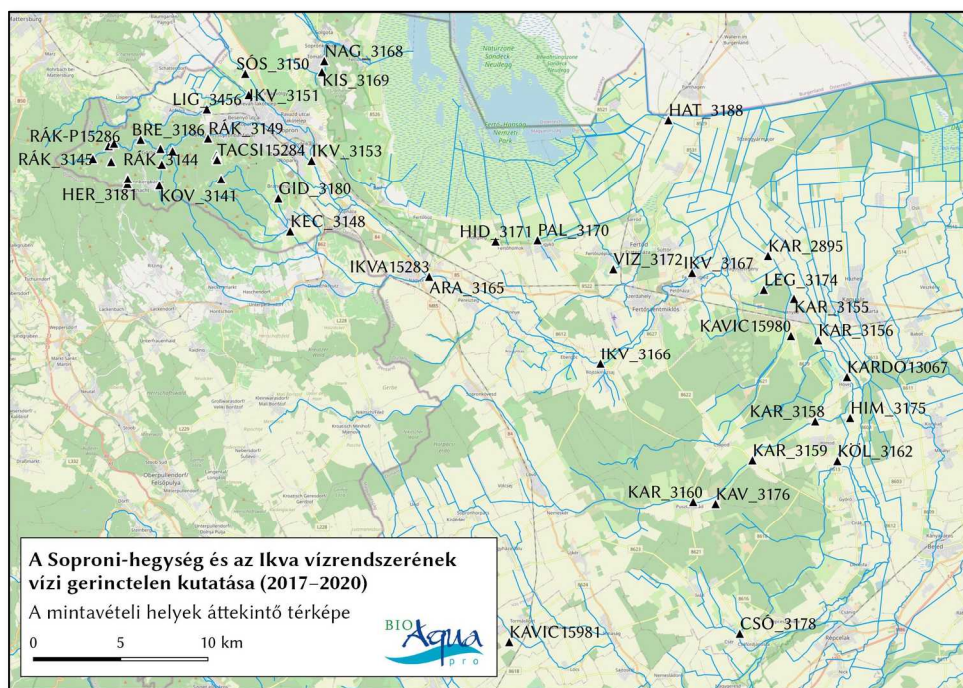
1. táblázat: A mintavételi helyek azonosító adatai

Table 1: Basic data of the sampling locations

Mintavételi hely kódja	EOV Y	EOV X	Víznév	Település	Mintavétel időpontja	Mintavétel típusa
IKV_3167	488935	253693	Ikva	Fertőendréd	2017.09.15	MZBF
KAR_3155	494712	252070	Kardos-ér	Vitnyéd	2017.09.15	MZBF
KAR_3159	492090	242886	Kardos-ér	Csapod	2017.09.15	MZBF
KAV_3176	489918	240447	kavicsbánya	Pusztacsalád	2017.09.15	MZBF
KÖL_3162	496949	242715	Köles-ér	Himod	2017.09.15	MZBF
BRE_3186	457714	262232	Brennbergi-tározó	Ágfalva	2017.09.16	MZBF

Mintavételi hely kódja	EOV Y	EOV X	Víznév	Település	Mintavétel időpontja	Mintavétel típusa
HER_3182	456907	260008	Hermesi-tó	Sopron	2017.09.16	MZBF
IKV_3151	463953	264566	Ikva	Sopron	2017.09.16	MZBF
KEC_3146	462228	259818	Kecske-patak	Sopron	2017.09.16	MZBF
KOV_3141	458696	259581	Kovács-patak	Sopron	2017.09.16	MZBF
KÖV_3142	459512	261517	Köves-árok	Sopron	2017.09.16	MZBF
RÁK_3145	454954	261236	Rák-patak	Ágfalva	2017.09.16	MZBF
RÁK-P15286	455882	261934	Rák-patak	Ágfalva	2017.09.16	MZBF
SZA_3185	462025	261025	Szalamandra-tó	Sopron	2017.09.16	MZBF
TACSI15284	462033	260948	Tacsi-árok	Sopron	2017.09.16	MZBF
VADKA15285	455993	261030	Vadkan-árok	Sopron	2017.09.16	MZBF
ARA_3165	473928	253890	Arany-patak	Nagyecenk	2017.09.17	MZBF
HID_3171	477773	255794	Hidegségi-tőzgebányató	Hidegség	2017.09.17	MZBF
IKVA15283	473923	253910	Ikva	Nagyecenk	2017.09.17	MZBF
KARDO13067	497623	247493	Kardos-ér	Hövej	2017.09.17	MZBF
KAR_3160	488641	240601	Kardos-ér	Pusztacsalád	2018.04.06	MZBS
IKV_3166	483561	248645	Ikva	Röjtökmuzsaj	2018.04.16	MZBS
KAR_2895	493284	254547	Kardos-ér	Agyagosszergény	2018.04.16	MZBS
KAR_3156	496032	249687	Kardos-ér	Vitnyéd	2018.04.16	MZBS
IKV_3153	467415	260729	Ikva	Sopron	2018.04.17	MZBS
KOV_3140	458875	260777	Kovács-patak	Sopron	2018.04.17	MZBS
RÁK_3143	456192	262068	Rák-patak	Sopron	2018.04.17	MZBS
SZA_3184	462006	261200	Szalamandra-tó	Sopron	2018.04.17	MZBS
KEC_3148	466071	256720	Kecske-patak	Harka	2018.04.18	MZBS
RÁK_3149	461557	262184	Rák-patak	Sopron	2018.04.18	MZBS
CSÉ_3178	491102	232995	Cséri-majori-tavak	Csér	2019.04.23	MZBF
HAT_3188	487826	262430	Határaróki-tó	Sarród	2019.04.23	MZBF
HIM_3175	497742	245155	Himodi-tó	Himod	2019.04.23	MZBF
KAR_3158	495740	245016	Kardos-ér	Himod	2019.04.23	MZBF
LEG_3174	493005	252625	Legelőre-dűlői-tó	Agyagosszergény	2019.04.23	MZBF
VIZ_3172	484447	254028	Vizálló-dűlői-tó	Fertőszéplak	2019.04.23	MZBF
GID_3180	465455	258610	Gida-patak-völgyi-víztározó	Sopron	2019.04.24	MZBF
HER_3181	456878	259712	Hermesi-felső-tó	Sopron	2019.04.24	MZBF

Mintavételi hely kódja	EOV Y	EOV X	Víznév	Település	Mintavétel időpontja	Minta-vétel típusa
KIS_3169	468165	265729	Kis-Tómalom	Sopron	2019.04.24	MZBF
LIG_3456	461498	263814	Liget-patak	Sopron	2019.04.24	MZBF
NAG_3168	468318	266345	Nagy-Tómalom	Sopron	2019.04.24	MZBF
PAL_3170	480170	255797	Nagy-réti-mocsár	Hegykő	2019.04.24	MZBF
RÁK_3144	458827	261679	Rák-patak	Sopron	2019.04.24	MZBF
SÓS_3150	463794	265769	Sós-patak	Sopron	2019.04.24	MZBF
KAVIC15981	477882	232891	kavicsbányató	Csepreg	2019.04.25	MZBF
KAVIC15980	494484	249970	kavicsbányató	Vitnyéd	2019.04.26	MZBF



1. ábra: A mintavételi helyek áttekintő térképe
Fig. 1: Overview map of sampling locations

A 2018. évben a makroszkopikus vízi gerinctelenek (MZB) mintavétele a KvVM Természetvédelmi Hivatala által jóváhagyott NBmR (Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer) makroszkopikus vízi gerinctelenekre kidolgozott protokoll szerint történt (mennyiségi típusú mintavétel – MZBS).

A mintavétel a több európai uniós tagország részvételével zajlott STAR-projekt kapcsán kifejlesztett ún. AQEM-módszeren alapul, annak egy hazai viszonyokra átdolgozott változata. Ennek megfelelően ez egy „kick and sweep” technikán alapuló, multihabitat-típusú, az egyes habitattípusok mennyiségi eloszlási viszonyait arányaiban figyelembe vevő mintavételi eljárás. A protokollban leírt módon vett minták alkalmasak a VKI által támasztott elvárások teljesítésére is. A használt mintavételi eszköz egy 950 µm lyukátmérőjű hálózóvettel ellátott kotróháló, melynek kerete 25×25 cm-es (standard pond net). A mintavétel során mintavételi helyenként három-három egymástól függetlennek tekinthető minta vételére került sor, amelyek egyenként öt-öt replikátumot (egy replikátum = 25×25 cm-es terület kigyűjtése) foglaltak magukban. Ennek megfelelően egy mintavételi helyen összesen 15 replikátum került átvizsgálásra, amely 0,9375 m² területet fedett le mintázott szakaszonként. Az NBmR protokollja szerint az egyes replikátumokat az egyes habitattípusok között, azok százalékos borításának aránya szerint kell megosztani.

A 2017. és 2019. évben, a vízi makroszkopikus gerinctelenek vizsgálatára faunisztikai típusú, egyelűes gyűjtést alkalmaztuk (MZBF). A gyűjtéshez ún. kézi egyelűhálót (0,25×0,25 m keret, 950 µm-es lyukbőségű háló, 1,5 m hosszú nyél) használtunk. Jelentős áramlási sebesség esetén az ún. „kick and sweep” technikát alkalmaztuk, melynek során az áramlásnak háttal állva, lábbal megbolygattuk az aljzatot, miközben az áramlás által elsodort állatokat a kézi hálóval fogtuk fel. Számottevő áramlás híján a kézi hálóval meghúztuk az üledék felső 3-4 cm vastag rétegét. A hínár- és mocsári növényzet állományait, a szárazföldi növények vízbe lógó részeit (levelek, gyökerek), illetve a még struktúráját tartó, de elhalt növényi törmelékét is megbolygattuk a hálóval, és átvizsgáltuk a hálóba került állatokat. A gyűjtést minden esetben kiegészítettük az ún. kézi egyelű módszerével is, ez a növények szárain vagy a vízben lévő köveken, nagyobb fadarabokon megtapadó/megkapaszkodó állatok esetében ad jó eredményt.

A terepen biztosan azonosítható fajok egyedeit meghatározás – és szükség esetén fényképes dokumentálás – után szabadon engedték, a gyűjtési adatokat diktafonon rögzítettük. A terepen nem azonosítható egyedeket begyűjtöttük, a minták tartósítása 70%-os alkohollal történt.

A gyűjtött anyag határozását laboratóriumi körülmények között, sztereomikroszkóp (Leica M80, Nikon SMZ1000) segítségével végeztük, specialisták bevonásával. A határozás faji szintig történt, ahol erre nem volt lehetőség (pl. a begyűjtött egyed fejlettségi állapota miatt), ott a legalacsonyabb biztosan meghatározható taxonómiai szintet – általában a nemet (genus) – rögzítettük. A meghatározás után a minták a BioAqua Pro Kft. magángyűjteményébe kerültek.

A vízcsigák (Gastropoda) és a kagylók (Bivalvia) csoportját RICHNOVSZKY & PINTÉR (1979) határozókulcsai segítségével azonosítottuk. A piócák (Hirudinea) identifikációja NESEMANN (1997), NEUBERT & NESEMANN (1999) munkáinak felhasználásával történt. A magasabbrendű rákok (Malacostraca) meghatározása során HOFFMANN (1963), VIGNEUX (1981) és EGGERS & MARTENS (2001) munkáinak leírásait használtuk. A kérészlárvák (Ephemeroptera) identifikációjára BAUERNFEIND (1994, 1995) kötetei bizonyultak megfelelőnek, míg az álkérészek (Plecoptera) azonosítása RAUSER (1980) és ZWICK (2004) határozóját követte. A szitakötőlárvák (Odonata) határozását AMBRUS *et al.* (2018), ASKEW (1988), DREYER (1986), illetve GERKEN & STEINBERG (1999) munkái és kulcsai alapján végeztük. A vízfelszíni és vízi poloskafajok (Heteroptera) imágó egyedeinek identifikálása SOÓS (1963), BENEDEK (1969), JANSSON (1986) és SAVAGE (1989) határozója és kulcsai alapján történt, a fajok neveit a jelenleg elfogadott és érvényes nevezéktan alapján, AUKEMA & RIEGER (1995) munkáját követve adtuk meg. A vízbogarak (Coleoptera) határozásához CSABAI (2000) és CSABAI *et al.* (2002) munkáit vettük alapul. A tegzesek (Trichoptera) azonosításához WARINGER & GRAF (1997) részletes munkája volt használható.

Eredmények

Az alábbiakban rendszertani egységek (család) szerint csoportosítva, fajonként adjuk közre a felmérés során keletkezett alapadatokat. Az egyes fajok előfordulási adatait tartalmazó bekezdések a faj tudományos nevével kezdődnek, utána gondolatjellel elválasztva az alapadatokat, a következő tagolásban: „víznév, földrajzi egység (településnév): dátum, gyűjtők monogramja, [egyedszám]”. Az egyes adatokat pontosvesszővel választjuk el. Az adatokban szereplő monogramok a következő személyeket jelentik: KB – Kiss Béla, LM – Ludányi Mercédesz, NH – Nagypál Hajnalka, OP – Olajos Péter.

Az adatközlés során csak a faj szintig azonosított egyedek adatait közöljük, a magasabb szinten (genus) meghatározott egyedek (pl. álkérészek egyes nemei, illetve néhány csoport fejletlen, nem vagy csak bizonytalanul azonosítható egyedei) adatait itt nem adjuk közre. A kérészek (Ephemeroptera), a szitakötők (Odonata), az álkérészek (Plecoptera) és a tegzesek (Trichoptera) adatai kizárólag lárvá állapotú egyedekre, a bogarak (Coleoptera) adatai viszont kizárólag imágó állapotú egyedekre vonatkoznak. A poloskák (Heteroptera) esetében a lárvák és imágók adatait el nem különítve közöljük.

HIRUDINEA – PIÓCÁK

Erpobdellidae

Erpobdella octoculata (LINNAEUS, 1758) – nyolcszemű nádaly – Ikva, belterület (Fertőendréd): 2017.09.15., KB–OP, [8]; Ikva, belterület (Nagyecenk): 2017.09.17., KB–OP, [2]; Ikva, belterület (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [3]; Ikva, Gyermeküdülő (Röjtökmuzsaj): 2018.04.16., LM, [11]; Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [184]; Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [1]; Kardos-ér, Irtás-birtok (Vitnyéd): 2017.09.15.,

KB-OP, [3]; Kardos-ér, Keleti-láz (Csapod): 2017.09.15., KB-OP, [9]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [24]; Kardos-ér (Pusztacsalád): 2018.04.06., LM, [92]; Köles-ér, Öreg-hely-rétek (Himod): 2017.09.15., KB-OP, [4]; Liget-patak, ágfalvai-úti híd (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [2]; Nagy-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [3]; Vizálló-dűlői-tó (Fertőszéplak): 2019.04.23., NH-OP, [3].

Erpobdella testacea (SAVIGNY, 1822) – Kis-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Legelőre-dűlői-tó (Agyagosszergény): 2019.04.23., NH-OP, [2]; Nagy-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].

Erpobdella vilnensis (LISKIEWICH, 1925) – Ikva, Gyermeküdülő (Röjtökmuzsaj): 2018.04.16., LM, [14]; Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [12]; Kardos-ér, Vitnyéd-úti-dűlő (Himod): 2019.04.23., NH-OP, [2]; Kardos-ér (Pusztacsalád): 2018.04.06., LM, [27]; Kecse-patak, Közös-földek (Harka): 2018.04.18., LM, [3]; Köles-ér, Öreg-hely-rétek (Himod): 2017.09.15., KB-OP, [1]; Sós-patak, Nyugatmajor (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].

Haemopidae

Haemopsis sanguisuga (LINNAEUS, 1758) – lópióca – Hermesi-felső-tó (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Kecse-patak, Közös-földek (Harka): 2018.04.18., LM, [1]; Nagy-réti-mocsár (Hegykő): 2019.04.24., NH-OP, [1].

Hirudinidae

Hirudo medicinalis LINNAEUS, 1758 – orvosi pióca – Kardos-ér, Keleti-láz (Csapod): 2017.09.15., KB-OP, [1].

Glossiphoniidae

Glossiphonia complanata (LINNAEUS, 1758) – széles csiganadály – Hermesi-felső-tó (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Hermesi-tó, Hermesi-telep (Sopron): 2017.09.16., KB-OP, [1]; Ikva, belterület (Fertőendréd): 2017.09.15., KB-OP, [6]; Ikva, belterület (Sopron): 2017.09.16., KB-OP, [5]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [1].

Glossiphonia concolor (APÁTHY, 1888) – Sós-patak, Nyugatmajor (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [2].

Hemiclepsis marginata (O. F. MÜLLER, 1774) – békapióca – Kardos-ér (Pusztacsalád): 2018.04.06., LM, [2].

Helobdella stagnalis (LINNAEUS, 1758) – fiahordó nadály – Hermesi-tó, Hermesi-telep (Sopron): 2017.09.16., KB-OP, [4]; Ikva, Gyermeküdülő (Röjtökmuzsaj): 2018.04.16., LM, [1]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [1].

Theromyzon tessulatum (O. F. MÜLLER, 1774) – Ikva, belterület (Sopron): 2017.09.16., KB-OP, [1].

Piscicolidae

Caspiobdella fadejewi (EPSTEIN, 1961) – Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [1].

Piscicola geometra (LINNAEUS, 1758) – közönséges halpióca – Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [2]; Nagy-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].

BIVALVIA – KAGYLÓK**Unionidae**

Anodonta cygnea (LINNAEUS, 1758) – európai tavikagyló – Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [3].

Sinanodonta woodiana (LEA, 1834) – kínai tavikagyló – Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [1]; Kardos-ér, Irtás-birtok (Vitnyéd): 2017.09.15., KB-OP, [1]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [2].

Unio crassus RETZIUS 1788 – tompa folyamkagyló – Kardos-ér, Irtás-birtok (Vitnyéd): 2017.09.15., KB-OP, [2]; Kardos-ér, közúti híd (Hövej): 2017.09.17., KB-OP, [1].

Unio tumidus RETZIUS 1788 – hegyes folyamkagyló – Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [1]; Kardos-ér, Irtás-birtok (Vitnyéd): 2017.09.15., KB-OP, [1]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [3]; Kardos-ér, közúti híd (Hövej): 2017.09.17., KB-OP, [1].

Corbiculidae

Corbicula fluminea (O. F. MÜLLER, 1774) – nagy kosárkagyló – Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [1]; Kardos-ér, közúti híd (Hövej): 2017.09.17., KB-OP, [4].

Dreissenidae

Dreissena polymorpha (PALLAS, 1771) – változékony vándorkagyló – Himodi-tó, Gazdák-legelője (Himod): 2019.04.23., NH-OP, [5]; Vizálló-dűlői-tó (Fertőszéplak): 2019.04.23., NH-OP, [3].

Sphaeriidae

Pisidium amnicum (O. F. MÜLLER, 1774) – nagy borsókagyló – Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [2].

Pisidium casertanum (POLI, 1791) – gyakori borsókagyló – Ikva, Gyermeködülő (Röjtökmuzsaj): 2018.04.16., LM, [3]; Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [1]; Kovács-patak, Havas-bérc (Sopron): 2018.04.17., LM, [2]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [3].

Pisidium henslowanum (SHEPPARD, 1823) – dudoros borsókagyló – Szalamandra-tó, Ház-hegyi-erdő (Sopron): 2018.04.17., LM, [1].

- Pisidium moitessierianum* PALADILHE, 1866 – búbredős borsóbagyló – Ikva, Gyermeküdülő (Röjtökmuzsaj): 2018.04.16., LM, [1].
- Pisidium subtruncatum* MALM, 1855 – csonka borsóbagyló – Kardos-ér (Pusztacsalád): 2018.04.06., LM, [41]; Kecse-patak, Közös-földek (Harka): 2018.04.18., LM, [18]; Nagy-réti-mocsár (Hegykő): 2019.04.24., NH-OP, [2].
- Sphaerium corneum* (LINNAEUS, 1758) – hasas gömbbagyló – Kis-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [7]; Vizálló-dűlői-tó (Fertőszéplak): 2019.04.23., NH-OP, [1].
- Sphaerium rivicola* (LAMARCK, 1818) – folyami gömbbagyló – Kardos-ér, Borsószereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [3]; Kardos-ér, közúti híd (Hövej): 2017.09.17., KB-OP, [4].

GASTROPODA – CSIGÁK

Bithyniidae

- Bithynia tentaculata* (LINNAEUS, 1758) – hosszúcsápú csőröscsiga – Hidegségtőzgebányató (Hidegség): 2017.09.17., KB-OP, [9]; Ikva, belterület (Fertőendréd): 2017.09.15., KB-OP, [23]; Kardos-ér, Borsószereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [23]; Kardos-ér, Irtás-birtok (Vitnyéd): 2017.09.15., KB-OP, [1]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [10]; Kardos-ér, közúti híd (Hövej): 2017.09.17., KB-OP, [1]; Kardos-ér, Vitnyéd-úti-dűlő (Himod): 2019.04.23., NH-OP, [14]; Kis-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [5]; Nagy-réti-mocsár (Hegykő): 2019.04.24., NH-OP, [4]; Sós-patak, Nyugatmajor (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [9].
- Bithynia troschelii* (PAASCH, 1842) – nagy csőröscsiga – Nagy-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [4].

Hydrobiidae

- Potamopyrgus antipodarum* (J. E. GRAY, 1843) – új-zélandi iszapcsiga – Ikva, belterület (Sopron): 2017.09.16., KB-OP, [2]; Ikva, Gyermeküdülő (Röjtökmuzsaj): 2018.04.16., LM, [91]; Rák-patak, Görbehalomtelep (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [3]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [24].

Viviparidae

- Viviparus contectus* (MILLET, 1813) – kurta fialócsiga – Kis-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [3]; Nagy-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].

Acroloxidae

- Acroloxus lacustris* (LINNAEUS, 1758) – mocsári pajzscsiga – Hermesi-tó, Hermesi-telep (Sopron): 2017.09.16., KB-OP, [2]; Kardos-ér, Borsószereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [2]; Kardos-ér, Irtás-birtok (Vitnyéd): 2017.09.15., KB-OP, [3]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [4]; Szalamandra-tó, Ház-hegyi-erdő (Sopron): 2018.04.17., LM, [16].

Lymnaeidae

Lymnaea stagnalis (LINNAEUS, 1758) – nagy mocsárcsiga – Gida-patak-völgyi víztározó, szennyvíztisztító telep (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [3]; Kardos-ér, Keleti-láz (Csapod): 2017.09.15., KB–OP, [1]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [1]; Nagy-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1]; Vizálló-dűlői-tó (Fertőszéplak): 2019.04.23., NH–OP, [1].

Radix auricularia (LINNAEUS, 1758) – fülformájú mocsárcsiga – kavicsbányató, Meggyespuszta (Csepeg): 2019.04.25., NH–OP, [1]; Szalamandra-tó (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [1]; Vizálló-dűlői-tó (Fertőszéplak): 2019.04.23., NH–OP, [1].

Radix balthica (LINNAEUS, 1758) – balti mocsárcsiga – Gida-patak-völgyi víztározó, szennyvíztisztító telep (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1]; Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [6]; kavicsbányató, Meggyespuszta (Csepeg): 2019.04.25., NH–OP, [1]; Kovács-patak, Havasbérc (Sopron): 2018.04.17., LM, [1].

Stagnicola corvus (GMELIN, 1791) – kormos mocsárcsiga – Kis-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [3]; Nagy-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1].

Stagnicola palustris (O. F. MÜLLER, 1774) – karcsú mocsárcsiga – Hidegségi-tőzegebányató (Hidegség): 2017.09.17., KB–OP, [1]; Nagy-réti-mocsár (Hegykő): 2019.04.24., NH–OP, [6].

Physidae

Physa fontinalis (LINNAEUS, 1758) – szárnyas hólyagcsiga – Hidegségi-tőzegebányató (Hidegség): 2017.09.17., KB–OP, [2].

Physella acuta (DRAPARNAUD, 1805) – tömzsi hólyagcsiga – Brennbergi-tározó, Rák-patak torkolata (Ágfalva): 2017.09.16., KB–OP, [3]; Gida-patak-völgyi víztározó, szennyvíztisztító telep (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [5]; Hidegségi-tőzegebányató (Hidegség): 2017.09.17., KB–OP, [3]; Himodi-tó, Gazdák-legelője (Himod): 2019.04.23., NH–OP, [3]; Ikva, belterület (Nagycenk): 2017.09.17., KB–OP, [3]; Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [3]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [44]; kavicsbányató, Meggyespuszta (Csepeg): 2019.04.25., NH–OP, [4]; Kis-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [2]; Legelőre-dűlői-tó (Agyagosszergény): 2019.04.23., NH–OP, [3]; Liget-patak, ágfalvai-úti híd (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1]; Szalamandra-tó, Ház-hegyi-erdő (Sopron): 2018.04.17., LM, [7]; Vizálló-dűlői-tó (Fertőszéplak): 2019.04.23., NH–OP, [11].

Planorbidae

Ferrissia clessiniana (JICKELI, 1882) – tompa sapkacsigácska – Szalamandra-tó, Ház-hegyi-erdő (Sopron): 2018.04.17., LM, [2].

- Anisus spirorbis* (LINNAEUS, 1758) – ajakos tányércsiga – Nagy-réti-mocsár (Hegykő): 2019.04.24., NH–OP, [1]; Sós-patak, Nyugatmajor (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [2].
- Anisus vortex* (LINNAEUS, 1758) – élesperemű tányércsiga – Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [1]; Szalamandra-tó (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [1].
- Gyraulus crista* (LINNAEUS, 1758) – bordás tányércsiga – Gida-patak-völgyi víztározó, szennyvíztisztító telep (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [2].
- Gyraulus laevis* (ALDER, 1838) – sima tányércsiga – Legelőre-dűlői-tó (Agyagosszergény): 2019.04.23., NH–OP, [5]; Vizálló-dűlői-tó (Fertőszéplak): 2019.04.23., NH–OP, [6].
- Planorbis planorbis* (LINNAEUS, 1758) – karimás tányércsiga – Hidegségi-tőzeglányató (Hidegség): 2017.09.17., KB–OP, [4]; Nagy-réti-mocsár (Hegykő): 2019.04.24., NH–OP, [6]; Nagy-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1].

MALACOSTRACA – MAGASABBRENDŰ RÁKOK

Gammaridae

- Gammarus fossarum* KOCH, 1835 – közönséges bolharák – Kecské-patak, Közösföldek (Harka): 2018.04.18., LM, [1]; Kecské-patak, Nagyfüzes (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [6]; Kovács-patak, Havas-bérc (Sopron): 2018.04.17., LM, [83]; Kovács-patak, Jóremény (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [21]; Köves-árok, Ultra (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [2]; Rák-patak, Görbehalomtelep (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [4]; Rák-patak, Ház-oldal (Sopron): 2018.04.17., LM, [176]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [124]; Rák-patak, Vadász-tanya (Ágfalva): 2017.09.16., KB–OP, [3]; Rák-patak (Ágfalva): 2017.09.16., KB–OP, [15]; Szalamandra-tó, Ház-hegyi-erdő (Sopron): 2018.04.17., LM, [3]; Tacsai-árok (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [7]; Vadkan-árok, Farkas-árok torkolata (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [4].
- Gammarus roeselii* GERVAIS, 1835 – tüskés bolharák – Arany-patak, Vizálló-rét (Nagycentk): 2017.09.17., KB–OP, [20]; Brennerbergi-tározó, Rák-patak torkolata (Ágfalva): 2017.09.16., KB–OP, [4]; Hermesi-felső-tó (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [5]; Hermesi-tó, Hermesi-telep (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [10]; Hidegségi-tőzeglányató (Hidegség): 2017.09.17., KB–OP, [6]; Ikva, belterület (Fertőendréd): 2017.09.15., KB–OP, [13]; Ikva, belterület (Nagycentk): 2017.09.17., KB–OP, [4]; Ikva, belterület (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [24]; Ikva, Gyermeküdülő (Röjtökmuzsaj): 2018.04.16., LM, [99]; Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [105]; Kardos-ér, Borsószereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [73]; Kardos-ér, Irtás-birtok (Vitnyéd): 2017.09.15., KB–OP, [26]; Kardos-ér, Keleti-láz (Csapod): 2017.09.15., KB–OP, [21]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [43]; Kardos-ér, közúti híd (Hövej): 2017.09.17., KB–OP, [7]; Kardos-ér, Vitnyéd-úti-dűlő (Himod): 2019.04.23., NH–OP, [6]; Kardos-ér

(Pusztacsalád): 2018.04.06., LM, [125]; Kecse-patak, Közös-földek (Harka): 2018.04.18., LM, [64]; Kis-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Köles-ér, Öreg-hely-rétek (Himod): 2017.09.15., KB-OP, [26]; Liget-patak, ágfalvai-úti híd (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [6]; Rák-patak, Görbehalomtelep (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [5]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [103].

Synurella ambulans (F. MÜLLER, 1846) – hókás bolharák – Kardos-ér (Pusztacsalád): 2018.04.06., LM, [1]; Kis-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Legelőre-dűlői-tó (Agyagosszergény): 2019.04.23., NH-OP, [2]; Nagy-réti-mocsár (Hegykő): 2019.04.24., NH-OP, [4].

Asellidae

Asellus aquaticus (LINNAEUS, 1758) – közönséges víziászka – Gida-patak-völgyi víztározó, szennyvíztisztító telep (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Határaroki-tó, Ürményi-dűlő (Sarród): 2019.04.23., NH-OP, [1]; Hidegségitőzgebányató (Hidegség): 2017.09.17., KB-OP, [7]; Ikva, belterület (Nagycenk): 2017.09.17., KB-OP, [3]; Ikva, Gyermeküdülő (Röjtökmuzsaj): 2018.04.16., LM, [6]; Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [16]; Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [7]; Kardos-ér, Vitnyéd-úti-dűlő (Himod): 2019.04.23., NH-OP, [6]; Kardos-ér (Pusztacsalád): 2018.04.06., LM, [72]; Kecse-patak, Közös-földek (Harka): 2018.04.18., LM, [7]; Kis-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [2]; Köles-ér, Öreg-hely-rétek (Himod): 2017.09.15., KB-OP, [2]; Legelőre-dűlői-tó (Agyagosszergény): 2019.04.23., NH-OP, [5]; Liget-patak, ágfalvai-úti híd (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Nagy-réti-mocsár (Hegykő): 2019.04.24., NH-OP, [10]; Nagy-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [4]; Sós-patak, Nyugatmajor (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [4]; Szalamandra-tó, Ház-hegyi-erdő (Sopron): 2018.04.17., LM, [26].

Mysidae

Limnomysis benedeni CZERNIAVSKY, 1882 – pontusi tanúrák – Nagy-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].

Astacidae

Astacus astacus (LINNAEUS, 1758) – folyami rák – Brennbergi-tározó, Rák-patak torkolata (Ágfalva): 2017.09.16., KB-OP, [1]; Rák-patak, Görbehalomtelep (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Rák-patak, Vadász-tanya (Ágfalva): 2017.09.16., KB-OP, [1]; Rák-patak (Ágfalva): 2017.09.16., KB-OP, [2].

EPHEMEROPTERA – KÉRÉSZEK

Baetidae

Baetis buceratus EATON, 1870 – Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [65]; Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [8]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [9].

Baetis muticus (LINNAEUS, 1758) – Kovács-patak, Havas-bérc (Sopron): 2018.04.17., LM, [2]; Rák-patak, Görbehalomtelep (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [3]; Rák-patak, Ház-oldal (Sopron): 2018.04.17., LM, [55]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [78].

Baetis pentaplebodes UJHELYI, 1966 – Ikva, Gyermeküdülő (Röjtökmuzsaj): 2018.04.16., LM, [15]; Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [216]; Kardos-ér, Irtás-birtok (Vitnyéd): 2017.09.15., KB–OP, [1]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [20]; Kardos-ér, Vitnyéd-úti-dűlő (Himod): 2019.04.23., NH–OP, [21]; Kardos-ér (Pusztacsalád): 2018.04.06., LM, [38]; Köles-ér, Öreg-hely-rétek (Himod): 2017.09.15., KB–OP, [1]; Liget-patak, ágfalvai-úti híd (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [10].

Baetis rhodani (PICTET, 1843) – tavaszi kérész – Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [5]; Kovács-patak, Havas-bérc (Sopron): 2018.04.17., LM, [10]; Rák-patak, Görbehalomtelep (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [10]; Rák-patak, Ház-oldal (Sopron): 2018.04.17., LM, [114]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [213].

Baetis vernus CURTIS, 1834 – Kardos-ér, Vitnyéd-úti-dűlő (Himod): 2019.04.23., NH–OP, [1]; Liget-patak, ágfalvai-úti híd (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1]; Rák-patak, Vadász-tanya (Ágfalva): 2017.09.16., KB–OP, [1].

Centroptilum luteolum (O. F. MÜLLER, 1776) – kardszárnyú kérész – Kovács-patak, Havas-bérc (Sopron): 2018.04.17., LM, [1]; Rák-patak, Ház-oldal (Sopron): 2018.04.17., LM, [48].

Cloeon dipterum (LINNAEUS, 1761) – eleven szülő kérész – Cséri-majori-tavak (Csér): 2019.04.23., NH–OP, [3]; Gida-patak-völgyi víztározó, szennyvíztisztító telep (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [15]; Hermesi-felső-tó (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [12]; Kardos-ér (Pusztacsalád): 2018.04.06., LM, [3]; Legelőre-dűlői-tó (Agyagosszergény): 2019.04.23., NH–OP, [3]; Nagy-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1]; Sós-patak, Nyugatmajor (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [3]; Szalamandra-tó (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [1]; Vizálló-dűlői-tó (Fertőszéplak): 2019.04.23., NH–OP, [2].

Caenidae

Caenis horaria (LINNAEUS, 1758) – törpe kérész – Szalamandra-tó, Ház-hegyi-erdő (Sopron): 2018.04.17., LM, [21].

Caenis luctuosa (BURMEISTER, 1839) – Határároki-tó, Ürményi-dűlő (Sarród): 2019.04.23., NH–OP, [4]; Kardos-ér, Vitnyéd-úti-dűlő (Himod): 2019.04.23., NH–OP, [1]; kavicsbányató, Meggyespuszta (Csepreg): 2019.04.25., NH–OP, [1]; kavicsbányató, Paskomok (Vitnyéd): 2019.04.26., NH–OP, [2].

Caenis robusta EATON, 1884 – kavicsbányató, Meggyespuszta (Csepreg): 2019.04.25., NH–OP, [11].

Ephemeridae

Ephemera danica O. F. MÜLLER, 1764 – dán kérész – Kovács-patak, Jóremény (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [4]; Liget-patak, ágfalvai-úti híd (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1]; Rák-patak, Görbehalomtelep (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [8]; Rák-patak, Ház-oldal (Sopron): 2018.04.17., LM, [135]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [114]; Rák-patak, Vadász-tanya (Ágfalva): 2017.09.16., KB–OP, [11]; Rák-patak (Ágfalva): 2017.09.16., KB–OP, [11]; Tacsai-árok (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [2].

Ephemera lineata EATON, 1870 – Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [11]; Kardos-ér, Irtás-birtok (Vitnyéd): 2017.09.15., KB–OP, [7]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [56].

Ephemera vulgata LINNAEUS, 1758 – közönséges tarkakérész – Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [2]; kavicsbányató, Paskomok (Vitnyéd): 2019.04.26., NH–OP, [1].

Heptageniidae

Ecdyonurus starmachi SOWA, 1971 – Rák-patak, Görbehalomtelep (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [2].

Ecdyonurus subalpinus KLAPÁLEK, 1905 – Rák-patak, Görbehalomtelep (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [9].

Electrogena ujhelyii (SOWA, 1981) – Kecske-patak, Közös-földek (Harka): 2018.04.18., LM, [1]; Kecske-patak, Nagyfüzes (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [3]; Kovács-patak, Havas-bérc (Sopron): 2018.04.17., LM, [53]; Rák-patak, Görbehalomtelep (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [3]; Rák-patak, Ház-oldal (Sopron): 2018.04.17., LM, [22]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [17]; Rák-patak, Vadász-tanya (Ágfalva): 2017.09.16., KB–OP, [1]; Vadkan-árok, Farkas-árok torkolata (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [6].

Heptagenia flava ROSTOCK, 1877 – sárga kérész – Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [10]; Kardos-ér, Irtás-birtok (Vitnyéd): 2017.09.15., KB–OP, [3]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [1]; Kardos-ér, közúti híd (Hövej): 2017.09.17., KB–OP, [2].

Heptagenia longicauda (STEPHENS, 1836) – Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [2].

Leptophlebiidae

Habroleptoides confusa SARTORI & JACOB, 1986 – Rák-patak, Ház-oldal (Sopron): 2018.04.17., LM, [1].

Habrophlebia fusca (CURTIS, 1834) – Kecske-patak, Közös-földek (Harka): 2018.04.18., LM, [67]; Liget-patak, ágfalvai-úti híd (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [4].

Habrophlebia lauta EATON, 1884 – Kecske-patak, Közös-földek (Harka): 2018.04.18., LM, [7]; Kovács-patak, Havas-bérc (Sopron): 2018.04.17., LM,

[1]; Rák-patak, Ház-oldal (Sopron): 2018.04.17., LM, [16]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [7]; Szalamandra-tó, Ház-hegyi-erdő (Sopron): 2018.04.17., LM, [1].

Paraleptophlebia submarginata (STEPHENS, 1835) – vékonyerű kérész – Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [12]; Kovács-patak, Havas-bérc (Sopron): 2018.04.17., LM, [1]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [13].

Potamanthidae

Potamanthus luteus (LINNAEUS, 1767) – folyamvirág – Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [7]; Kardos-ér, Irtás-birtok (Vitnyéd): 2017.09.15., KB-OP, [1]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [23]; Rák-patak, Ház-oldal (Sopron): 2018.04.17., LM, [7].

Siphonuridae

Siphonurus aestivalis (EATON, 1903) – Kecse-patak, Közös-földek (Harka): 2018.04.18., LM, [1]; Rák-patak, Ház-oldal (Sopron): 2018.04.17., LM, [1].

ODONATA – SZITAKÖTŐK

Calopterygidae

Calopteryx splendens (HARRIS, 1782) – sávós szitakötő – Arany-patak, Vízálló-rét (Nagyecenk): 2017.09.17., KB-OP, [1]; Ikva, belterület (Fertőendréd): 2017.09.15., KB-OP, [5]; Ikva, belterület (Nagyecenk): 2017.09.17., KB-OP, [2]; Ikva, belterület (Sopron): 2017.09.16., KB-OP, [1]; Ikva, Gyermeküdülő (Röjtökmuzsaj): 2018.04.16., LM, [12]; Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [10]; Kardos-ér, Irtás-birtok (Vitnyéd): 2017.09.15., KB-OP, [14]; Kardos-ér, Keleti-láz (Csapod): 2017.09.15., KB-OP, [2]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [73]; Kardos-ér, közúti híd (Hövej): 2017.09.17., KB-OP, [1]; Kardos-ér, Vitnyéd-úti-dűlő (Himod): 2019.04.23., NH-OP, [4]; Kardos-ér (Pusztacsalád): 2018.04.06., LM, [4]; Liget-patak, ágfalvai-úti híd (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [2].

Calopteryx virgo (LINNAEUS, 1758) – kisasszony-szitakötő – Ikva, belterület (Sopron): 2017.09.16., KB-OP, [2]; Kardos-ér (Pusztacsalád): 2018.04.06., LM, [3]; Rák-patak, Görbehalomtelep (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [3]; Rák-patak (Ágfalva): 2017.09.16., KB-OP, [1].

Coenagrionidae

Coenagrion ornatum (SÉLYS-LONGCHAMPS, 1850) – díszes légivadász – Ikva, belterület (Fertőendréd): 2017.09.15., KB-OP, [13]; Ikva, belterület (Nagyecenk): 2017.09.17., KB-OP, [4]; Ikva, Gyermeküdülő (Röjtökmuzsaj): 2018.04.16., LM, [6]; Kardos-ér, Keleti-láz (Csapod): 2017.09.15., KB-OP, [1]; Kardos-ér, Vitnyéd-úti-dűlő (Himod): 2019.04.23., NH-OP, [3]; Kardos-ér (Pusztacsalád): 2018.04.06., LM, [1]; Liget-patak, ágfalvai-úti híd (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].

Coenagrion puella (LINNAEUS, 1758) – azúrkék légivadász – Hermesi-felső-tó (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1]; Hermesi-tó, Hermesi-telep (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [8]; Kis-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [3]; Legelőre-dűlői-tó (Agyagosszergény): 2019.04.23., NH–OP, [3]; Nagy-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1]; Szalamandra-tó (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [9]; Vizálló-dűlői-tó (Fertőszéplak): 2019.04.23., NH–OP, [2].

Coenagrion pulchellum (VAN DER LINDEN, 1825) – karcsú légivadász – Cséri-majori-tavak (Csér): 2019.04.23., NH–OP, [2]; Kis-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1]; Vizálló-dűlői-tó (Fertőszéplak): 2019.04.23., NH–OP, [5].

Erythromma najas (HANSEMANN, 1823) – nagy pirosszemű-légivadász – Vizálló-dűlői-tó (Fertőszéplak): 2019.04.23., NH–OP, [1].

Pyrrhosoma nymphula (SULZER, 1776) – vörös légivadász – Hermesi-felső-tó (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [2]; Hermesi-tó, Hermesi-telep (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [1].

Ischnura elegans (VAN DER LINDEN, 1820) – kéköves légivadász – Brennbergi-tározó, Rák-patak torkolata (Ágfalva): 2017.09.16., KB–OP, [3]; Cséri-majori-tavak (Csér): 2019.04.23., NH–OP, [5]; Gida-patak-völgyi víztározó, szennyvíztisztító telep (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [17]; Határaroki-tó, Ürményi-dűlő (Sarród): 2019.04.23., NH–OP, [10]; Hermesi-felső-tó (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1]; Hidegségi-tőzégbányató (Hidegség): 2017.09.17., KB–OP, [8]; Himodi-tó, Gazdák-legelője (Himod): 2019.04.23., NH–OP, [1]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [2]; kavicsbánya, Alsó-Gyórói-úti-dűlő (Pusztacsalád): 2017.09.15., KB–OP, [2]; kavicsbányató, Meggyespuszta (Cseprek): 2019.04.25., NH–OP, [13]; kavicsbányató, Paskomok (Vitnyéd): 2019.04.26., NH–OP, [6]; Kis-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1]; Nagy-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [15]; Sós-patak, Nyugatmajor (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1]; Vizálló-dűlői-tó (Fertőszéplak): 2019.04.23., NH–OP, [9].

Platycnemididae

Platycnemis pennipes (PALLAS, 1776) – széleslábú szitakötő – Brennbergi-tározó, Rák-patak torkolata (Ágfalva): 2017.09.16., KB–OP, [15]; Cséri-majori-tavak (Csér): 2019.04.23., NH–OP, [2]; Gida-patak-völgyi víztározó, szennyvíztisztító telep (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1]; Határaroki-tó, Ürményi-dűlő (Sarród): 2019.04.23., NH–OP, [3]; Hermesi-tó, Hermesi-telep (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [4]; Himodi-tó, Gazdák-legelője (Himod): 2019.04.23., NH–OP, [4]; Ikva, belterület (Nagyecenk): 2017.09.17., KB–OP, [2]; Ikva, belterület (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [6]; Ikva, Gyermekekuduló (Röjtökmuzsaj): 2018.04.16., LM, [8]; Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [3]; Kardos-ér, Irtás-birtok (Vitnyéd): 2017.09.15., KB–OP, [4]; Kardos-ér, Keleti-láz (Csapod): 2017.09.15., KB–OP, [3]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [59]; Kardos-ér, közúti híd (Hövej): 2017.09.17., KB–OP, [3]; kavicsbánya, Alsó-Gyórói-úti-dűlő

(Pusztacsalád): 2017.09.15., KB–OP, [3]; kavicsbányató, Paskomok (Vitnyéd): 2019.04.26., NH–OP, [1]; Liget-patak, ágfalvai-úti híd (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [2]; Nagy-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [7]; Szalamandra-tó, Ház-hegyi-erdő (Sopron): 2018.04.17., LM, [20]; Szalamandra-tó (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [4].

Aeshnidae

Aeshna affinis VAN DER LINDEN, 1820 – nyári karcsúacsa – Sós-patak, Nyugatmajor (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [2].

Aeshna cyanea (O. F. MÜLLER, 1764) – sebes karcsúacsa – Hermesi-felső-tó (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [3]; Szalamandra-tó (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [1].

Aeshna isocles (O. F. MÜLLER, 1767) – zöldszemű karcsúacsa – Hidegségi-tőzgebányató (Hidegség): 2017.09.17., KB–OP, [2]; kavicsbányató, Meggyespuszta (Csepreg): 2019.04.25., NH–OP, [1]; Kis-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [3]; Legelőre-dűlői-tó (Agyagosszergény): 2019.04.23., NH–OP, [1]; Nagy-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [2].

Anax imperator LEACH, 1815 – zöld óriásacsa – Brennbergi-tározó, Rák-patak torkolata (Ágfalva): 2017.09.16., KB–OP, [1]; Cséri-majori-tavak (Csér): 2019.04.23., NH–OP, [2]; kavicsbányató, Meggyespuszta (Csepreg): 2019.04.25., NH–OP, [2]; Kis-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1]; Vizálló-dűlői-tó (Fertőszéplak): 2019.04.23., NH–OP, [1].

Anax parthenope (SÉLYS-LONGCHAMMPS, 1839) – barna óriásacsa – Szalamandra-tó (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [1].

Brachytron pratense (O. F. MÜLLER, 1764) – szőrös karcsúacsa – Legelőre-dűlői-tó (Agyagosszergény): 2019.04.23., NH–OP, [1]; Nagy-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1].

Cordulegastridae

Cordulegaster heros THEISCHINGER, 1979 – balkáni hegyiszitakötő – Hermesi-felső-tó (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1]; Kovács-patak, Havas-bérc (Sopron): 2018.04.17., LM, [4]; Kovács-patak, Jóremény (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [8]; Rák-patak, Görbehalomtelep (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [4]; Rák-patak, Ház-oldal (Sopron): 2018.04.17., LM, [4]; Rák-patak, Ózonkemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [5]; Vadkan-árok, Farkas-árok torkolata (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [1].

Gomphidae

Gomphus vulgatissimus (LINNAEUS, 1758) – feketelábú folyami-szitakötő – Himodi-tó, Gazdák-legelője (Himod): 2019.04.23., NH–OP, [4]; Ikva, belterület (Fertőendréd): 2017.09.15., KB–OP, [1]; Ikva, belterület (Nagyecenk): 2017.09.17., KB–OP, [1]; Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [3]; Kardos-ér, Irtás-birtok (Vitnyéd): 2017.09.15., KB–OP, [2]; Kardos-ér, Keleti-láz (Csapod): 2017.09.15., KB–OP, [2]; Kardos-ér, Kis-

csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [8]; Kardos-ér, közúti híd (Hövej): 2017.09.17., KB-OP, [1]; Kardos-ér, Vitnyéd-úti-dűlő (Himod): 2019.04.23., NH-OP, [1].

Ophiogomphus cecilia (FOURCROY, 1758) – zöld folyami-szitakötő – Ikva, belterület (Fertőendréd): 2017.09.15., KB-OP, [1].

Corduliidae

Cordulia aenea (LINNAEUS, 1758) – bronzos smaragdszitakötő – Nagy-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Vizálló-dűlői-tó (Fertőszéplak): 2019.04.23., NH-OP, [6].

Libellulidae

Libellula depressa LINNAEUS, 1758 – széles laposacsa – Gida-patak-völgyi víztározó, szennyvíztisztító telep (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Hermesi-felső-tó (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [4]; Szalamandra-tó (Sopron): 2017.09.16., KB-OP, [2].

Libellula fulva O. F. MÜLLER, 1764 – kiszírt laposacsa – kavicsbányató, Meggyespuszta (Csepreg): 2019.04.25., NH-OP, [2]; Kis-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [2]; Nagy-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [2].

Orthetrum albistylum (SÉLYS-LONGCHAMPS, 1848) – fehér farkú pásztor-szitakötő – Határároki-tó, Ürményi-dűlő (Sarród): 2019.04.23., NH-OP, [2]; kavicsbányató, Meggyespuszta (Csepreg): 2019.04.25., NH-OP, [5]; kavicsbányató, Paskomok (Vitnyéd): 2019.04.26., NH-OP, [6].

Orthetrum brunneum (FONSCOLOMBE, 1837) – pataki pásztor-szitakötő – Ikva, belterület (Nagycentk): 2017.09.17., KB-OP, [2]; Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [5]; Kardos-ér, Vitnyéd-úti-dűlő (Himod): 2019.04.23., NH-OP, [3]; Liget-patak, ágfalvai-úti híd (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].

Orthetrum cancellatum (LINNAEUS, 1758) – feketefarkú pásztor-szitakötő – Gida-patak-völgyi víztározó, szennyvíztisztító telep (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [4]; Határároki-tó, Ürményi-dűlő (Sarród): 2019.04.23., NH-OP, [6]; Himodi-tó, Gazdák-legelője (Himod): 2019.04.23., NH-OP, [4]; Ikva, belterület (Fertőendréd): 2017.09.15., KB-OP, [2]; kavicsbányató, Meggyespuszta (Csepreg): 2019.04.25., NH-OP, [2]; kavicsbányató, Paskomok (Vitnyéd): 2019.04.26., NH-OP, [3]; Vizálló-dűlői-tó (Fertőszéplak): 2019.04.23., NH-OP, [1].

Orthetrum coerulescens (FABRICIUS, 1798) – karcsú pásztor-szitakötő – Hidegségitőzgebányató (Hidegség): 2017.09.17., KB-OP, [2]; Himodi-tó, Gazdák-legelője (Himod): 2019.04.23., NH-OP, [1]; Kardos-ér, Keleti-láz (Csapod): 2017.09.15., KB-OP, [1]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [1]; Kovács-patak, Havas-bérc (Sopron): 2018.04.17., LM, [1]; Liget-patak, ágfalvai-úti híd (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].

Crocothemis erythraea (BRULLÉ, 1832) – skarlát szitakötő – kavicsbányató, Meggyespuszta (Csepreg): 2019.04.25., NH-OP, [2].

PLECOPTERA – ÁLKÉRÉSZEK**Taeniopterygidae**

Brachyptera risi (MORTON, 1896) – Rák-patak, Ház-oldal (Sopron): 2018.04.17., LM, [2]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [4].

Nemouridae

Nemoura cinerea (RETZIUS, 1783) – közönséges álkérész – Kardos-ér, Vitnyéd-úti-dűlő (Himod): 2019.04.23., NH-OP, [11].

Perlidae

Perla burmeisteriana CLAASSEN, 1936 – Burmeister-álkérész – Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [10].

TRICHOPTERA – TEGZESEK**Brachycentridae**

Brachycentrus subnubilus CURTIS, 1834 – Kardos-ér, Irtás-birtok (Vitnyéd): 2017.09.15., KB-OP, [1].

Goeridae

Goera pilosa (FABRICIUS, 1775) – Ikva, Gyermeküdülő (Röjtökmuzsaj): 2018.04.16., LM, [6]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [1].

Lithax obscurus (HAGEN, 1859) – Kecske-patak, Közös-földek (Harka): 2018.04.18., LM, [4]; Kovács-patak, Havas-bérc (Sopron): 2018.04.17., LM, [1]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [2].

Silo pallipes (FABRICIUS, 1781) – Kovács-patak, Havas-bérc (Sopron): 2018.04.17., LM, [3].

Hydropsychidae

Hydropsyche angustipennis (CURTIS, 1834) – Ikva, belterület (Fertőendréd): 2017.09.15., KB-OP, [4]; Rák-patak, Görbehalomtelep (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [9].

Hydropsyche bulbifera McLachlan, 1878 – Ikva, Gyermeküdülő (Röjtökmuzsaj): 2018.04.16., LM, [13].

Hydropsyche contubernalis MCLACHLAN, 1865 – Ikva, Gyermeküdülő (Röjtökmuzsaj): 2018.04.16., LM, [1]; Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [3]; Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [10]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [2].

Hydropsyche modesta NAVÁS, 1925 – Ikva, Gyermeküdülő (Röjtökmuzsaj): 2018.04.16., LM, [10]; Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [17]; Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [23]; Kardos-ér,

Irtás-birtok (Vitnyéd): 2017.09.15., KB–OP, [1]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [17].

Hydropsyche pellucidula (CURTIS, 1834) – Ikva, Gyermeküdülő (Röjtökmuzsaj): 2018.04.16., LM, [9]; Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [8]; Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [12]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [5]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [1].

Hydropsyche saxonica MCLACHLAN, 1884 – Rák-patak, Vadász-tanya (Ágfalva): 2017.09.16., KB–OP, [5]; Rák-patak (Ágfalva): 2017.09.16., KB–OP, [2].

Leptoceridae

Athripsodes albifrons (LINNAEUS, 1758) – Rák-patak, Görbehalomtelep (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1].

Athripsodes cinereus (CURTIS, 1834) – Ikva, Gyermeküdülő (Röjtökmuzsaj): 2018.04.16., LM, [1].

Mystacides niger (LINNAEUS, 1758) – Szalamandra-tó, Ház-hegyi-erdő (Sopron): 2018.04.17., LM, [5].

Setodes punctatus (FABRICIUS, 1793) – Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [1].

Limnephilidae

Anabolia furcata BRAUER, 1857 – Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [1]; Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [31]; Kardos-ér, Irtás-birtok (Vitnyéd): 2017.09.15., KB–OP, [1]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [60]; Liget-patak, ágfalvai-úti híd (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1]; Szalamandra-tó, Ház-hegyi-erdő (Sopron): 2018.04.17., LM, [44].

Limnephilidae

Chaetopteryx fusca BRAUER, 1857 – Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [4]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [13]; Kecse-patak, Közös-földek (Harka): 2018.04.18., LM, [15]; Kovács-patak, Havas-bérc (Sopron): 2018.04.17., LM, [182]; Liget-patak, ágfalvai-úti híd (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1]; Rák-patak, Ház-oldal (Sopron): 2018.04.17., LM, [26]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [15]; Szalamandra-tó, Ház-hegyi-erdő (Sopron): 2018.04.17., LM, [3].

Chaetopteryx major MCLACHLAN, 1876 – Kovács-patak, Havas-bérc (Sopron): 2018.04.17., LM, [62]; Szalamandra-tó, Ház-hegyi-erdő (Sopron): 2018.04.17., LM, [1].

Halesus tessellatus (RAMBUR, 1842) – Rák-patak, Görbehalomtelep (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [2]; Rák-patak, Ház-oldal (Sopron): 2018.04.17., LM, [4]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [11].

- Ironoquia dubia* (STEPHENS, 1837) – Kecse-patak, Közös-földek (Harka): 2018.04.18., LM, [19].
- Limnephilus affinis* CURTIS, 1834 – Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [1]; Kecse-patak, Közös-földek (Harka): 2018.04.18., LM, [1].
- Limnephilus auricula* CURTIS, 1834 – Kecse-patak, Közös-földek (Harka): 2018.04.18., LM, [11].
- Limnephilus extricatus* MCLACHLAN, 1865 – Kardos-ér (Pusztacsalád): 2018.04.06., LM, [1].
- Limnephilus flavicornis* (FABRICIUS, 1787) – Legelőre-dűlői-tó (Agyagosszergény): 2019.04.23., NH-OP, [6]; Sós-patak, Nyugatmajor (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].
- Limnephilus lunatus* CURTIS, 1834 – Gida-patak-völgyi víztározó, szennyvíztisztító telep (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Ikva, Gyermeküdülő (Röjtökmuzsaj): 2018.04.16., LM, [3]; Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [30]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [55]; Kardos-ér, Vitnyéd-úti-dűlő (Himod): 2019.04.23., NH-OP, [18]; Kardos-ér (Pusztacsalád): 2018.04.06., LM, [62]; kavicsbányató, Meggyespuszta (Csepreg): 2019.04.25., NH-OP, [1]; Kecse-patak, Közös-földek (Harka): 2018.04.18., LM, [330]; Liget-patak, ágfalvai-úti híd (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [9]; Sós-patak, Nyugatmajor (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [12].
- Limnephilus rhombicus* (LINNAEUS, 1758) – Hermesi-felső-tó (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [1]; Kardos-ér, Vitnyéd-úti-dűlő (Himod): 2019.04.23., NH-OP, [3]; Liget-patak, ágfalvai-úti híd (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].
- Potamophylax cingulatus* (STEPHENS, 1837) – Kecse-patak, Közös-földek (Harka): 2018.04.18., LM, [1]; Kovács-patak, Havas-bérc (Sopron): 2018.04.17., LM, [13]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [32].
- Potamophylax nigricornis* (PICTET, 1834) – Rák-patak, Görbehalomtelep (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [3].
- Potamophylax rotundipennis* (BRAUER, 1857) – Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [2]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [2]; Kovács-patak, Havas-bérc (Sopron): 2018.04.17., LM, [5]; Rák-patak, Görbehalomtelep (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [4]; Rák-patak, Ház-oldal (Sopron): 2018.04.17., LM, [30].

Odontoceridae

- Odontocerum albicorne* (SCOPOLI, 1763) – Rák-patak, Ház-oldal (Sopron): 2018.04.17., LM, [8]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [40]; Rák-patak, Vadász-tanya (Ágfalva): 2017.09.16., KB-OP, [1].

Philopotamidae

Philopotamus montanus (DONOVAN, 1813) – Tacsi-árok (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [4].

Phryganeidae

Agrypnia varia (FABRICIUS, 1793) – Vizálló-dűlői-tó (Fertőszéplak): 2019.04.23., NH–OP, [1].

Polycentropodidae

Holocentropus picicornis (STEPHENS, 1836) – Szalamandra-tó, Ház-hegyi-erdő (Sopron): 2018.04.17., LM, [2].

Plectrocnemia conspersa (CURTIS, 1834) – Kecske-patak, Nagyfüzes (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [1]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [2]; Tacsi-árok (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [1].

Polycentropus irroratus CURTIS, 1834 – Rák-patak, Görbehalomtelep (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1].

Psychomyiidae

Psychomyia pusilla (FABRICIUS, 1781) – Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [1].

Sericostomatidae

Notidobia ciliaris (LINNAEUS, 1761) – Köles-ér, Öreg-hely-rétek (Himod): 2017.09.15., KB–OP, [2].

HETEROPTERA – POLOSKÁK**Gerridae**

Aquarius najas (DE GEER, 1773) – nagy molnárpóloska – Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [1]; Rák-patak, Görbehalomtelep (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [2].

Aquarius paludum paludum (FABRICIUS, 1794) – közönséges molnárpóloska – Brenneri-tározó, Rák-patak torkolata (Ágfalva): 2017.09.16., KB–OP, [3]; Határárok-tó, Ürményi-dűlő (Sarród): 2019.04.23., NH–OP, [2]; Hermesi-tó, Hermesi-telep (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [3]; Ikva, belterület (Fertőendréd): 2017.09.15., KB–OP, [2]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [1]; Kardos-ér, Vitnyéd-úti-dűlő (Himod): 2019.04.23., NH–OP, [1]; kavicsbányató, Paskomok (Vitnyéd): 2019.04.26., NH–OP, [2]; Kis-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [2]; Nagy-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1]; Szalamandra-tó, Ház-hegyi-erdő (Sopron): 2018.04.17., LM, [2]; Szalamandra-tó (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [2].

Gerris argentatus SCHUMMEL, 1832 – törpe molnárpóloska – Cséri-majori-tavak (Csér): 2019.04.23., NH–OP, [1]; Ikva, belterület (Nagycenk): 2017.09.17.,

KB–OP, [2]; kavicsbányató, Meggyespuszta (Csepreg): 2019.04.25., NH–OP, [1].

Gerris asper (FIEBER, 1861) – Köles-ér, Öreg-hely-rétek (Himod): 2017.09.15., KB–OP, [1].

Gerris lacustris (LINNAEUS, 1758) – tavi molnárpoloska – Arany-patak, Vízálló-rét (Nagycentk): 2017.09.17., KB–OP, [1]; Hermesi-felső-tó (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [4]; Hermesi-tó, Hermesi-telep (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [5]; Ikva, belterület (Fertőendréd): 2017.09.15., KB–OP, [1]; Kardos-ér, Irtás-birtok (Vitnyéd): 2017.09.15., KB–OP, [1]; Kardos-ér, Keleti-láz (Csapod): 2017.09.15., KB–OP, [9]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [1]; Kecse-patak, Közös-földek (Harka): 2018.04.18., LM, [3]; Liget-patak, ágfalvai-úti híd (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [2]; Sós-patak, Nyugatmajor (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [1]; Szalamandra-tó, Ház-hegyi-erdő (Sopron): 2018.04.17., LM, [1]; Szalamandra-tó (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [2].

Hydrometridae

Hydrometra stagnorum (Linnaeus, 1758) – vízmérő poloska – Hermesi-tó, Hermesi-telep (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [1].

Veliidae

Velia caprai caprai TAMANINI, 1947 – víztaposó poloska – Rák-patak, Vadásztanya (Ágfalva): 2017.09.16., KB–OP, [1]; Rák-patak (Ágfalva): 2017.09.16., KB–OP, [1].

Velia saulii Tamanini, 1947 – Liget-patak, ágfalvai-úti híd (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [4]; Rák-patak, Ház-oldal (Sopron): 2018.04.17., LM, [2]; Rák-patak, Vadásztanya (Ágfalva): 2017.09.16., KB–OP, [2].

Aphelocheiridae

Aphelocheirus aestivalis (FABRICIUS, 1794) – fenékjáró poloska – Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [155]; Kardos-ér, Irtás-birtok (Vitnyéd): 2017.09.15., KB–OP, [6]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [300]; Kardos-ér, közúti híd (Hövej): 2017.09.17., KB–OP, [2].

Corixidae

Corixa punctata (ILLIGER, 1807) – nagy búvárpoloska – Ikva, belterület (Sopron): 2017.09.16., KB–OP, [1].

Hesperocorixa linnaei (FIEBER, 1848) – sötétbarna búvárpoloska – Gida-patak-völgyi víztározó, szennyvíztisztító telep (Sopron): 2019.04.24., NH–OP, [3]; Himodi-tó, Gazdák-legelője (Himod): 2019.04.23., NH–OP, [1]; Ikva, belterület (Fertőendréd): 2017.09.15., KB–OP, [2]; Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [3]; Köles-ér, Öreg-hely-rétek (Himod): 2017.09.15., KB–OP, [1]; Nagy-réti-mocsár (Hegykö): 2019.04.24., NH–OP,

[1]; Sós-patak, Nyugatmajor (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Vizálló-dűlői-tó (Fertőszéplak): 2019.04.23., NH-OP, [2].

Sigara falleni (FIEBER, 1848) – csíkos bűvárpóloska – Brennbergi-tározó, Rák-patak torkolata (Ágfalva): 2017.09.16., KB-OP, [8]; Gida-patak-völgyi víztározó, szennyvíztisztító telep (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].

Sigara lateralis (LEACH, 1817) – közönséges bűvárpóloska – Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [5].

Sigara nigrolineata nigrolineata (FIEBER, 1848) – feketesávós bűvárpóloska – Nagy-réti-mocsár (Hegykö): 2019.04.24., NH-OP, [1].

Sigara striata (LINNAEUS, 1758) – Gida-patak-völgyi víztározó, szennyvíztisztító telep (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [3]; Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [1]; Szalamandra-tó (Sopron): 2017.09.16., KB-OP, [1].

Naucoridae

Ilyocoris cimicoides (LINNAEUS, 1758) – csíkpóloska – Cséri-majori-tavak (Csér): 2019.04.23., NH-OP, [1]; Gida-patak-völgyi víztározó, szennyvíztisztító telep (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [2]; Himodi-tó, Gazdák-legelője (Himod): 2019.04.23., NH-OP, [1]; kavicsbányató, Meggyespuszta (Csepreg): 2019.04.25., NH-OP, [1]; Legelőre-dűlői-tó (Agyagosszergény): 2019.04.23., NH-OP, [1]; Nagy-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Sós-patak, Nyugatmajor (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Vizálló-dűlői-tó (Fertőszéplak): 2019.04.23., NH-OP, [2].

Nepidae

Nepa cinerea LINNAEUS, 1758 – közönséges víziskorpió – Arany-patak, Vizálló-rét (Nagyecnk): 2017.09.17., KB-OP, [1]; Brennbergi-tározó, Rák-patak torkolata (Ágfalva): 2017.09.16., KB-OP, [1]; Hermesi-tó, Hermesi-telep (Sopron): 2017.09.16., KB-OP, [1]; Hidegségi-tőzgebányató (Hidegség): 2017.09.17., KB-OP, [1]; Ikva, belterület (Fertőendréd): 2017.09.15., KB-OP, [1]; Ikva, belterület (Nagyecnk): 2017.09.17., KB-OP, [1]; Ikva, belterület (Sopron): 2017.09.16., KB-OP, [1]; Ikva, Gyermeküdülő (Röjtökmuzsaj): 2018.04.16., LM, [3]; Kardos-ér, Keleti-láz (Csapod): 2017.09.15., KB-OP, [2]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [1]; Köles-ér, Öreg-hely-rétek (Himod): 2017.09.15., KB-OP, [1]; Liget-patak, ágfalvai-úti híd (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [3]; Nagy-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Szalamandra-tó (Sopron): 2017.09.16., KB-OP, [2].

Ranatra linearis (LINNAEUS, 1758) – vízi botpóloska – Cséri-majori-tavak (Csér): 2019.04.23., NH-OP, [1]; Gida-patak-völgyi víztározó, szennyvíztisztító telep (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Határároki-tó, Ürményi-dűlő (Sarród): 2019.04.23., NH-OP, [1]; Hermesi-tó, Hermesi-telep (Sopron): 2017.09.16., KB-OP, [1]; Hidegségi-tőzgebányató (Hidegség): 2017.09.17., KB-OP, [1]; Himodi-tó, Gazdák-legelője (Himod): 2019.04.23., NH-OP, [1]; Ikva, belterület (Nagyecnk): 2017.09.17., KB-OP, [1]; Kardos-ér, Kis-csatornára-dűlő (Agyagosszergény): 2018.04.16., LM, [1]; Legelőre-dűlői-tó

(Agyagosszergény): 2019.04.23., NH-OP, [1]; Nagy-réti-mocsár (Hegykő): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Nagy-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Szalamandra-tó (Sopron): 2017.09.16., KB-OP, [1].

Notonectidae

Notonecta glauca LINNAEUS, 1758 – közönséges hátonúszó-poloska – Gida-patak-völgyi víztározó, szennyvíztisztító telep (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Hermesi-felső-tó (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [3]; Hermesi-tó, Hermesi-telep (Sopron): 2017.09.16., KB-OP, [1]; Ikva, belterület (Sopron): 2017.09.16., KB-OP, [2]; Kis-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Köles-ér, Öreg-hely-rétek (Himod): 2017.09.15., KB-OP, [2]; Sós-patak, Nyugatmajor (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [2]; Szalamandra-tó (Sopron): 2017.09.16., KB-OP, [2].

Notonecta maculata FABRICIUS, 1794 – ritka hátonúszó-poloska – Ikva, belterület (Sopron): 2017.09.16., KB-OP, [1].

Notonecta obliqua GALLEN, 1787 – csíkoszárnyú hátonúszó-poloska – Hermesi-felső-tó (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [2]; Szalamandra-tó (Sopron): 2017.09.16., KB-OP, [1].

Notonecta viridis DELCOURT, 1909 – zöldes hátonúszó-poloska – Gida-patak-völgyi víztározó, szennyvíztisztító telep (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Köles-ér, Öreg-hely-rétek (Himod): 2017.09.15., KB-OP, [1].

Pleidae

Plea minutissima LEACH, 1817 – törpe vízipoloska – Hermesi-felső-tó (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].

COLEOPTERA – BOGARAK

Dytiscidae

Acilius sulcatus (LINNAEUS, 1758) – gyűrűscombú barázdáscsíkbogár – Legelőre-dűlői-tó (Agyagosszergény): 2019.04.23., NH-OP, [2]; Nagy-réti-mocsár (Hegykő): 2019.04.24., NH-OP, [1].

Agabus fuscipennis (PAYKULL, 1798) – vöröslábú gyászcsíkbogár – Hermesi-felső-tó (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].

Colymbetes fuscus (LINNAEUS, 1758) – gyakori recéscsíkbogár – Legelőre-dűlői-tó (Agyagosszergény): 2019.04.23., NH-OP, [2]; Vizálló-dűlői-tó (Fertőszéplak): 2019.04.23., NH-OP, [1].

Copelatus haemorrhoidalis (FABRICIUS, 1787) – rozsdás csíkbogár – Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [1].

Graphoderus cinereus (LINNAEUS, 1758) – gyakori tavicsíkbogár – Kis-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Legelőre-dűlői-tó (Agyagosszergény): 2019.04.23., NH-OP, [1].

- Graptodytes bilineatus* (Sturm, 1835) – gyakori csíkbogárka – Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [1].
- Hydaticus seminiger* (DE GEER, 1774) – fekete mocsáricsíkbogár – Legelőre-dűlői-tó (Agyagosszergény): 2019.04.23., NH-OP, [1].
- Hydaticus transversalis* (PONTOPPIDAN, 1763) – harántsávós mocsáricsíkbogár – Legelőre-dűlői-tó (Agyagosszergény): 2019.04.23., NH-OP, [1]; Sós-patak, Nyugatmajor (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].
- Hydroglyphus geminus* (FABRICIUS, 1792) – gyakori paránycsíkbogár – Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [2].
- Hygrotus parallelogrammus* (AHRENS, 1812) – pettyesnyakú aprócsíkbogár – Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [1].
- Laccophilus poecilus* KLUG, 1834 – tarka bukóbogár – Gida-patak-völgyi víztározó, szennyvíztisztító telep (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].
- Peltodytes caesus* (DUFTSCHMID, 1805) – zömök víztaposó – Nagy-réti-mocsár (Hegykő): 2019.04.24., NH-OP, [1].
- Platambus maculatus* (LINNAEUS, 1758) – tarka csíkbogár – Liget-patak, ágfalvai-úti híd (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].
- Rhantus frontalis* (MARSHAM, 1802) – sárgamellű particsíkbogár – Nagy-réti-mocsár (Hegykő): 2019.04.24., NH-OP, [1].
- Rhantus suturalis* (MACLEAY, 1825) – gyakori particsíkbogár – Kecse-patak, Közös-földek (Harka): 2018.04.18., LM, [1]; Legelőre-dűlői-tó (Agyagosszergény): 2019.04.23., NH-OP, [1].

Gyrinidae

- Gyrinus substriatus* STEPHENS, 1829 – közönséges keringőbogár – Sós-patak, Nyugatmajor (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].

Halipidae

- Halipus fluviatilis* AUBÉ, 1836 – kecses víztaposó – Kardos-ér (Pusztacsalád): 2018.04.06., LM, [1].

Noteridae

- Noterus clavicornis* (DE GEER, 1774) – szélescsápú merülőbogár – Gida-patak-völgyi víztározó, szennyvíztisztító telep (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [6]; kavicsbányató, Meggyespuszta (Csepreg): 2019.04.25., NH-OP, [1]; Vizálló-dűlői-tó (Fertőszéplak): 2019.04.23., NH-OP, [2].
- Noterus crassicornis* (O. F. MÜLLER, 1776) – keskeny csápú merülőbogár – Cséri-majori-tavak (Csér): 2019.04.23., NH-OP, [1]; Legelőre-dűlői-tó (Agyagosszergény): 2019.04.23., NH-OP, [2].

Dryopidae

Pomatinus substriatus (P. W. J. MÜLLER, 1806) – parti fülescsápúbogár – Rák-patak, Ház-oldal (Sopron): 2018.04.17., LM, [1].

Elmidae

Elmis maugetii LATREILLE, 1802 – bronzos karmosbogár – Kovács-patak, Havas-bérc (Sopron): 2018.04.17., LM, [2]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [6].

Limnius volckmari (PANZER, 1793) – sebesvízi karmosbogár – Rák-patak, Ház-oldal (Sopron): 2018.04.17., LM, [1]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [10].

Macronychus quadrituberculatus P. W. J. MÜLLER, 1806 – négypúpú karmosbogár – Kardos-ér, Borsó-szereg (Vitnyéd): 2018.04.16., LM, [1].

Hydrophilidae

Anacaena globulus (PAYKULL, 1798) – sötét kerekcsibor – Kecse-patak, Közösföldek (Harka): 2018.04.18., LM, [1]; Kovács-patak, Havas-bérc (Sopron): 2018.04.17., LM, [2]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [3].

Berosus frontifoveatus KUWERT, 1888 – tüskés szemescsibor – Nagy-réti-mocsár (Hegykő): 2019.04.24., NH-OP, [1].

Berosus luridus (LINNAEUS, 1761) – foltosnyakú szemescsibor – Nagy-réti-mocsár (Hegykő): 2019.04.24., NH-OP, [2].

Berosus signaticollis (CHARPENTIER, 1825) – csíkosnyakú szemescsibor – kavicsbányató, Meggyespuszta (Csepreg): 2019.04.25., NH-OP, [1]; Nagy-réti-mocsár (Hegykő): 2019.04.24., NH-OP, [3].

Coelostoma orbiculare (FABRICIUS, 1775) – kétéltű csiborka – Liget-patak, ágfalvai-úti híd (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].

Cymbiodyta marginella (FABRICIUS, 1792) – szegélyes csibor – Kis-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].

Enochrus affinis (THUNBERG, 1794) – apró fakócsibor – Gida-patak-völgyi víztározó, szennyvíztisztító telep (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].

Enochrus coarctatus (GREDLER, 1863) – kis fakócsibor – Hermesi-felső-tó (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [1]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [1].

Enochrus fuscipennis (THOMSON, 1884) – barnalábú fakócsibor – Kis-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Sós-patak, Nyugatmajor (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].

Enochrus testaceus (FABRICIUS, 1801) – barna fakócsibor – Rák-patak, Görbehalmtelep (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].

Helochares obscurus (O. F. MÜLLER, 1776) – sötét laposcsibor – Gida-patak-völgyi víztározó, szennyvíztisztító telep (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [3]; Hermesi-felső-tó (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1]; Ikva, Rák-patak torkolata (Sopron): 2018.04.17., LM, [1]; Rák-patak, Ózon-kemping (Sopron): 2018.04.18., LM, [1].

Hydrobius fuscipes (LINNAEUS, 1758) – változékony csibor – Ikva, Gyermeküdülő (Röjtökmuzsaj): 2018.04.16., LM, [1]; Legelőre-dűlői-tó (Agyagosszergény): 2019.04.23., NH-OP, [1].

Hydrochara caraboides (LINNAEUS, 1758) – kis csibor – Legelőre-dűlői-tó (Agyagosszergény): 2019.04.23., NH-OP, [1]; Nagy-réti-mocsár (Hegykő): 2019.04.24., NH-OP, [1].

Laccobius minutus (LINNAEUS, 1758) – apró pocsolycsibor – Kecse-patak, Közös-földek (Harka): 2018.04.18., LM, [2].

Limnoxenus niger ZSCHACH, 1788 – fekete csibor – Kis-Tómalom (Sopron): 2019.04.24., NH-OP, [1].

Értékelés

Az eredményeket részletező fejezetben 198 makroszkopikus vízi gerinctelen faj (Hirudinea: 12, Bivalvia: 12, Gastropoda: 18, Malacostraca: 6, Ephemeroptera: 24, Odonata: 26, Plecoptera: 3, Trichoptera: 36, Heteroptera: 23, Coleoptera: 38) mindösszesen 690 adatát tettük közzé. Az adatok 46 gyűjtőhelyről, három év tíz gyűjtési napjáról, négy gyűjtőtől származnak.

A vizsgált területről korábban nem volt ismert, de felmérések során két mintavételi ponton mutattuk ki a tompa folyamkagyló (*Unio crassus*) előfordulását, mindkét adat a Kardos-érből származik, Hövej, illetve Vitnyéd külterületéről. A folyami ráknak (*Astacus astacus*) a Rák-patak több pontján is kimutattuk a jelenlétét, ami a korábbi adatok (KOVÁCS *et al.* 2005) megerősítése. A felméréseket megelőző időszakból az orvosi piócának (*Hirudo medicinalis*) nem volt ismert lelőhelye a felmérési területről, azonban a vizsgálatok során a Kardos-ér csapodi mintavételi szelvényéből mutattuk ki a faj példányait. A vizsgálatok során hat UTM-négyzetben találtuk meg a díszes légivadász (*Coenagrion ornatum*) lárváit, négy víztérben igazoltuk a faj jelenlétét (Kardos-ér, Köles-ér, Ikva, Liget-patak). Négy UTM-négyzetből mutattuk ki a balkáni hegyiszitakötő (*Cordulegaster heros*) jelenlétét, ami nagymértékben hozzájárult a korábbi ismereteink megerősítéséhez és új előfordulási helyek leírásához. Ez a négy négyzet öt víztér lelőhelyeit tartalmazza (Hermesi-felső-tó, Kovács-patak, Köves-árok, Rák-patak, Vadkan-árok). Az Ikva egyetlen mintavételi lokalitásában (Fertőendred) fogtuk meg a zöld folyami-szitakötő (*Ophiogomphus cecilia*) egyetlen példányát.

Az inváziós fajként számon tartott és figyelemmel kísért új-zélandi iszapcsigának (*Potamopyrgus antipodarum*) a felmérési területen immár hat UTM-négyzetből ismert az előfordulása, ebből kettő a jelen tanulmányban tárgyalt felmérések során keletkezett, új előfordulási adat. Az Ikvából, a Liget-patakból, a Kardos-érből, a Rák-patakból és az Arany-patakból rendelkezünk a

faj előfordulási adataival. A mennyiségi típusú mintavételeink alapján a faj legerősebb állományai a Liget-patakban és az Ikvában élnek, ettől jóval elmarad a Rák-patak és a Kardos-ér felmért szakasza. A kínai tavikagyló (*Sinanodonta woodiana*) előfordulását három UTM-négyzetben igazoltuk. Korábbi ismeretekhez képest új előfordulási helyszíneként jelölhetjük meg a Kardos-ér mintavételi szelvényeit, míg korábban – más célú felmérések keretében – az Ikvában is megtaláltuk a faj populációinak jelenlétét igazoló egyedeket. Annak ellenére, hogy számos négyzetben nem bizonyítottuk a faj előfordulását, azokban jelenléte, illetve jövőbeni előfordulása várható, elsősorban a számára megfelelő környezeti adottságokkal rendelkező vízfolyásszakaszokról és állóvizekből. A nagy kosárcagylónak (*Corbicula fluminea*) a vizsgált területről korábbi előfordulási adatok nem bizonyítják jelenlétét, de a felmérések során két UTM-négyzetből is kimutattuk előfordulását. A felmérések szerint a Kardos-ér ad otthont a faj populációinak, viszonylag kis egyedsűrűségű, ugyanakkor stabil állományai élnek a víztérben, amit a faunisztikai típusú mintavételeken túl a mennyiségi eredményeink is igazolnak. A tömzsi hólyagcsigának (*Physella acuta*) a kutatások nyolc UTM-négyzetben igazolták előfordulását, ezen belül 11 vízteret érint a faj elterjedése (Brennbergi-tározó, Gida-patak, Hidegségi-tőzgebányató, Himodi-tó, Ikva, Kardos-ér, Kis-Tómalom, Legelőre-dűlői-tó, Liget-patak, Szalamandra-tó, Vizálló-dűlői-tó). Jelen felmérés keretében, újonnan mutattuk ki a változékony vándorkagyló (*Dreissena polymorpha*) előfordulását, két UTM-négyzetben. Az előfordulási adatok a Vizálló-dűlői-tó és a Himodi-tó mintavételi helyekről származnak. Csupán a faunisztikai jellegű mintavételekkel igazoltuk a faj jelenlétét, amely állománybecslésre nem alkalmas, de a mintavétel során tapasztalt fogási gyakoriság figyelembevételével megállapíthatjuk, hogy a faj valószínűleg nagy egyedsűrűségű, stabil populációkat alkot a fentebb megjelölt vízterekben.

Összefoglalás

Az Ikva és vízrendszere, illetve a Soproni-hegység vízfolyásainak és állóvizeinek intenzív vizsgálatát a 2017 és 2019 közötti időszakban végeztük, a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság megbízásából.

Mind a három vizsgálati évben tíz vízi élőlénycsoport egyedeit gyűjtöttük: piócák (Hirudinea), kagylók (Bivalvia), vízcicsigák (Gastropoda), magasabbrendű rákok (Malacostraca), kérészek (Ephemeroptera), szitakötők (Odonata), álkérészek (Plecoptera), tegzesek (Trichoptera), vízi és vízfelszíni poloskák (Heteroptera: Nepomorpha és Gerromorpha) és bogarak (Coleoptera). A kimutatott 198 faj közül 13 védett (*Aeshna isocles*, *Aquarius najas*, *Astacus astacus*, *Calopteryx virgo*, *Coenagrion ornatum*, *Gomphus vulgatissimus*, *Hirudo medicinalis*, *Libellula fulva*, *Macronychus quadrituberculatus*, *Ophiogomphus cecilia*, *Orthetrum brunneum*, *Unio crassus*), egy pedig fokozottan védett (*Cordulegaster heros*); az Élőhelyvédelmi Irányelv hatálya alá hat faj tartozik (*Astacus astacus*, *Coenagrion ornatum*, *Cordulegaster heros*, *Hirudo medicinalis*, *Ophiogomphus cecilia*, *Unio crassus*). A védett és/vagy közösségi jelentőségű fajok előfordulási és mennyiségi adatai mellett értékes és jól használható

információt jelentenek a ritka és/vagy jó indikátorértékű fajok (*Agrypnia varia*, *Aphelocheirus aestivalis*, *Athripsodes albifrons*, *Baetis muticus*, *Brachytron pratense*, *Ecdyonurus starmachi*, *Ecdyonurus subalpinus*, *Ephemera lineata*, *Gyraulus laevis*, *Velia saulii*), illetve az idegenhonos, inváziós fajok (*Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*, *Physella acuta*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Sinanodonta woodiana*) adatai.

Zusammenfassung

Die intensive Untersuchung der Ikva, ihres Wassersystems und der Wasserläufe und Seen des Soproner Gebirges wurde zwischen 2017 und 2019 im Auftrag der Direktion des Nationalparks Fertő–Hanság durchgeführt. Die qualitative und quantitative Untersuchung der aquatischen Makroinvertebratenfauna erfolgte an 28 Gewässern. Die qualitative (faunistische) Untersuchung fand an 36 Probenahmestellen statt, die quantitative Untersuchung an zehn Standorten. Die Probenahmestellen bestanden aus 12 Fließgewässern und 16 Stehgewässern. In den drei Jahren wurden zehn taxonomische Gruppen gesammelt: Egel (Hirudinea), Muscheln (Bivalvia), Gatropode (Gastropoda), Malakostraca (Crustacea: Malacostraca), Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Eintagsfliegen und Libellen (Odonata: Zygoptera, Anisoptera), Steinfliegen (Plecoptera), Köcherfliegen (Trichoptera), Wasserwanzen (Heteroptera: Nepomorpha, Gerromorpha) und Käfer (Coleoptera). Aus den untersuchten Gewässern wurden 198 Arten identifiziert, von denen 13 geschützt sind (*Aeshna isoceles*, *Aquarius najas*, *Astacus astacus*, *Calopteryx virgo*, *Coenagrion ornatum*, *Gomphus vulgatissimus*, *Hirudo medicinalis*, *Libellula fulva*, *Macronychus quadrituberculatus*, *Ophiogomphus cecilia*, *Orthetrum brunneum*, *Unio crassus*) und eine streng geschützt ist (*Cordulegaster heros*). Sechs Arten (*Astacus astacus*, *Coenagrion ornatum*, *Cordulegaster heros*, *Hirudo medicinalis*, *Ophiogomphus cecilia*, *Unio crassus*) fallen in den Geltungsbereich der FFH-Richtlinie (EU). Zusätzlich zu den Vorkommensdaten geschützter Arten und Arten von gemeinschaftlichem Interesse, werden wertvolle und nützliche Informationen durch seltene und/oder gute Indikatorarten (*Agrypnia varia*, *Aphelocheirus aestivalis*, *Athripsodes albifrons*, *Baetis muticus*, *Brachytron pratense*, *Ecdyonurus starmachi*, *Ecdyonurus subalpinus*, *Ephemera lineata*, *Gyraulus laevis*, *Velia saulii*) und das Vorkommen nicht einheimischer, invasiver Arten (*Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*, *Physella acuta*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Sinanodonta woodiana*) geliefert.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton is megköszönjük a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság támogató segítségét, úgy a felmérések anyagi forrásának biztosítását, mint a terepi munkában és annak támogatásában (szállás) nyújtott közreműködést. Név szerint is ki szeretnénk emelni Takács Gábort, Ambrus Andrást és Szita Renátát. Köszönjük továbbá Nagypál Hajnalkának a gyűjtési tevékenységben és a logisztikai feladatokban való aktív és önkéntes részvételét.

Irodalom

- AMBRUS A., DANYIK T., KOVÁCS T. & OLAJOS P. (2018): *Magyarország szitakötőinek kézikönyve*. Magyar Természettudományi Múzeum – Herman Ottó Intézet Nonprofit Kft., Budapest. /Természettár könyvsorozat/
- ASKEW R. R. (1988): *The Dragonflies of Europe*. Harley Books, Martins.
- AUKEMA B. & RIEGER C. (eds.) (1995). *Catalogue of the Heteroptera of the Palearctic Region*. Volume 1. The Netherland Entomological Society, Amsterdam.
- BAUERNFEIND E. (1994): Bestimmungsschlüssel für die österreichischen Eintagsfliegen (Insecta Ephemeroptera), Teil 1. *Wasser und Abwasser Suppl.* 4/94: 1–92.
- BAUERNFEIND E. (1995): Bestimmungsschlüssel für die österreichischen Eintagsfliegen (Insecta Ephemeroptera), Teil 2. *Wasser und Abwasser Suppl.* 4/95: 1–96.
- BENEDEK P. (1969): *Heteroptera VII. Poloskák VII*. Akadémiai Kiadó, Budapest. /Magyarország állatvilága – Fauna Hungariae XVII. kötet 7. füzet/
- BIOAQUA PRO KFT. (2020): *Az Ikva és a Soproni-hegység kisvízfolyásainak és állóvizeinek vízi makroszkopikus gerinctelen faunájának felmérése – zárójelentés*. Kutatási jelentés. Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród.
- CSABAI Z. (2000): *Vízibogarak kishatározója*. I. Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest. /Vízi Természet- és Környezetvédelem 15./
- CSABAI Z., GIDÓ ZS. & SZÉL GY. (2002): *Vízibogarak kishatározója*. II. Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest. /Vízi Természet- és Környezetvédelem 16./
- DREYER W. (1986): *Die Libellen*. Gerstenberg Verlag, Hildesheim.
- EGGERS T. O. & MARTENS A. (2001): Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands. *Lauterbornia* 42: 1–68.
- GERKEN B. & STEINBERG K. (1999): *Die Exuvien Europäischer Libellen (Insecta, Odonata)*. Verlag und Werbeagentur, Höxter.
- HOFFMANN J. (1963): *Faune des Amphipodes du Grand-Duché de Luxembourg*. Musée D'histoire Naturelle, Luxembourg.
- JANSSON A. (1986): The Corixidae (Heteroptera) of Europe and some adjacent regions. *Acta Entomologica Fennica* 47: 1–94.
- KOVÁCS T., JUHÁSZ P. & AMBRUS A. (2005): Adatok a Magyarországon élő folyami rákok (Decapoda: Astacidae, Cambaridae) elterjedéséhez. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 29: 85–89.
- NESEMANN H. (1997): *Egel und Kriebegel Österreichs*. Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft, Rankweil.

- NEUBERT E. & NESEMANN H. (1999): *Süßwasserfauna von Mitteleuropa*. Band 6/2. *Annelida, Clitellata: Branchiobdellida, Acanthobdellea, Hirudinea*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg – Berlin.
- RAUSER J. (1980): Rád Posvatky - Plecoptera. *In: ROZKOSNY R. (ed.): Klic vodních hmyzu*. Akademie-Verlag, Prag: 86–132.
- RICHNOVSZKY A. & PINTÉR L. (1979): *A vízicsigák és kagylók (Mollusca) kishatározója*. Vízügyi Dokumentációs és Tájékoztatási Iroda, Budapest. /Vízügyi Hidrobiológia 6./
- SAVAGE A. A. (1989): *Adults of the British Aquatic Hemiptera Heteroptera: a key with ecological notes*. Freshwater Biological Association, Cumbria. /Scientific Publication 50./
- SOÓS Á. (1963): *Heteroptera VIII. Poloskák VIII*. Akadémiai Kiadó, Budapest. /Magyarország állatvilága – Fauna Hungariae XVII. kötet 8. füzet/
- VIGNEUX E. (1981): Détermination rapide des écrevisses. *Bulletin Français de Pisciculture* **281**: 185-210.
- WARINGER J. & GRAF W. (1997): *Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven: unter Einschluss der angrenzenden Gebiete*. Facultas Universitätsverlag, Wien.
- ZWICK P. (2004): Key to the West Palaearctic genera of stoneflies (Plecoptera) in the larval stage. *Limnologica* **34**(4): 315–348.

Basiserhebung zum Vorkommen der Schmalen Windelschnecke *Vertigo angustior*

Survey on the current distribution of the Narrow-mouthed Whorl Snail *Vertigo angustior*

Alapfelmérés a harántfogú törpecsiga *Vertigo angustior* elterjedésével kapcsolatban

RITA SCHRATTENECKER-TRAVNITZKY¹

Abstract

The Narrow-mouthed whorl snail *Vertigo angustior* is listed under Annex II of the EU Habitats and Species Directive. These species are protected and Natura 2000 sites are required to maintain populations in a good shape.

Vertigo angustior is very small, its brown shell is only two to three mm high and hardly one mm wide, which makes it difficult to find in the field. During the baseline mapping 18 vegetation and debris samples were taken in wet but not regularly flooded habitats like fens and swamps on the western, northern and eastern shore of Lake Neusiedl and in the Hanság. The samples were air dried and sieved using a stack of graded sieves (2 mm and 0,63 mm). The material held by both was examined, all molluscs were removed and identified. *V. angustior* was found in eight samples, at one site together with *Vertigo moulinsiana* which is also listed under Annex II. Based on the numbers of juvenile and adult individuals in each sample, habitat quality and possible threats the conservation status of each population was evaluated (very good, good, poor/bad). Population densities and structures are good for nearly all populations. The habitats are all in a very good or good shape: vegetation is not too high or dense, moisture levels are permanent high without flooding and there is a thick vegetation and moss layer. Some habitats are threatened by upcoming trees and bushes and mowing is done too early in all habitats. It would be best to divide the meadows into plots which are mowed alternately every three to five years in late summer or autumn. This would surely improve the situation not only for the Annex II species but for all molluscs.

A total of 30 mollusc species were identified. According to the Austrian Red List of Endangered Species 19 are listed as “least concern”, three are “near threatened” (*Pupilla muscorum*, *Truncatellina cylindrica* and *Vertigo antivertigo*), three are categorised as „vulnerable” (*Anisus spirorbis*, *Physa fontinalis* and *Segmentina nitida*), three are „endangered” (*Aplexa hypnorum*, *Vallonia enniensis* and *Vertigo moulinsiana*) and one is „critically endangered” (*Valvata macrostoma*). *Euconulus praticola* (syn. *E. alderi* auctt., partim) belongs to the „Data

¹ Meisenstraße 4/1, 5023 Salzburg, E-Mail: rita_travnitzky@yahoo.de

deficient"-category. Most of the endangered species need undisturbed, well structured moist habitats and have undergone major decline during the 20th century. Lowering water tables, nutrient enrichment and changes in agricultural practice led to a massive loss of suitable habitats and molluscan species diversity. Especially the wet meadows at the shores of Lake Neusiedl maintain a high number of microhabitats and are therefore very important for the conservation of these threatened species.

Einleitung

Seit Inkrafttreten der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie im Jahr 1992 besteht für die im Anhang II angeführten Arten eine Monitoring- und Berichtspflicht (DER RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1992). Ziel ist es, das langfristige Überleben dieser Arten in ausgewiesenen Schutzgebieten, den Natura 2000 Gebieten, zu sichern. Unter den gelisteten Weichtieren befinden sich vier Arten der Gattung *Vertigo*:

- Bauchige Windelschnecke – *Vertigo moulinsiana* (Dupuy 1849)
- Blanke Windelschnecke – *Vertigo genesii* (Gredler 1856)
- Vierzählige Windelschnecke – *Vertigo geyeri* Lindholm, 1925
- Schmale Windelschnecke – *Vertigo angustior* Jeffreys, 1830

Für *Vertigo genesii* und *V. geyeri* sind bislang keine Fundorte aus dem Burgenland bekannt (KLEMM 1974). Beide Arten sind in Österreich sehr selten, *V. genesii* konnte überhaupt erst in letzter Zeit an zwei Orten in Österreich nachgewiesen werden: Gscheid in Niederösterreich und Nauders in Tirol (DUDA 2015, KISS & KOPF 2010).

KLEMM (1974) führt ein Vorkommen von *Vertigo moulinsiana* in Donnerskirchen an, bei dem es sich allerdings auch um ein subfossiles Gehäuse handeln könnte. Da dieser Fund bislang der einzige war (MÜLLER 1988, 1989; SAUERZOPF 1957, 1959), gehen SAUERZOPF (1983) und REISCHÜTZ (1993) davon aus, dass die Art im Gebiet verschollen bzw. ausgestorben ist. Auch eine gezielte Nachsuche bei Donnerskirchen konnte keinen Nachweis erbringen (TRAVNITZKY 2009).

Somit bleibt als einzige FFH-Art *Vertigo angustior* übrig. SAUERZOPF (1957) gibt als Lebensraum für *V. angustior* die westlich des Neusiedler Sees gelegenen Feuchtwiesen zwischen Mörbisch und Neusiedl sowie den Hanság an. KLEMM (1974) führt als Fundorte im Untersuchungsgebiet Bad Neusiedl, Donnerskirchen, Rust und Podersdorf an; MÜLLER (1988, 1989) fand die Art an zwei Stellen bei Weiden und an einer nahe Donnerskirchen.

Material und Methoden

Im gesamten Untersuchungsgebiet rund um den Neusiedler See wurde in passenden Lebensräumen nach *Vertigo angustior* gesucht, um einen Überblick der aktuellen Verbreitung geben zu können. Die Probenpunkte wurden mittels GPS verortet, um die Funde dieser sehr kleinen Tiere, auch für künftige Untersuchungen, möglichst genau wiederzugeben (**Tabelle 1**). Abhängig von Individuendichte, Populationsstruktur, Malakozönose, Habitatqualität und

möglichen Beeinträchtigungen wurde eine grobe Einschätzung des Erhaltungszustandes vorgenommen (BFN 2010, 2017).

2018 wurden das West- und Nordufer beprobt, also das Gebiet von Mörbisch bis Weiden, 2019 wurden das Ostufer und der Hanság beprobt (**Abbildung 1**). Da für *Vertigo angustior* hinlänglich bekannt ist, in welchen Lebensräumen sie vorkommen kann (COLLING 2001), wurden die Probeflächen mithilfe von den Kartierungen in WEISS & ZECHMEISTER (2017) ausgewählt bzw. im Hanság vor Ort. Der Schwerpunkt lag dabei auf Pfeifengraswiesen und Niedermooren. Da die Probenahme im Hochsommer stattfand, kann nicht ausgeschlossen werden, dass manche Flächen zeitweise, z. B. nach starkem Regen, unter Wasser stehen.



Abb. 1.: Probenpunkte 2018 (volle Kreise) und 2019 (leere Kreise)

Fig. 1: Samples 2018 (dots) and 2019 (rings)

Vertigo angustior besiedelt allgemein Lebensräume mit permanent hoher Feuchtigkeit, allerdings ohne regelmäßige Überschwemmungen. Die Vegetation darf nicht zu dicht bzw. hoch und nicht stark beschattet sein (COLLING 2001). Da sich die Art bevorzugt in der Streuschicht bzw. in Bodennähe aufhält, wurden Streu- und Lockersubstrat-Proben genommen. Diese wurden getrocknet und gesiebt, wobei die Maschenweiten 6,3 mm, 2,0 mm und 0,63 mm betragen. Der Inhalt der beiden größeren Siebe wurde mit bloßem Auge, der des kleinsten unter dem Binokular durchgesehen. Material, das durch das 0,63 mm-Sieb fällt, wurde verworfen (COLLING 2001). Es wurden alle Molluskenarten bestimmt und die Individuenzahlen angegeben, wobei auch juvenile Tiere berücksichtigt wurden. Die

Bestimmung erfolgte ausschließlich anhand von Gehäusemerkmalen unter Verwendung folgender Werke: GLÖER (2002, 2017), HORSÁK *et al.* (2013), KERNEY *et al.* (1983), WELTER-SCHULTES (2012) und WIESE (2014).

Tabelle 1: Detaillierte Daten der Probenpunkte aus den Jahren 2018 und 2019

Table 1: Detailed data of sampling points in 2018 and 2019

Nr.	Ortsname	Koordinaten		Genauigkeit	Datum
1.1	Oggau	47° 49' 10,14''	16° 40' 09,12''	5 m	24.07.2018
1.2	Oggau	47° 49' 10,32''	16° 40' 04,80''	5 m	24.07.2018
2	Oggau Sportplatz	47° 49' 55,08''	16° 40' 28,08''	5 m	24.07.2018
3	Oggauer Heide	47° 50' 43,26''	16° 42' 18,24''	3 m	24.07.2018
4	Neusiedl Bahnschleife	47° 57' 13,20''	16° 48' 44,58''	4 m	25.07.2018
5	Neusiedl	47° 56' 04,50''	16° 51' 13,20''	6 m	25.07.2018
6	Weiden	47° 55' 57,42''	16° 51' 20,70''	3 m	25.07.2018
7	Weiden	47° 55' 28,20''	16° 51' 49,80''	7 m	25.07.2018
8	Weiden	47° 55' 16,68''	16° 51' 52,14''	5 m	25.07.2018
9	Zitzmannsdorfer Wiesen	47° 55' 05,52''	16° 51' 48,90''	6 m	25.07.2018
10	Zitzmannsdorfer Wiesen	47° 55' 00,60''	16° 51' 53,16''	4 m	25.07.2018
11	Hanság	47° 43' 57,00''	17° 01' 49,32''	5 m	05.08.2019
12	Hanság	47° 43' 56,58''	17° 01' 59,16''	5 m	05.08.2019
13	Hanság	47° 44' 00,78''	17° 02' 00,00''	6 m	05.08.2019
14	Hanság	47° 43' 49,20''	17° 01' 43,26''	6 m	05.08.2019
15	Zitzmannsdorfer Wiesen	47° 53' 12,42''	16° 52' 06,96''	5 m	05.08.2019
16	Seevorgelände Illmitz	47° 46' 08,34''	16° 45' 47,28''	8 m	07.08.2019
17	Seevorgelände Illmitz	47° 46' 13,92''	16° 45' 49,92''	8 m	07.08.2019

Im Zuge der Probennahme wurden vor Ort die GPS-Koordinaten ermittelt sowie Fotos des Lebensraumes aufgenommen. Die Probennahme ist generell von Mai bis November möglich, bevorzugt sollte sie allerdings in den Sommermonaten erfolgen, da zu dieser Zeit viele adulte Tiere leben und auch aktiv sind.

Ergebnisse

Insgesamt konnten in den 18 Proben 30 Molluskenarten (elf aquatische und 19 terrestrische) bestimmt werden (**Tabelle 2**). Laut der aktuellen Roten Liste (REISCHÜTZ & REISCHÜTZ 2007) sind davon 19 nicht gefährdet (LC), drei Arten droht Gefährdung (NT), drei weitere sind gefährdet (VU), drei sind stark gefährdet (NE) und eine ist vom Aussterben bedroht (CR). *Euconulus praticola* konnte aufgrund der mangelnden Datenlage nicht eingestuft werden (DD).

In acht Proben, die 2018 gesammelt wurden, konnte *Vertigo angustior* nachgewiesen werden. Die Individuenzahlen pro Fundort schwankten beträchtlich, von einem bis 252 Tieren. Besonders hervorzuheben ist der Nachweis von *V. moulinsiana* im Nordteil der NP Bewahrungszone Zitzmannsdorfer Wiesen. Weiters wurde an sieben Stellen *Vertigo antvertigo* nachgewiesen und an fünf *Vertigo pygmaea*.

Der Erhaltungszustand der *Vertigo angustior*-Populationen wird anhand eines in Deutschland ausgearbeiteten Bewertungsschemas beurteilt (BFN 2010, 2017), wobei jeder Fundort als abgegrenzte Population betrachtet wird. Einzig die Fundpunkte 1.1 und 1.2 werden aufgrund der räumlichen Nähe gemeinsam bewertet.

Da die beprobten Flächen immer kleiner als 1 m² waren, werden die festgestellten Dichten als Minimalwerte für den Indikator „lebende Individuen/m²“ angenommen. Die Populationsdichten sind großteils als gut (20-100 lebende Individuen/m²) einzustufen, der hohe Anteil an juvenilen Tieren zeigt, dass die Struktur bei den meisten Populationen hervorragend ist. Da im Zuge der Basiserhebung nur größere Einzelproben genommen wurden, kann die Flächenausdehnung nicht bewertet werden. Die Habitate sind überwiegend als hervorragend bis gut einzustufen, das heißt die Vegetation ist nicht zu hoch und dicht, die Habitate scheinen gleichmäßig feucht zu sein und die Streuschicht ist gut ausgeprägt. Nährstoffeinträge aus angrenzenden Flächen waren bei keiner Fläche zu erkennen, bei einigen ist an den Randbereichen eine beginnende Verbuschung gegeben. Leicht negative Auswirkungen sind durch die frühen Mahdzeitpunkte zu befürchten.

In den Proben 11 bis 17, die die 2019 untersuchten Gebiete umfassen, konnten keine gefährdeten *Vertigo*-Arten nachgewiesen werden.

In den Beifunden konnten acht weitere gefährdete Arten identifiziert werden, wobei *Valvata macrostoma* erstmals im Neusiedler See-Gebiet gefunden wurde. Folgende Arten sind laut der aktuellen Roten Liste Österreichs gefährdet (REISCHÜTZ & REISCHÜTZ 2007):

CR (vom Aussterben bedroht)

- *Valvata macrostoma* (Mörch, 1864)

EN (stark gefährdet)

- *Aplexa hypnorum* (Linnaeus, 1758)
- *Vallonia enniensis* (Gredler, 1856)

VU (gefährdet)

- *Anisus spirorbis* (Linnaeus, 1758)
- *Physa fontinalis* (Linnaeus, 1758)
- *Segmentina nitida* (O. F. Müller, 1774)

NT (Gefährdung droht)

- *Pupilla muscorum* (Linnaeus, 1758)
- *Truncatellina cylindrica* (A. Férussac, 1807)

Vallonia enniensis, die ähnliche Habitatansprüche wie *Vertigo angustior* hat, konnte an zehn Probenpunkten gefunden werden. *Pupilla muscorum* und *Truncatellina cylindrica*, die beide trockenere Standorte besiedeln, konnten daher auch nur seltener nachgewiesen werden. Ebenfalls nur vereinzelt waren die Funde aquatischer Arten (*Anisus spirorbis*, *Aplexa hypnorum*, *Physa fontinalis*, *Segmentina nitida* und *Valvata macrostoma*).

Tabelle 2: Liste der gefundenen Arten und Individuenanzahl für alle Proben**Table 2:** Complete species list and numbers of individuals for each sample

Art / Probe	L ¹	RL ²	1.1	1.2	2	3	4	5	6	7
Gastropoda										
<i>Anisus spirorbis</i> (Linnaeus 1758)	A	VU								
<i>Anisus</i> sp. juv.	A									
<i>Aplexa hypnorum</i> (Linnaeus 1758)	A	EN								
<i>Bithynia tentaculata</i> (Linnaeus 1758)	A	LC				2				
<i>Carychium minimum</i> O. F. Müller 1774	T	LC	62	24				60	7	25
<i>Clausiliidae</i> sp. juv.	T							1		9
<i>Cochlicopa lubrica</i> (O. F. Müller 1774)	T	LC		1						
<i>Cochlicopa</i> sp. juv.	T		5	6				1	16	20
<i>Euconulus praticola</i> (Reinhardt 1883)	T	DD								
<i>Galba truncatula</i> (O. F. Müller 1774)	A	LC		2		2	5	1		
<i>Gyraulus crista</i> (Linnaeus 1758)	A	LC				1				
<i>Monachoides incarnatus</i> (O. F. Müller 1774)	T	LC								
<i>Perpolita hammonis</i> (Ström 1765) ³	T	LC						4		
<i>Physa fontinalis</i> (Linnaeus 1758)	A	VU								
<i>Planorbis planorbis</i> (Linnaeus 1758)	A	LC				9				
<i>Punctum pygmaeum</i> (Draparnaud 1801)	T	LC						6	27	13
<i>Pupilla muscorum</i> (Linnaeus 1758)	T	NT				1		4	2	
<i>Segmentina nitida</i> (O. F. Müller 1774)	A	VU								
<i>Stagnicola</i> sp.	A					4				
<i>Succinea putris</i> (Linnaeus 1758)	T	LC								
<i>Succinella oblonga</i> (Draparnaud 1801)	T	LC					4			
<i>Succineidae</i> sp. juv.	T		1	2		1		6	1	
<i>Truncatellina cylindrica</i> (A. Férussac 1807)	T	NT								
<i>Truncatellina</i> sp. juv.	T				2					
<i>Vallonia costata</i> (O. F. Müller 1774)	T	LC	2						10	10
<i>Vallonia enniensis</i> (Gredler 1856)	T	EN		3			4	17	1	
<i>Vallonia pulchella</i> (O. F. Müller 1774)	T	LC		13			1		1	7
<i>Vallonia</i> sp. juv.	T		4							
<i>Valvata cristata</i> O. F. Müller 1774	A	LC				9				
<i>Valvata macrostoma</i> Mörch 1864	A	CR								
<i>Vertigo angustior</i> Jeffreys 1830	T	LC	57	4				39	252	26
<i>Vertigo antivertigo</i> (Draparnaud 1801)	T	NT		5		6		3	23	3
<i>Vertigo moulinsiana</i> (Dupuy 1849)	T	EN								
<i>Vertigo pygmaea</i> (Draparnaud 1801)	T	LC						10	17	2
<i>Vertigo</i> sp. juv.	T		15				3	20	21	24
<i>Vitrina pellucida</i> (O. F. Müller 1774)	T	LC								
<i>Zonitoides nitidus</i> (O. F. Müller 1774)	T	LC	2	6						
Bivalvia										
<i>Euglesa obtusalis</i> (Lamarck 1818) ⁴	A	LC								

Art / Probe	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Gastropoda										
<i>Anisus spirorbis</i> (Linnaeus 1758)						2	1			
<i>Anisus</i> sp. juv.				80	100	1		25		90
<i>Aplexa hypnorum</i> (Linnaeus 1758)					2					
<i>Bithynia tentaculata</i> (Linnaeus 1758)										
<i>Carychium minimum</i> O. F. Müller 1774	1	27	3		1	6				
<i>Clausiliidae</i> sp. juv.										
<i>Cochlicopa lubrica</i> (O. F. Müller 1774)		2				1				
<i>Cochlicopa</i> sp. juv.	2	5	2							
<i>Euconulus praticola</i> (Reinhardt 1883)		12	4							
<i>Galba truncatula</i> (O. F. Müller 1774)		11	10							
<i>Gyraulus crista</i> (Linnaeus 1758)			1						1	2
<i>Monachoides incarnatus</i> (O. F. Müller 1774)	1									
<i>Perpolita hammonis</i> (Ström 1765) ³		6	10				2			
<i>Physa fontinalis</i> (Linnaeus 1758)										1
<i>Planorbis planorbis</i> (Linnaeus 1758)			17				1			2
<i>Punctum pygmaeum</i> (Draparnaud 1801)	4	18	1							
<i>Pupilla muscorum</i> (Linnaeus 1758)				6	1	1				6
<i>Segmentina nitida</i> (O. F. Müller 1774)			6							
<i>Stagnicola</i> sp.										
<i>Succinea putris</i> (Linnaeus 1758)		9			1					
<i>Succinella oblonga</i> (Draparnaud 1801)		19								45
<i>Succineidae</i> sp. juv.	2				6	2	7		4	
<i>Truncatellina cylindrica</i> (A. Férussac 1807)							1	3		
<i>Truncatellina</i> sp. juv.										
<i>Vallonia costata</i> (O. F. Müller 1774)	11	10						2		
<i>Vallonia enniensis</i> (Gredler 1856)	1	20	8	3	1					61
<i>Vallonia pulchella</i> (O. F. Müller 1774)			2	7	18	17	6			
<i>Vallonia</i> sp. juv.										
<i>Valvata cristata</i> O. F. Müller 1774			80							
<i>Valvata macrostoma</i> Mörch 1864			2							
<i>Vertigo angustior</i> Jeffreys 1830	23	63	1							
<i>Vertigo antivertigo</i> (Draparnaud 1801)		8	57							
<i>Vertigo moulinsiana</i> (Dupuy 1849)		2								
<i>Vertigo pygmaea</i> (Draparnaud 1801)	15	17				2				
<i>Vertigo</i> sp. juv.		62						1		
<i>Vitrina pellucida</i> (O. F. Müller 1774)	1									
<i>Zonitoides nitidus</i> (O. F. Müller 1774)										
Bivalvia										
<i>Euglesa obtusalis</i> (Lamarck 1818) ⁴			4							

¹ L (Lebensraum): A (aquatisch) oder T (terrestrisch); ² RL (Rote Liste Status nach REISCHÜTZ & REISCHÜTZ 2007); ³ syn. *Nesovitrea hammonis* (STRÖM 1765); ⁴ syn. *Pisidium obtusale* (LAMARCK 1818)

Evaluierung

Bis in die 1950er Jahre wurden die ständig über dem Seeniveau liegenden Wiesenflächen im Westen des Sees (von Mörbisch bis Neusiedl) unter anderem von *Vertigo antivertigo*, *V. pygmaea* und *V. angustior* besiedelt (SAUERZOPF 1957). Dieser Lebensraum wurde allerdings durch die fortschreitende landwirtschaftliche Nutzung stark verringert, was zu einem beträchtlichen Rückgang der Malakofauna führte (SAUERZOPF 1983). Die letzte umfangreiche Untersuchung der Weichtiere des Neusiedler See-Gebietes erfolgte in den Jahren 1985 und 1986 (MÜLLER 1988, 1989). An insgesamt 97 Stellen wurden Proben gesammelt und ausgewertet, wobei verschiedenste Biotope beprobt wurden. *Vertigo antivertigo* konnte dabei noch häufiger nachgewiesen werden (15 Funde), für *V. pygmaea* wurden neun und für *V. angustior* schließlich nur drei Funde angeführt. Im Zuge der vorliegenden Untersuchung konnte *V. angustior* öfter nachgewiesen werden als die anderen Arten. Das dürfte allerdings mit der sehr gezielten Auswahl der Probeflächen zusammenhängen und nicht allgemein die Häufigkeit im gesamten Gebiet wiedergeben.

Die calciphil-hygrophil-stenöke *Vertigo angustior* ist europäisch verbreitet, von Irland über Skandinavien bis in die Türkei und den Iran, über Griechenland, Italien, Frankreich und Spanien bis nach Portugal sowie in ganz Mitteleuropa (KERNEY *et al.* 1983, POKRYSZKO 1990, PROSCHWITZ 2003). Die Art gilt in Österreich als nicht gefährdet (LC), Rückgänge im Flachland sind durch Biotopverluste bedingt, in den Mittelgebirgslagen kommt sie noch häufig vor (ARGE BASISERHEBUNG 2012, REISCHÜTZ & REISCHÜTZ 2007, SCHRATTENECKER-TRAVNITZKY 2011, TRAVNITZKY & PATZNER 2009). Abhängig vom Klima besiedelt die Art in Europa eine Vielzahl verschiedenster Biotope. In Zentraleuropa lebt sie in wechselfeuchten bis nassen, nährstoffarmen Wiesenhabitaten und verschiedenen Feuchtgebieten, die auch vorübergehend nicht austrocknen, wie durchgehend feuchte Wiesen, Quellhorizonte, Moore, Röhrichte, Klein- und Großseggenriede, selten auch feuchte Laubwälder und Erlenbrüche sowie feuchte bemooste Felsen und Felsnischen (POKRYSZKO 1990, COLLING 2001). Die Vegetation darf nicht zu hoch und dicht sein, da auch in Bodennähe gute Licht- und Wärmeverhältnisse herrschen müssen. Eine Verbuschung der Biotope ist daher unbedingt zu verhindern (GROH & WEITMANN 2003). Die Feuchtigkeit in den Lebensräumen muss hoch sein, allerdings ohne Überschwemmungen. In den bekannten Lebensräumen sind daher alle Eingriffe, die den Wasserhaushalt verändern würden, besonders kritisch zu prüfen bzw. zu unterlassen. Weiters ist eine gut ausgeprägte Streuschicht, die Nahrungsbiotop, Aufenthalts- und Fortpflanzungsraum für die Tiere ist, besonders wichtig (COLLING 2001). Diese ist allerdings oft, bedingt durch die regelmäßige Pflegemahd und die damit verbundene Entfernung des Mähguts, so gut wie nicht vorhanden. In diesen Lebensräumen kommt dem Feuchtegrad der bodennahen Schicht und dem Verdichtungsgrad der obersten Bodenschicht, die als Refugium dient, besondere Bedeutung zu (COLLING & SCHRÖDER 2003a). Da sowohl die Mahd, um ein Verbuschen der Flächen zu verhindern, als auch die Entfernung des Mähguts, um den Nährstoffeintrag zu verringern, für den Biotopschutz jedoch unerlässlich

sind, ergibt sich hier ein Konflikt. Mit dem abgemähten Material werden auch viele Individuen entfernt (KOBIALKA & SCHLEPPHORST 2004). Es sollte daher versucht werden, den Zeitpunkt der Mahd möglichst spät im Jahr anzusetzen oder die Pflegemahd nur jedes zweite Jahr durchzuführen. GROH & WEITMANN (2003) empfehlen eine Wintermahd bei Dauerfrost, die die Streuauflage möglichst wenig schädigt.

Überraschend ist der Fund von *Vertigo moulinsiana*, die auf der österreichischen Seite des Sees noch nie lebend nachgewiesen worden ist (KLEMM 1974; MÜLLER 1988, 1989; SAUERZOPF 1957, 1959; TRAVNITZKY 2009). Allerdings können so kleine Arten, die noch dazu Zwitter sind und sich selbst befruchten können, auch auf sehr kleinen Flächen überleben (CAMERON 2016, COLLING 2001, POKRYSZKO 1990). Es ist daher durchaus möglich, dass es noch weitere *V. moulinsiana*-Populationen gibt, die bislang nicht entdeckt worden sind. Genauso kann es aber auch sein, dass es sich nur um eine kleine Restpopulation handelt, die jederzeit aussterben kann. Dies ist bislang der einzige rezente Fundort für das Burgenland. Das Vorkommen in Sauerbrunn fiel Biotopzerstörung zum Opfer (SAUERZOPF 1983), jenes an den Güssinger Teichen konnte trotz intensiver Suche nicht bestätigt werden (TRAVNITZKY 2009). Das Belegexemplar für Donnerskirchen am Naturhistorischen Museum in Wien stellte sich als falsch bestimmte *Vertigo pygmaea* heraus.

Vertigo moulinsiana ist eine calci- und thermophile Reliktart warmer Interglazial- und Postglazialzeiten (COLLING & SCHRÖDER 2003b), die heute atlantisch-mediterran verbreitet ist. Sie kommt in ganz Europa vor, von Irland und Südschweden bis nach Transkaukasien und ins Mittelmeergebiet (CAMERON *et al.* 2003, POKRYSZKO 1990), durch Biotopverlust ist die Art jedoch überall gefährdet (COLLING 2001, PROSCHWITZ 2003, VAVROVA *et al.* 2009). Für das Gebiet der EU wird *V. moulinsiana* als gefährdet (VU) eingestuft (NEUBERT *et al.* 2019), in Österreich, Deutschland und Tschechien ist sie stark gefährdet (EN) (BERAN *et al.* 2017, JUNGBLUTH & VON KNORRE 2011, REISCHÜTZ & REISCHÜTZ 2007). Sie kommt nur in Kärnten gehäuft vor, wo aktuell 32 Standorte bekannt sind (MILDNER 2000a). In Oberösterreich konnte sie am Innstausee in der Nähe von Reichersberg (REISCHÜTZ 1997) und in einem Seggenbestand bei Unteresternberg (M. COLLING, schriftl. Mitt.) nachgewiesen werden, der einzige Fund in Niederösterreich bestand aus einer Schale in einem Genist bei Gumpoldskirchen (REISCHÜTZ 1999). Aus Vorarlberg ist ein Fund bei Hohenems im NSG Alter Rhein bekannt (STUMMER 1996).

Die Tiere brauchen alte, seit langem existierende Feuchtgebiete (kalkreiche Sümpfe und Moore) an See- und Flussufern des Tieflandes (COLLING 2001, MILDNER 2000a, POKRYSZKO 1990, REISCHÜTZ & REISCHÜTZ 2007). Die Tiere sind sehr aktiv und sitzen bevorzugt in einer Höhe von ca. 50 cm an Stängeln und Blättern von verschiedenen Arten von *Carex*, *Phragmites*, *Iris* u. a. (POKRYSZKO 1990). Wichtig sind ein oberflächennaher Wasserstand und winterliche Überflutung sowie eine starke organische, wasserspeichernde Bodenoberfläche. Ausgeprägte Wasserstandsschwankungen und das davon verursachte wechselnde Mikroklima wirken sich anscheinend negativ auf die Art aus. Weil

die Tiere auch im Winter auf den Pflanzen sitzen, können harte Winter die Populationen stark reduzieren (JUEG 2004). Von besonderer Bedeutung ist auch ein hoher, nicht zu dichter Pflanzenbewuchs. Auf Mahd oder Beweidung reagiert die Art sehr empfindlich (COLLING 2001, JUEG 2004, POKRYSZKO 1990).

Vertigo antivertigo lebt an feuchten Standorten, die nie vollständig austrocknen wie Moore, Sumpfwiesen, Auwälder, Fluss- und Seeufer (KERNEY *et al.* 1983, POKRYSZKO 1990, TURNER *et al.* 1998). In der Roten Liste werden für die Einstufung als NT (Gefährdung droht) ein Rückgang der Bestände zwischen 61% und 70% angegeben sowie ein schwach negativer Trend bei der Habitatentwicklung (REISCHÜTZ & REISCHÜTZ 2007). MILDNER (2000b) hat rezente Populationen an 76 Standorten in Kärnten nachweisen können, auch aus anderen Bundesländern sind Lebendvorkommen bekannt (ARGE BASISERHEBUNG 2012, SCHRATTENECKER-TRAVNITZKY 2011, TRAVNITZKY & PATZNER 2009).

Auf der ungarischen Seite des Sees gibt bzw. gab es Vorkommen aller vier *Vertigo*-Arten (FEHÉR & GUBÁNYI 2001). Ähnliche Malakozönosen, in denen auch die selben vier *Vertigo*-Arten gemeinsam vorkommen, sind aus Polen bekannt (JANKOWIAK & BERNARD 2013, SZLAUER-ŁUKASZEWSKA *et al.* 2015). Nach SAUERZOPF (1957) gleicht die Molluskenfauna des Hanság jener der westlich des Sees gelegenen Wiesen. Folgende Arten sind für beide Gebiete charakteristisch: *Carychium minimum*, *Succinea oblonga*, *Oxyloma elegans*, *Cochlicopa lubrica*, *Vertigo antivertigo*, *V. pygmaea*, *V. angustior*, *Truncatellina cylindrica*, *Pupilla muscorum*, *Vallonia costata*, *V. pulchella*, *Chondrula tridens* und *Ceciliooides acicula*. Nach den bislang vorliegenden Ergebnissen scheint es aber so zu sein, dass sich *V. angustior* aufgrund des stark schwankenden Grundwasserspiegels im Hanság nicht halten konnte.

Vallonia enniensis, die in Mittel- und Südeuropa vorkommt, ist in Österreich stark gefährdet (EN), der geschätzte Rückgang der Art liegt zwischen 61% und 70%. Eine negative Entwicklung ist sowohl beim Indikatorwert Arealentwicklung als auch bei der Habitatentwicklung gegeben (REISCHÜTZ & REISCHÜTZ 2007). Sie lebt ausschließlich auf nassen, kalkreichen Standorten wie Sumpfwiesen und Quellhorizonten in tiefen und mittleren Höhenlagen (KERNEY *et al.* 1983, TURNER *et al.* 1998). Da *Vallonia enniensis* sowohl gefährdet als auch für bestimmte Lebensräume kennzeichnend ist, ist nach REISCHÜTZ & REISCHÜTZ (2007) für die Art in Österreich ein erhöhter Schutzbedarf gegeben. SAUERZOPF (1959) gibt das höhergelegene Vorland sowie den Seewinkel und die Parndorfer Platte als Lebensraum an, MÜLLER (1989) fand sie an zwölf Stellen. Im Rahmen von FFH-Erhebungen zu den *Vertigo*-Arten wurde *V. enniensis* von der Autorin bislang nur vereinzelt gefunden (ARGE BASISERHEBUNG 2012, SCHRATTENECKER-TRAVNITZKY 2011). Die Vorkommen rund um den Neusiedler See sind von großer Bedeutung für das Überleben der Art.

Pupilla muscorum lebt in mittelfeuchten bis trockenen, offenen und kalkreichen Habitaten wie Trockenrasen und Geröll (KERNEY *et al.* 1983, TURNER *et al.* 1998, WIESE 2014). Bei MÜLLER (1989) die am weitesten verbreitete Art im Neudiedler See-Gebiet, die in den verschiedensten Biotopen nachgewiesen wurde. Sie kann auch Agrarflächen besiedeln, allerdings sind die Bestände dort,

vermutlich wegen der Ausbringung von Molluskiziden und Herbiziden, eingebrochen. Daher droht dieser ursprünglich in Österreich eher häufigen, jedoch lückenhaft verbreiteten Art heute Gefährdung (NT) (KLEMM 1974, REISCHÜTZ & REISCHÜTZ 2007, SEIDL 1971).

Truncatellina cylindrica lebt auf Kalktrockenrasen, auf Geröllhalden oder Felsen (WIESE 2014), in Ungarn oft an feuchteren Standorten mit *Vertigo pygmaea* (KERNEY 1983). Die Einstufung in der Roten Liste als Gefährdung droht (NT) erfolgte aufgrund der leicht negativen Bestandsentwicklung und der schlechten Habitatentwicklung (REISCHÜTZ & REISCHÜTZ 2007). Einer der meist gefundenen Arten bei MÜLLER (1989), die sie sowohl in Trockenrasen auch als in feuchten Habitaten nachwies.

Valvata macrostoma kommt in Auen großer Ströme, im sumpfigen Uferbereich von Seen oder pflanzenreichen Kleingewässern, auch in temporären Gewässern vor (GLÖER 2002). In Österreich bewohnt die Art nährstoffarme stehende Gewässer in Nähe der Donau. Der massive Verlust passender Habitate und die damit verbundenen Bestandsrückgänge um bis zu 95% führten zur Einstufung als vom Aussterben bedroht (CR), weshalb auch ein akuter Schutzbedarf gegeben ist (REISCHÜTZ & REISCHÜTZ 2007). In Tschechien und Deutschland ist sie ebenso hochgradig gefährdet (BERAN *et al.* 2017, JUNGBLUTH & VON KNORRE 2011), besonders die Regulierung großer Fließgewässer und sinkende Grundwasserspiegel vernichten die Lebensräume von *V. macrostoma* (HORSÁK *et al.* 2013). Im Neusiedler See-Gebiet konnte die Art erstmals nachgewiesen werden (GRAEFE *et al.* 1972, MÜLLER 1988, SAUERZOPF 1959).

Aplexa hypnorum lebt in Wiesengraben, sowie in pflanzenreichen Tümpeln und bevorzugt Gewässer, die gelegentlich austrocknen (GLÖER 2002). Auch diese Art wird in ihrem Bestand durch massive Verluste der benötigten Habitate bedroht, sie gilt als stark gefährdet (EN) (REISCHÜTZ & REISCHÜTZ 2007). ESCHNER & WAITZBAUER (1995) fanden sechs Exemplare in einer alten, der offenen Seefläche nahe gelegenen Schilffläche, während sie in zwei weiteren Untersuchungsflächen, die jährlich bzw. alle paar Jahre gemäht wurden, nicht vorkam. Frühere Erhebungen hatten die Art nicht nachgewiesen (GRAEFE *et al.* 1972, MÜLLER 1988, SAUERZOPF 1959).

Anisus spirorbis lebt nur in kleinen, stehenden Temporärgewässern im Tiefland (GLÖER 2002). Die Beurteilung in der Roten Liste als gefährdet (VU) erfolgte aufgrund der mangelnden Habitatverfügbarkeit und der schlechten Habitatentwicklung. Besonders die Vernichtung und Überdüngung von Kleinbiotopen bedroht die Bestände der Art (REISCHÜTZ & REISCHÜTZ 2007). Bei MÜLLER (1988) die bei weitem am häufigsten gefundene aquatische Art, die in allen beprobten Gewässertypen vorkam.

Physa fontinalis bewohnt klare, pflanzenreiche, stehende und langsam fließende Gewässer (GLÖER 2002). Auch bei dieser Art führt der massive Habitatverlust zu Bestandsverlusten zwischen 61% und 70%, sie gilt als gefährdet (VU) (REISCHÜTZ & REISCHÜTZ 2007). SAUERZOPF (1959) führt die Art nur für den Schilfgürtel an, GRAEFE *et al.* (1972) fanden sie weitverbreitet im Seegebiet: bei den Bootsanlegestellen Illmitz, Neusiedl und Breitenbrunn, am seeseitigen

Schilfrand zwischen Breitenbrunn und Purbach und in einem Graben bei Podersdorf. MÜLLER (1988) führt vier Vorkommen in Gräben bei Podersdorf, Apetlon und Pamhagen an.

Segmentina nitida besiedelt pflanzenreiche Teiche und Seen sowie flache Wiesentümpel und Gräben (GLÖER 2002). Eine geringe Habitatverfügbarkeit und eine stark negative Habitatentwicklung führten zu Bestandsverlusten, sodass die Art als gefährdet (VU) eingestuft wurde (REISCHÜTZ & REISCHÜTZ 2007). MÜLLER (1988) fand die Art in zwei Gräben bei Podersdorf, in beiden Fällen gemeinsam mit *Physa fontinalis*.

Die an den Schilfgürtel anschließenden Wiesengebiete mit ihren vielfältigen Mikrohabitaten beherbergen etliche gefährdete Schneckenarten. Im Fall von *Vertigo angustior*, *V. antivertigo* und *Vallonia enniensis* scheint das langfristige Überleben gesichert zu sein. Auch die Bestände der mit Trockenheit gut zurecht kommenden Arten *Pupilla muscorum* und *Truncatellina cylindrica* dürften nicht bedroht sein. *Vertigo moulinsiana* scheint bislang am Standort nicht gefährdet zu sein. Abhängig von der Populationsgröße kann aber eventuell ein „katastrophales“ Ereignis die Art ausrotten.

Bei zukünftigen Erhebungen, insbesondere zum Erhaltungszustand, sollte überlegt werden, die Probennahme nicht wie meist empfohlen im Sommer durchzuführen. Besonders 2019 war der Sommer sehr heiß und niederschlagsarm, was dazu führt, dass die Schnecken sich so weit möglich in den Boden zurückziehen. Da für die Erhebungen nur Streuproben gesammelt werden und auf Bodenproben verzichtet wird (um den Arbeitsaufwand in einem vertretbaren Rahmen zu halten), sollte die Probennahme eventuell auf Mai/Juni oder September/Oktober verschoben werden.

Zusammenfassung

Die Schmale Windelschnecke (*Vertigo angustior*) ist im Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie angeführt. Für sogenannte FFH-Arten soll das langfristige Überleben in unter Schutz gestellten Gebieten gewährleistet sein. Um eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes zu verhindern, gibt es eine Monitoring- und Berichtspflicht für die EU-Mitgliedsstaaten.

Im Zuge der Basiserhebung rund um den Neusiedler See wurden in ausgewählten Lebensräumen Vorkommen dieser sehr kleinen Schneckenart gesucht. Sie wurde an acht Stellen im Bereich des West- und Nordufers nachgewiesen, im Seewinkel und im Hanság wurde sie bislang nicht gefunden. Der Erhaltungszustand der Populationen ist großteils als hervorragend bis gut zu beurteilen. Zufällig wurde auch eine Population von *Vertigo moulinsiana*, einer weiteren FFH-Art, entdeckt. Dies ist bislang der einzige Fundort für das Burgenland, an dem die Art gesichert noch lebend vorkommt.

Von den insgesamt 30 bestimmten Weichtierarten sind 19 in Österreich nicht gefährdet (LC), drei Arten droht Gefährdung (NT: *Pupilla muscorum*, *Truncatellina cylindrica* und *Vertigo antivertigo*), drei weitere sind gefährdet (VU: *Anisus spirorbis*, *Physa fontinalis* und *Segmentina nitida*), drei sind stark

gefährdet (EN: *Aplexa hypnorum*, *Vallonia enniensis* und *Vertigo moulinsiana*) und eine ist vom Aussterben bedroht (CR: *Valvata macrostoma*). *Euconulus praticola* (syn. *E. alderi* auctt., partim) konnte aufgrund der mangelnden Datenlage nicht eingestuft werden (DD).

Összefoglalás

A harántfogú törpecsiga (*Vertigo angustior*) az EU Élőhelyvédelmi irányelvének II. mellékletében szereplő faj. A populációk jó állapotának fenntartásához a védett és a Natura 2000 területekre szükség van.

A harántfogú törpecsiga (*Vertigo angustior*) igen apró, barna háza mindössze 2-3 mm magas és alig 1 mm széles, ez megnehezíti a terepen történő megtalálását. Az alapfelmérés során 18 vegetáció és törmelékmintát gyűjtöttünk a Fertő-tó nyugati, északi és keleti partján lévő, illetve a Hanság nedves, de nem folyamatosan elárasztott mocsár- és lápterületekről. A mintákat levegőn szárítottuk és két különböző átmérőjű szitával osztályoztuk (2 mm és 0,63 mm). A mintákból az összes puhatestű kiválogatásra és határozásra került. A *V. angustiort* nyolc mintában találtunk, egy helyen a *Vertigo moulinsiana*-val együtt, amely szintén közösségi jelentőségű faj.

Az egyes mintákban élő juvenilis és felnőtt egyedek száma, az élőhely minősége, illetve a lehetséges veszélyeztető tényezők alapján értékeltük az egyes populációk természetvédelmi helyzetét (nagyon jó, jó, rossz). A populációsűrűség és a -összetétel szinte minden populáció esetében jónak mondható. Az élőhelyek mindegyike nagyon jó vagy jó állapotban van: a növényzet nem túl magas vagy sűrű, a talajvízszint állandóan magas áradás nélkül is, vastag növény- és moharéteg található bennük. Egyes élőhelyeket veszélyeztetnek a felnövekvő fák és bokrok, és a kaszálást minden élőhelyen túl korán végzik. A legjobb lenne a réteket parcellákra osztani, és ezeket három-öt évente nyár végén vagy ősszel felváltva kaszálni. A megfelelő kezelés javítaná nemcsak a közösségi jelentőségű fajok, hanem az összes puhatestű helyzetét.

Összesen 30 puhatestű-fajt azonosítottunk. Az osztrák veszélyeztetett fajok Vörös Listája alapján 19 faj "nem fenyegetett", három "mérsékelten fenyegetett" (*Pupilla muscorum*, *Truncatellina cylindrica* és *Vertigo antivertigo*), három „sebezhető” (*Anisus spirorbis*, *Physa fontinalis* és *Segmentina nitida*), három „veszélyeztetett” (*Aplexa hypnorum*, *Vallonia enniensis* and *Vertigo moulinsiana*), egy „súlyosan veszélyeztetett” (*Valvata macrostoma*). Az *Euconulus praticola* (syn. *E. alderi* auctt., partim) az „adathiányos” kategóriába tartozik. A veszélyeztetett fajok többsége zavartalan, jól struktúrált, nedves élőhelyeket igényel, és a 20. század folyamán jelentős egyedszám csökkenést mutat. A vízszint csökkenése, a tápanyagok feldúsulása és a mezőgazdasági gyakorlat változása a megfelelő élőhelyek és a puhatestű fajok sokféleségének tömeges elvesztéséhez vezetett. A Fertő-tó menti nedves rétek nagyszámú mikroélőhelyei különösen fontosak ezeknek a veszélyeztetett fajoknak a megőrzéséhez.

Literatur

- ARGE BASISERHEBUNG (2012): *Endbericht zum Projekt „Basiserhebung von Lebensraumtypen und Arten von gemeinschaftlicher Bedeutung“*. Bearbeitung Revital Integrative Naturraumplanung GmbH, freiland Umweltconsulting ZT GmbH, eb&pUmweltbüro GmbH, Z_GIS Zentrum für Geoinformatik. Im Auftrag der neun Bundesländer Österreichs. Lienz, Wien, Klagenfurt, Salzburg.
- BERAN L., JUŘIČKOVÁ L. & HORSÁK M. (2017): Mollusca. In: HEJDA R., FARKAČ J. & CHOBOT K. (Eds.): Red List of Threatened Species of the Czech Republic. Invertebrates. *Příroda* 36: 71-76.
- BFN (2010): *Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland*. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites Monitoring. Weichtiere. Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH (München) & Institut für Landschaftsökologie, AG Biozönologie (Universität Münster) im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, Bonn.
- BFN (2017): Bewertungsschemata für die Bewertung des Erhaltungsgrades von Arten und Lebensraumtypen als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. Teil I: Arten nach Anhang II und IV der FFH-Richtlinie (mit Ausnahme der marinen Säugetiere). *BfN-Skripten* 480: 89-90.
- CAMERON R.A.D., COLVILLE B., FALKNER G., HOLYOAK G.A., HORNUNG E., KILLEEN I.J., MOORKENS E.A., POKRYSZKO B.M., PROSCHWITZ T. VON, TATTERSFIELD P. & VALOVIRTA I. (2003): Species Accounts for snails of the genus *Vertigo* listed in Annex II of the Habitats Directive: *V. angustior*, *V. genesii*, *V. geyeri* and *V. moulinsiana* (Gastropoda, Pulmonata: Vertiginidae). *Heldia* 5: 151-170.
- CAMERON R. (2016): *Slugs and Snails*. William Collins Books, London.
- COLLING M. (2001): Schmale Windelschnecke (*Vertigo angustior*), Vierzählige Windelschnecke (*Vertigo geyeri*) und Bauchige Windelschnecke (*Vertigo moulinsiana*). In: FARTMANN T., GUNNEMANN H., SALM P. & SCHRÖDER E.: Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten – Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. *Angewandte Landschaftsökologie* 42: 402-411.
- COLLING M. & SCHRÖDER E. (2003a): *Vertigo angustior* (JEFFREYS, 1830). *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 69: 665-676.
- COLLING M. & SCHRÖDER E. (2003b): *Vertigo moulinsiana* (DUPUY, 1849). *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 69: 694-708.
- DER RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften*, Reihe L 206: 7-50.

- DUDA M. (2015): Interessante Funde zweier Arten der Gattung *Vertigo* O. F. Müller 1773 (Mollusca, Gastropoda) im südwestlichen Niederösterreich. *Nachrichtenblatt der Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft* 22: 3-4.
- ESCHNER A. & WAITZBAUER W. (1995): Ökologische Untersuchungen an Wasserschnecken im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. *Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft Österreich* 132: 187-218.
- FEHÉR Z. & GUBÁNYI A. (2001): *The Distribution of Hungarian Molluscs*. The Catalogue of the Mollusca Collection of the Hungarian History Museum. Magyar Természettudományi Múzeum (MTM), Budapest.
- GLÖER P. (2002): *Mollusca I. Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas*. In: Die Tierwelt Deutschlands 73. Teil (Begr. von F. DAHL). 2., neubearbeitete Auflage. ConchBooks, Hackenheim.
- GLÖER P. (2017): *Süßwassermollusken*. Ein Bestimmungsschlüssel für die Republik Deutschland. 15. korrigierte Auflage. DJN, Göttingen.
- GRAEFE G., HOHORST B., HOHORST W. & ZILCH A. (1972): Zur Molluskenfauna des Neusiedler Sees (Burgenland, Österreich). *Mitteilungen der Deutschen Malakozoologischen Gesellschaft* 2: 352-354.
- GROH K. & WEITMANN G. (2003): *Artensteckbrief Schmale Windelschnecke *Vertigo angustior**. Im Auftrag des HDLGN.
- HORSÁK M., JUŘIČKOVÁ L. & PICKA J. (2013): *Molluscs of the Czech and Slovak Republics*. Nakladatelství Kabourek, Zlín.
- JANKOWIAK A. & BERNARD R. (2013): Coexistence or spatial segregation of some *Vertigo* species (Gastropoda: Vertiginidae) in a *Carex* rich fen in Central Poland. *Journal of Conchology* 41: 399-406.
- JUEG U. (2004): Die Verbreitung und Ökologie von *Vertigo moulinsiana* (DUPUY, 1849) in Mecklenburg-Vorpommern (Gastropoda: Stylommatophora: Vertiginidae). *Malakologische Abhandlungen* 22: 87-124.
- JUNGBLUTH H.J. & VON KNORRE D. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Binnenmollusken (Schnecken und Mollusken; Gastropoda et Bivalvia) Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70: 647-708.
- KERNEY M.P., CAMERON R.A.D. & JUNGBLUTH J.H. (1983): *Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas*. Verlag Paul Parey, Hamburg-Berlin.
- KISS Y. & KOPF T. (2010): Die *Vertigo*-Arten (Gastropoda: Vertiginidae) des Anhangs II der FFH-Richtlinie in Südtirol: 2. Erhebungsjahr (2009). *Gredleriana* 10: 187-208.
- KLEMM W. (1974): Die Verbreitung der rezenten Land-Gehäuse-Schnecken in Österreich. *Denkschriften der Österreichischen Akademie der Wissenschaften* 117 (= Supplement 1 des Catalogus Faunae Austriae).
- KOBIALKA H. & SCHLEPPHORST R. (2004): Beiträge zur Molluskenfauna des Weserberg-landes: 9. *Vertigo geyeri* Lindholm 1925 lebend in Niedersachsen

- (Gastropoda: Vertiginidae). *Mitteilungen der Deutschen Malakozoologischen Gesellschaft* 71/72: 1-14.
- MILDNER P. (2000a): Zur Verbreitung der Bauchigen Windelschnecke *Vertigo moulinsiana* (Dupuy, 1849) (Gastropoda, Stylommatophora, Vertiginidae) in Kärnten. *Carinthia* II 190/110: 172-180.
- MILDNER P. (2000b): Zur Verbreitung *Vertigo antivertigo* (Draparnaud, 1801) und *Vertigo geyeri* (Lindholm, 1925) (Gastropoda, Stylommatophora, Vertiginidae) in Kärnten. *Carinthia* II 190/110: 531-536.
- MÜLLER C.Y. (1988): Die Molluskenfauna des Seewinkel (Gebiet östlich des Neusiedlersees, Österreich). *Mitteilungen der deutschen malakozoologischen Gesellschaft* 42: 11-24.
- MÜLLER C.Y. (1989): Die Landschnecken des Neusiedler See-Gebietes, ein Vergleich zwischen Ost-, Nord- und Westufer. *BFB-Bericht* 71: 23-34.
- NEUBERT E., SEDDON M.B., ALLEN D.J., ARRÉBOLA J., BACKELJAU T., BALASHOV I., BANK R., CAMERON R., DE FRIARS MAR NS A.M., DE MA A W., DEDOV I., DUDA M., FALKNER G., FALKNER M., FEHÉR Z., GARGOMINY O., GEORGIEV D., GIUS F., GÓMEZ MOLINER B.J., GROH K., IBÁÑEZ M., KAPPES H., MANGANELLI G., MAR NEZ-OR A., NARDI G., NEIBER M. T., PÁLL-GERGELY B., PARMAKELIS A., PRIÉ V., REISCHÜTZ A., REISCHÜTZ P.L., ROWSON B., RÜETSCHI J., SLAPNIK R., SON M., ŠTAMOL V., TEIXEIRA D, TRIAN S K., VARDINOYANNIS K., VON PROSCHWITZ T. & WALTHER F. (2019): *European Red List of Terrestrial Molluscs*. IUCN: Cambridge, UK and Brussels, Belgium. <https://portals.iucn.org/library/node/48439>.
- POKRYSZKO B.M. (1990): The Vertiginidae of Poland (Gastropoda: Pulmonata: Pupiloidea) – a systematic monograph. *Annales Zoologici* 43: 133-257.
- PROSCHWITZ T. VON (2003): A review of the distribution, habitat selection and conservation status of the species of the genus *Vertigo* in Scandinavia (Denmark, Norway and Sweden) (Gastropoda, Pulmonata: Vertiginidae). *Heldia* 5: 27-50.
- REISCHÜTZ P. L. (1993): Anmerkungen zur Kenntnis der Molluskenfauna des Burgenlandes. *BFB-Bericht* 79: 147-148.
- REISCHÜTZ P. L. (1997): Bemerkenswerte Molluskenfunde in Österreich. *Nachrichtenblatt der Ersten Vorarlbrger Malakologischen Gesellschaft* 5: 33-35.
- REISCHÜTZ P. L. (1999): Beiträge zur Kenntnis der Molluskenfauna Niederösterreichs XV. Streifzüge durch das südliche Wiener Becken. *Nachrichtenblatt der Ersten Vorarlbrger Malakologischen Gesellschaft* 7: 14-18.
- REISCHÜTZ A. & REISCHÜTZ P.L. (2007): Rote Liste der Weichtiere (Mollusca) Österreichs. In: ZULKA K.P. (Ed.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Teil 2: Reptilien, Amphibien, Fische, Nachtfalter, Weichtiere*. Grüne Reihe des Lebensministeriums Band 14/2, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, pp. 363-433.

- SAUERZOPF F. (1957): Das Neusiedler See-Gebiet und seine Malakofauna. *Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland* 15: 1-47.
- SAUERZOPF F. (1959): Beitrag zur Kenntnis der Molluskenfauna des Neusiedler See-Raumes. *Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland* 23: 140-143.
- SAUERZOPF F. (1983): Die Erforschung der Molluskenfauna des Burgenlandes. *Forum Pannonicum rer. nat.* 1: 39-41.
- SCHRATTENECKER-TRAVNITZKY R. (2011): Vorkommen und Malakozöosen von in der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie genannten *Vertigo*-Arten (Gastropoda: Pulmonata) im oberösterreichischen Europaschutzgebiet „Wiesengebiete und Seen im Alpenvorland“. *Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs* 21: 369-385.
- SEIDL F. (1971): Zur Molluskenfauna der Bezirke Braunau am Inn, Ried im Innkreis und Schärding 2. Teil. *Mitteilungen der Zoologischen Gesellschaft Braunau* 1: 237-250.
- STUMMER B. (1996): Neue Schneckenfunde aus Vorarlberg (Österreich). *Nachrichtenblatt der Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft* 4: 55-57.
- SZLAUER-ŁUKASZEWSKA A., WILHELM M. & SULIKOWSKA-DROZD A. (2015): The occurrence of protected vertiginids *Vertigo angustior* Jeffreys, 1830 and *V. moulinsiana* (Dupuy, 1849) (Gastropoda: Pulmonata: Vertiginidae) in the estuary of the Odra river. *Folia Malacologica* 23: 225-234.
- TRAVNITZKY R. (2009): *Erfassung und Beurteilung der Vertigo moulinsiana (Dupuy, 1849)-Populationen (Gastropoda: Pulmonata) im Bereich des Neusiedler Sees und der Güssinger Teiche*. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Amtes der Burgenländischen Landesregierung.
- TRAVNITZKY R. & R.A. PATZNER (2009): Beitrag zur Molluskenfauna (Gastropoda und Bivalvia) des Bundeslandes Salzburg, Österreich mit besonderer Berücksichtigung der *Vertigo*-Arten. *Linzer biologische Beiträge* 41(2): 2039-2050.
- TURNER H., J.G.J. KUIPER, N. THIEW, R. BERNASCONI, J. RÜETSCHI, M. WÜTHRICH & M. GOSTELI (1998): Atlas der Mollusken der Schweiz und Liechtensteins. *Fauna Helvetica* 2: 1-527.
- VAVROVA L., HORSÁK M., STEFFEK J. & CEJKA T. (2009): Ecology, distribution and conservation of *Vertigo* species of European importance in Slovakia. *Journal of Conchology* 40: 1-12.
- WEISS S. & ZECHMEISTER T. (Eds.) (2017): *Naturschutzfachliches Managementkonzept Seevorgelände Neusiedler See*. Arbeitsgemeinschaft natürliche Ressourcen (AGN), Eisenstadt.
- WELTER-SCHULTES F.W. (2012): *European non-marine molluscs, a guide for species identification*. Planet Poster Editions, Göttingen.
- WIESE V. (2014): *Die Landschnecken Deutschlands*. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim

Herpetológiai felmérések a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság határ menti Natura 2000 területein

Survey of amphibian and reptile fauna in SCI-s of Fertő–Hanság National Park along the Austrian–Hungarian border

Erhebung der Amphibien- und Reptilienfauna in FFH-Gebieten des Nationalparks Fertő–Hanság entlang der österreich–ungarischen Grenze

DANKOVICS RÓBERT¹

Abstract

During the research between 2017 and 2020 in the FFH areas Rábaköz (HUFH20001), Fertő (HUFH20002), Fertőmelléki dombsor (HUFH20003), Dudlesz-erdő (HUFH20006), Soproni-hegység (HUFH20012) as well as Határ menti erdők (HUFH20013) herpetological researches were carried out using the methodology of the National Biodiversity Monitoring System. Special attention was paid to the study of frog crossings between Hidegség and Fertőboz. During the surveys carried out on 53 field days, data from a total of 5152 detected individuals were collected in 1055 data records.

During the period of the study, in the FFH areas, 13 of the 17 amphibian species found earlier (*Salamandra salamandra*, *Triturus dobrogicus*, *Lissotriton vulgaris*, *Bombina bombina*, *Pelobates fuscus*, *Bufo bufo*, *Bufo viridis*, *Hyla arborea*, *Rana arvalis*, *Rana dalmatina*, *Rana temporaria*, *Pelophylax lessonae*, *Pelophylax ridibundus*), six of the former ten reptile species (*Emys orbicularis*, *Lacerta agilis*, *Lacerta viridis*, *Zootoca vivipara*, *Anguis fragilis*, *Natrix natrix*) were detected. Important amphibian breeding grounds are the small streaming bodies of water of the Sopron Hills for the Fire Salamander, the artificial ponds for the Common Toad, the waters of Lake Fertő and Rábaköz for the Fire-bellied Toad and the water frog species (*Pelophylax* spp.).

The main factors endangering amphibians in the examined areas are the drying up of terrestrial habitats and the drying up of breeding sites. Crossings by road traffic are also frequent, but with the exception of the road section between Fertőboz and Hidegség, no mass decay due to traffic was observed either in amphibians or reptiles during the study period. Among the factors threatening reptiles are increasing road traffic, the spread of invasive species and their negative impact on habitats, and increased predatory pressure.

¹ Savaria Múzeum, H–9700 Szombathely, Kisfaludy Sándor utca 9., E-mail: danrobert@savariamuseum.hu

The study of the rerouting and amphibian crossing system along road 8518 between Fertőboz and Hidegség confirmed that the migration of amphibians and reptiles during the migration periods is currently significantly reduced compared to the number of species and individuals observed during the construction of the system. In order to reduce the risk factors, we have formulated proposals for conservation management. In order to fulfill the long-term monitoring of populations of nominated species and the reporting obligations to the European Commission according to Annexes II. and IV. of the Habitats Directive (HD), we recommend long-term monitoring in Habitats Directive areas.

Bevezetés

„Az ökológiai monitoring tevékenység határon átnyúló összehangolása a Fertő tó és a Hanság Natura 2000 területein” című ATHU2 „Vogelwarte Madárvárta 2” rövid című projekt keretében folytatott herpetológiai kutatás célja a kijelölt Natura 2000 területek és azok környezetének történeti és aktuális kétéltű- és hüllő-fajösszetételének meghatározása, a jelentős szaporodóhelyek felkutatása, valamint a fajok természetvédelmi helyzetének feltárása, hosszú távú monitorozásának megalapozása, továbbá javaslatétel a természetvédelmi kezelésekre a káros hatások csökkentése érdekében.

A Kisalföld nyugati fele és az Alpokalja északi része herpetológiai viszonyairól az 1890-es évektől állnak rendelkezésre irodalmi adatok. A kutatók gyakran egy adott faj, illetve fajcsoport előfordulását vizsgálták, és ritkán dolgozták fel a vizsgált terület teljes herpetofaunisztikai viszonyait. Az észlelt fajok egyedszámára vonatkozó közlések csak az 1990-es évektől találhatók. A területeken előforduló fajok állomány nagyságára vonatkozó becslésekre a szerzők nem vállalkoztak. Az irodalmi forrásmunkák, valamint a Magyar Természettudományi Múzeum (GUBÁNYI *et al.* 2002) és a Savaria Múzeum (DANKOVICS & VIG 2003) publikált gyűjteményi adatai alapján az egyes fajok előfordulásairól előzetes képet kaptunk, melyet az alábbiakban foglalunk össze kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területenként.

Anyag és módszer

Irodalmi áttekintés

Az összesítés során a területekről korábban leírt fajokat az aktuális tudományos neveiken jelenítjük meg. Az eredeti leírás több esetben eltérő nemi, esetleg fajnevet használt. A tarajosgőte-fajcsoport napjainkban külön fajként leírt taxonjai – a dunai tarajosgőte (*Triturus dobrogicus*) és az alpesi tarajosgőte (*Triturus carnifex*) – korábban a tarajos gőte (*Triturus cristatus*) alfajaiként megnevezve dunai tarajos gőte (*T. cristatus dobrogicus*) és alpesi tarajos gőte (*T. cristatus carnifex*) néven jelentek meg. A zöldbeka-fajcsoport, más néven kecskebeka-fajcsoport (*Pelophylax* spp.) fajai – kis tavibeka (*Pelophylax lessonae*), a nagy tavibeka (*P. ridibundus*) és a hibrid kecskebeka (*P. kl. esculentus*) korábban a *Rana*, a zöld varangy (*Bufo viridis*) korábban a *Bufo*, a pettyes gőte (*Lissotriton vulgaris*) és az alpesi gőte (*Ichthyosaura alpestris*) korábban a *Triturus* vagy a *Mesotriton* nembe sorolva voltak megtalálhatók. A hüllők (Reptilia) egyes

fajai szintén átsorolásra kerültek, így az eleve szülő gyík (*Zootoca vivipara*) a *Lacerta*, az erdei sikló (*Zamenis longissimus*) az *Elaphe*, a vízisikló (*Natrix natrix*) és a kockás sikló (*N. tessellata*) a *Tropidonotus* nem tagjaként olvasható egyes múlt századi publikációkban. A fajok neveit első említéskor magyarul és latinul is megadjuk, a későbbiekben már csak a magyar elnevezéseiket használjuk.

A Rábaköz (HUFH20001) kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területen az 1970-es években történt herpetológiai gyűjtés anyaga jelenleg a Savaria Múzeumban található (DANKOVICS & VIG 2003). Faunisztikai kutatása 2016-tól zajlik, jelenleg szórvány adatok állnak rendelkezésre a térségből (DANKOVICS 2017). A területen a kétéltűek (Amphibia) 11 fajtát – dunai tarajosgöte, pettyes göte, vöröshasú unka (*Bombina bombina*), barna ásóbéka (*Pelobates fuscus*), barna varangy (*Bufo bufo*), zöld varangy, zöld levelibéka (*Hyla arborea*), erdei béka (*Rana dalmatina*), nagy tavibéka, kis tavibéka, kecskebéka – jelzi DANKOVICS & VIG (2003), DANKOVICS (2017), GUBÁNYI *et al.* (2002) és PUKY *et al.* (2005) a közleményeikben. A hüllőfaunáról PUKY *et al.* (2005) és DANKOVICS (2017) közöl adatokat, négy faj – ürge gyík (*Lacerta agilis*), közönséges lábatlangyík (*Anguis fragilis*), vízisikló, rézsikló (*Coronella austriaca*) – előfordulását jelezve.

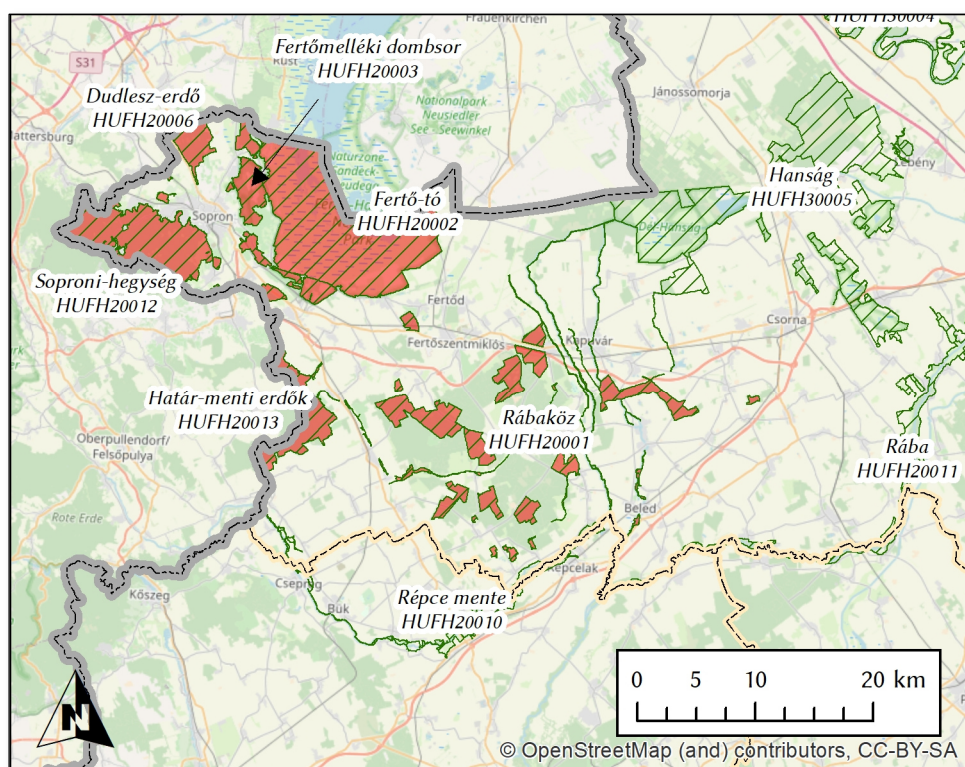
A Fertő (HUFH20002) kétéltűinek történeti adatait DANKOVICS & VIG (2003), FEJÉRVÁRY-LÁNGH (1943a), FRANK *et al.* (1991), GUBÁNYI *et al.* (2002, 2010) KÁRPÁTI (1988), MARIÁN & TRASER (1978), PELLINGER & TAKÁCS (1999), PUKY *et al.* (2005), TUNNER & HEPPICH-TUNNER (1992), TUNNER & KÁRPÁTI (1997), TUNNER (1992) és VÖRÖS (2008) munkáiból ismerjük. E szerzők tíz faj – vöröshasú unka, barna ásóbéka, barna varangy, zöld varangy, zöld levelibéka, mocsári béka (*Rana arvalis*), erdei béka, nagy tavibéka, kis tavibéka, kecskebéka – előfordulását írták le. A hüllők hat faja – ürge gyík, eleve szülő gyík, vízisikló, erdei sikló, rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) – ismert a területen DANKOVICS & VIG (2003), FEJÉRVÁRY-LÁNGH (1943b), FRANK *et al.* (1991), GUBÁNYI *et al.* (2002), KÁRPÁTI (1988), MARIÁN & TRASER (1978) és PUKY *et al.* (2005) munkái nyomán.

A Fertőmelléki dombsor (HUFH20003) kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területen a kétéltűek 12 faja – a dunai tarajosgöte, a pettyes göte, a vöröshasú unka, a sárgahasú unka (*Bombina variegata*), a barna ásóbéka, a barna varangy, a zöld varangy, a zöld levelibéka, a mocsári béka, az erdei béka, a kis tavibéka és a kecskebéka – ismert CSAPODY (1956), DANKOVICS & VIG (2003), FEJÉRVÁRY-LÁNGH (1943a), GUBÁNYI *et al.* (2010) MARIÁN & TRASER (1978) PUKY *et al.* (2005), nyomán. A hüllők nyolc faja – a mocsári teknős (*Emys orbicularis*), a ürge gyík, a zöld gyík (*Lacerta viridis*), a közönséges lábatlangyík, a vízisikló, a kockás sikló, a rézsikló és az erdei sikló – ismert a területen CSAPODY (1956), DANKOVICS & VIG (2003), FEJÉRVÁRY-LÁNGH (1943b), GRILLITSCH & CABELA (1992), GUBÁNYI *et al.* (2002), HARTA *et al.* (2017), MARIÁN & TRASER (1978), PUKY *et al.* (2005), VELEKEI (2010), UDVARDY (2018) és WERNER (1935) közlése alapján.

A Dudlesz-erdő (HUFH20006) területén előforduló kétéltűek négy fajtát – a barna varangy, a zöld levelibéka, az erdei béka és a kecskebéka – jelzi PUKY *et al.* (2005). A hüllők közül három faj – a ürge gyík, a közönséges lábatlangyík és a rézsikló – előfordulását közli PUKY *et al.* (2005) és CSAPODY (1956).

A *Soproni-hegység* (HUFH20012) és környéke kételtűinek ismeretéhez FEJÉRVÁRY-LÁNGH (1943a), SZABÓ (1961), DELY (1966, 1967), MARIÁN & TRASER (1978), MOLNÁR *et al.* (2000, 2001), GUBÁNYI *et al.* (2002), DANKOVICS & VIG (2003), PUKY (2005), DANKOVICS (2004, 2005, 2006, 2007, 2008), GUBÁNYI *et al.* (2010), VELEKEI (2010), MARTH (2011), VÖRÖS (2008), VÖRÖS *et al.* (2010) és DANKOVICS & UDVARDY (2012) közöl előfordulási adatokat. Összesen 17 faj – a foltos szalamandra (*Salamandra salamandra*), az alpesi tarajosgötte, a dunai tarajosgötte, az alpesi götte, a pettyes götte, a vöröshasú unka, a sárgahasú unka, a barna ásóbéka, a barna varangy, a zöld varangy, a zöld levelibéka, a mocsári béka, az erdei béka, a gyepi béka (*Rana temporaria*), a nagy tavibéka, a kis tavibéka és a kecskebéka előfordulását írták le. A hullőfauna hat faja – fűрге gyík, zöld gyík, közönséges lábatlangyík, vízisikló, rézsikló, erdei sikló – CSAPODY (1956), DANKOVICS & VIG (2003), GUBÁNYI *et al.* (2002), MARIÁN & TRASER (1978) és PUKY *et al.* (2005) munkái nyomán ismert.

A *Határ menti erdők* (HUFH20013) herpetofaunájából PUKY *et al.* (2005) jelzik öt kételtű- – barna varangy, zöld varangy, zöld levelibéka, erdei béka, kecskebéka – és három hullőfaj – fűрге gyík, közönséges lábatlangyík, vízisikló – jelenlétét.



1. ábra: A kutatás során vizsgált Natura 2000 területek

Fig. 1: Natura 2000 SCI-s surveyed during the research

A vizsgált területek

Az adatgyűjtés a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság területén található kiválasztott Natura 2000 kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területeken – Rábaköz (HUFH20001), Fertő (HUFH20002), Fertőmelléki dombsor (HUFH20003), Dudlesz-erdő (HUFH20006), Soproni-hegység (HUFH20012), Határ menti erdők (HUFH20013) – zajlott (*1. ábra*).

A felmérések módszerei

A területen előforduló kételtűek és hüllők jelenlétének kimutatására elsősorban a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) ezen taxonokra kidolgozott mintavételi protokollját alkalmaztuk (KISS *et al.* 2007), kiegészítésként a kételtűek esetében hang alapján is történt jelenlét meghatározása (ANTHONY & PUKY 2001).

A kételtűek megfigyelésére elsősorban nappali és sötétedés utáni a vizuális megfigyelést, valamint a hang alapján történő keresést alkalmaztuk. A hangmintavételek során az előre kiválasztott útszakaszon haladva erősítővel felszerelt – jelen vizsgálatnál TASCAM DR-10SG típus – mikrofon segítségével monitoroztuk a környező területeket. Egyes esetekben a hálózást egyelűes módszerként, a vizuális megfigyelés kiegészítéseként, az élőhely és a befogott példányok károsítása nélkül, az egyed ivar- és koradatainak felvétele érdekében történő befogásához használtuk.

A hüllők felmérése kizárólag nappali vizuális megfigyelési módszerrel, foltban vagy sávban történő mintavétellel zajlott. A mocsári teknős kimutatására a víztér mentén több pontból, távcsővel végzett megfigyelést, a „sit and wait” módszert alkalmaztuk.

A Fertőboz és Hidegség között, a 8518-as számú műút északi és déli oldala mentén 1993-tól több lépcsőben kiépített, mintegy 1200 m hosszú ökológiai átjáró-rendszert a 2018–2020 közötti időszakban 14 mintavételi napon vizsgáltuk.

A felmérések időpontjai

A mintavételek a kételtűek és a hüllők teljes aktív időszakában, 2017–2020 években márciustól október végéig (az időjárási anomáliák miatt egyes években februártól novemberig) történtek.

A projekt időszakában összesen 52 napon, naponta egy vagy több területen történt felmérés, az alábbiak szerint:

- 2017-ben összesen kilenc napon: 2017.05.18., 2017.05.19., 2017.06.02., 2017.06.04., 2017.06.25., 2017.08.27., 2017.09.02., 2017.09.21., 2017.09.24.
- 2018-ban összesen 16 napon: 2018.04.07., 2018.04.13., 2018.04.20., 2018.04.21., 2018.04.23., 2018.04.29., 2018.05.10., 2018.05.14., 2018.05.17., 2018.05.20., 2018.06.09., 2018.06.20., 2018.08.12., 2018.09.16., 2018.09.25., 2018.10.03.

- 2019-ben összesen 14 napon: 2019.03.17., 2019.03.24., 2019.04.02., 2019.04.07., 2019.04.21., 2019.04.25., 2019.05.01., 2019.05.03., 2019.05.19., 2019.06.09., 2019.09.13., 2019.09.25., 2019.10.06., 2019.11.03.
- 2020-ban összesen 13 napon: 2020.03.01, 2020.03.07, 2020.03.08., 2020.03.10., 2020.03.21., 2020.03.27., 2020.04.03., 2020.04.19., 2020.04.25., 2020.05.03., 2020.05.10., 2020.05.18., 2020.05.22.

Adatok és feldolgozásuk

A vizsgálatok során rögzítettük az alapadatokat: a felmérés dátumát, az észlelési hely koordinátáit, a megfigyelés módszerét, a megfigyelt fajokat és azok észlelt egyedszámát, amennyiben meghatározható volt, akkor a kort, az ivart, a betegségeket és elváltozásokat, valamint a veszélyeztető tényezőket is.

Az adatok rögzítését és feldolgozását a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság biotikai adatbázisában rögzítettük.

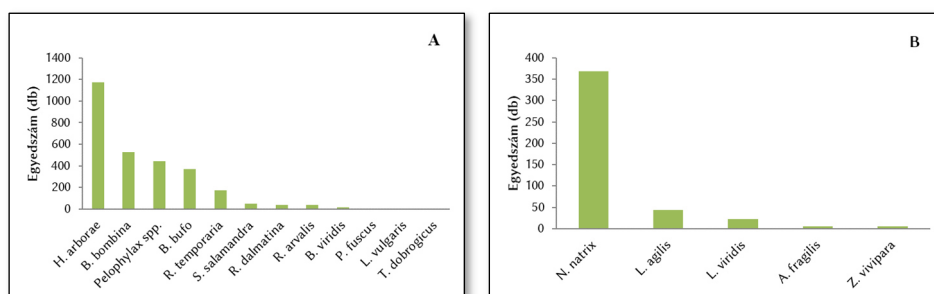
Eredmények és értékelésük

A megfigyelt fajok

Az ATHU2 „Vogelwarte Madárvárta 2” projekt időszakában, a kijelölt kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területeken, az irodalomból ismert 17 kétéltűfaj közül 13 fajt (foltos szalamandra, dunai tarajosgöte, pettyes göte, vöröshasú unka, barna ásóbéka, barna varangy, zöld varangy, zöld levelibéka, mocsári béka, erdei béka, gyepi béka, kis tavibéka, nagy tavibéka), az említett tíz hüllőfajból hatot (mocsári teknős, fűrgye gyík, zöld gyík, elevenszülő gyík, közönséges törékenygyík, vízisikló) tudtunk kimutatni.

A felmérések révén 1055 adatrekordban összesen 5152 egyed észlelését rögzítettük az adatbázisban.

A legmagasabb egyedszámban a zöld levelibéka került elő, míg ennél lényegesen kevesebb volt az észlelt vöröshasú unka, a zöldbéka-fajcsoport tagjai és a barna varangy. A többi béka- és götefaj száma igen alacsony volt. A hüllők közül kimagaslóan nagy egyedszámmal a vízisikló került elő (2. ábra).



2. ábra: A felmérés során észlelt kétéltű- (A) és hüllőfajok (B) összesített egyedszámai
Fig. 2: Summed-up numbers of individuals of amphibian (A) and reptile (B) species detected during the survey

A szakirodalomban a területről említett *Pelophylax* nem fajait a morfológiai jellemzők alapján terepen történő határozásuk bizonytalansága miatt nem tárgyaljuk külön, hanem a zöldbeka-fajcsoportba sorolva együtt jelenítjük meg.

Fajok előfordulása az egyes területeken

A Rábaköz (HUFH20001) jellegzetes kisvízfolyásai többnyire szabályozottak, csatorna jellegűek, a kétéltűek számára ökológiai folyosóként működhetnek, de szaporodásra többnyire nem alkalmasak. A legjelentősebb természetközeli szakaszok a Répce mentén őrződtek meg, azonban ezek sem alkalmasak a kétéltűek szaporodására. A kétéltűek számára elsősorban az ártéren kialakult időszakos vízborítású mélyedések és a kisebb-nagyobb, gyakran mesterséges eredetű mélyedések alkalmasak. A kétéltűek megőrzése szempontjából ezek a vízterek kiemelt fontosságúak a térségben.

Összesen hét kétéltű- és két hüllőfajt tudunk kimutatni a térségben. Az irodalmakban említett kétéltűek közül a dunai tarajosgötte és a pettyes götte, továbbá két hüllőfaj – a közönséges lábatlangyík és a rézszikló – jelenlétét nem tudtuk igazolni. A götéek hiányát az időszakos vízállások kiszáradása, míg a két hüllőfaj látszólagos hiányát feltehetően alacsony észlelési valószínűségük okozta. A vöröshasú unka, a barna ásóbéka, a barna varangy, a zöld varangy, a zöld levelibéka, az erdei béka és a zöldbeka-fajcsoport tagjai, valamint a hüllők közül a fűrgye gyík és a víziszikló jelenleg is megtalálhatók a területen.

A vöröshasú unka a Natura 2000 területen kívül, kis kiterjedésű állóvizekben (kavicsbánya hátrahagyott gödrei) került elő. Feltételezzük, hogy jó csapadékellátottságú években a faj a kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területeken is nagyobb egyedszámban van jelen.

A Fertő (HUFH20002) kétéltű jelölőfajai – a dunai tarajosgötte és a vöröshasú unka – kimutatható volt a projekt mintavételei során. A vizsgált időszakban, a jelen felméréstől függetlenül Udvardy Ferenc a Fertő nyugati oldalán, az Élőhelyvédelmi Irányelvek II. mellékletébe sorolt mocsári teknős frissen kelt fiatal példányát találta. A faj Fertő mentén előforduló, korábban szórványosan előkerülő egyedeinek eredete bizonytalan. A szinte kizárólag kifejlett egyedek feltételezhetően máshol befogott, „díszállatként” a Fertő környékére szállított, majd később ott elengedett vagy megszökött teknősök lehetnek. Tojásrakását, sikeres szaporodását a térségben korábban nem tudtuk bizonyítani.

Az irodalmi adatok alapján ismert 12 kétéltűfaj közül a tó környezetében összesen tíz fajt figyeltünk meg: a dunai tarajosgötte, a vöröshasú unka, a barna ásóbéka, a barna varangy, a zöld varangy, a zöld levelibéka, a mocsári béka, az erdei béka és a zöldbeka-fajcsoport példányait. Egyedszám tekintetében kiemelkedőek a *Pelophylax* fajok, amelyek a Fertő és a környezetének víztereiben még napjainkban is gyakorinak, egyes részeken tömegesnek tekinthetők. Az Élőhelyvédelmi Irányelvek II. mellékletébe sorolt dunai tarajosgötte egyedszáma a korábbi kutatások során tapasztaltakkal egyezően alacsony volt. A vöröshasú unka a Fertő keleti szegélye mentén még gyakori, helyenként több száz él ha-onként, a terület faj fontos szaporodóhelye.

A Fertőről korábban kimutatott hüllőfajok közül a vízisiklót nagy egyedszámban észleltük, a Fertő keleti és nyugati oldalán egyaránt előkerült a fürge gyík és szórványosan az elevenszülő gyík is. Élőhelyi sajátosságai miatt a korábban jelzett erdei sikló előfordulása a tó környezetében nem valószínű. A szakirodalomban FEJÉRVÁRY-LÁNGH (1943b), valamint rá hivatkozva GUBÁNYI *et al.* (2002) által említett rákosi vipera előfordulását a Fertő magyar oldala mentén továbbra sem támasztják alá észlelési adatok, csak az osztrák oldalról ismert történeti adata.

A *Fertőmelléki dombosor (HUFH20003)* a csapadékszegény időjárás miatt lezáradt élőhelyein a kétéltűek faj- és egyedszáma is elmaradt a várt értékektől. A korábban leírt 12 kétéltűfajból nyolcat tudtunk kimutatni. A pettyes götte és a vöröshasú unka a soproni Tómalomból és a Fertő déli oldalának telelésre vonuló kétéltűi között ismert, azonban a vizsgált időszakban nem került elő. A sárgahasú unka (*Bombina variegata*) Sopron lelőhellyel ismert említése (MARIÁN & TRASER 1978) feltételezhetően a Soproni-hegységre vonatkozik, a Fertőmelléki dombosoron nem ismert élőhelye. A Fertőboz és Hidegség közötti ökológiai átjáró fala mentén is megjelenő, az Élőhelyvédelmi Irányelvek II. mellékletébe sorolt dunai tarajosgötte állományát a Fertő déli szegélyében telelő egyedek alkotják. A barna ásóbéka, a zöld varangy, a zöld levelibéka, a mocsári béka, valamint a zöldbéka-fajcsoport – az irodalmi adatok alapján kis tavibéka és kecskebéka – előfordulása ismert a területről. E fajok szintén a Fertő menti élő- és szaporodóhelyekről vándorolnak a dombosorra telelni. A barna varangy és az erdei béka azonban a tótól távoli erdőkben is megtalálható volt.

Az irodalmi adatok szerint előforduló hét hüllőből négy faj jelenlétét mutattuk ki. A mocsári teknős előfordulása a soproni Tómalomból ismert, de jelen vizsgálatok időszakában nem észleltük. A fürge gyík, a zöld gyík, a közönséges lábatlangyík és a vízisikló jellemző fajai a dombsornak. A vízisikló fertői állományának telelőterülete jelentős részben a dombosor oldalában található. A zöld gyíknak a terület északi részén, Fertőrákos környékén található állománya napjainkban is jelentős. A Fertő osztrák oldalán az 1960-as évekig a kockás sikló több előfordulása vált ismertté. A magyar oldalon a FEJÉRVÁRY-LÁNGH (1943b) által a Tómalomból említett észlelése óta a fajt nem látták Sopron környékén. A rézsikló és az erdei sikló észlelési valószínűsége alacsony, további kutatással előkerülésük nagy valószínűséggel bizonyítható lenne.

A Soprontól északra, a határ mentén elterülő *Dudlesz-erdő (HUFH20006)* erdőtümbjében a kétéltű- és hüllőfelmérés során a megfigyelt faj- és egyedszám is alacsony volt. A korábban leírt négy kétéltűfaj közül kettő, a barna varangy és az erdei béka néhány egyedét tudtuk kimutatni. A zöld levelibéka és a kecskebéka a vízterek teljes hiánya miatt nem volt kimutatható. A területen ismert három hüllőfajból a közönséges lábatlangyík és a fürge gyík került elő szórványosan az erdei utak szegélyében. A rézsiklót a jelen vizsgálati időszakban nem észleltük.

A *Soproni-hegységben (HUFH20012)* a projekthez kapcsolódó vizsgálatok során hat kétéltű- és három hüllőfajt tudtunk kimutatni. A történeti adatokhoz képest a fajoknak kevesebb mint fele került csak elő a program keretében. Ennek oka, hogy a korábbi kutatások Sopron és a Soproni-hegység területén észlelt

fajokat együtt tárgyalták, nem választották szét a Fertő, a Fertőmelléki dombsor és a Dudlesz-erdő vizsgálata során nyert adatokat, ezzel lényegesen több élőhelytípust és több fajt is ki tudtak mutatni. Kétéltűek közül a foltos szalamandra, a barna varangy, a zöld levelibéka, az erdei béka és a gyepi béka még gyakorinak tekinthető e hegységben. A zöldbéka-fajcsoport – morfológiai jegyei alapján a nagy tavibéka – a víztározók környezetében fordult elő. Az alpesi tarajosgőtének mindössze néhány előfordulási adata ismert, de a vizsgálati időszakban is előkerült egy példánya. Az alpesi gőte előfordulása feltételezhetően elírás az irodalomban (PUKY *et al.* 2005), mert a fajnak egyetlen bizonyítópéldánya sem ismert a Soproni-hegységből. A pettyes gőte és a sárgahasú unka az időszakos vizek visszaszorulása, kiszáradása miatt a vizsgált időszakban nem került elő a területen. A dunai tarajosgőte, a vöröshasú unka, a barna ásóbéka és a zöld varangy Sopron lelőhelyével publikált előfordulásai – habár a hegységbeli előfordulásuk sem zárható ki – valószínűleg a városra, az alacsonyabb környező területekre és a Fertő menti részekre vonatkoznak. A mocsári béka hegységi előfordulását ugyan a Tolvaj-árokából a Savaria Múzeum gyűjteményébe került példányok jelzik, azonban a terület és tágabb környezete jellegzetes hegyvidéki élőhely, nem tűnik a faj számára alkalmasnak, ezért tényleges előfordulása megkérdőjelezhető, jelen projekt során sem került elő.

Az irodalomban említett hat hüllőfajból hármat – fűrgye gyík, közönséges lábatlangyík, vízisikló – tudtunk kimutatni, míg a zöld gyík, a rézsikló és az erdei sikló nem került elő a vizsgált időszakban.

A *Határ menti erdők (HUFH20013)* területén az irodalomból ismert hat kétélűfaj – barna varangy, zöld varangy, zöld levelibéka, erdei béka, nagy tavibéka –, továbbá a korábban ebből a térségből nem ismert pettyes gőte előfordulását figyeltük meg. A három korábban is említett hüllőfaj, a fűrgye gyík, a közönséges lábatlangyík és a vízisikló jelenlétét szintén bizonyítani tudtuk.

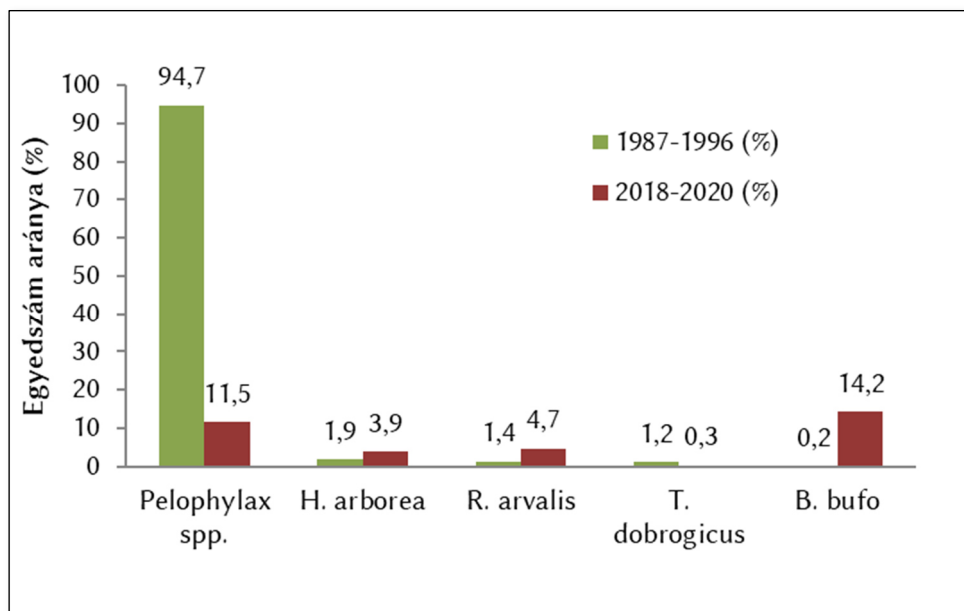
Jelentős élő- és szaporodóhelyek kimutatása

A Fertő sekély partszegélye, a nádasok, az időszakosan vízben álló sásosok és rétek mindegyike potenciális szaporodóhelye a térség kétélűinek. Az alkalmas terület kiterjedése az adott év vízállásától függően változhat. A vizsgálatok során elsősorban a keleti oldalon találtuk a kétélűek – vöröshasú unka, zöld levelibéka, zöldbéka-fajcsoport – jelentősebb állományait, de a déli és a nyugati oldalon is több fajt – dunai tarajosgőte, barna varangy, zöld levelibéka, mocsári béka – figyeltünk meg, melyek ideális csapadékviszonyok mellett jelentős egyedszámmal jelenhetnek meg a tó szegélyének szaporodóhelyein.

A Soproni-hegység patak völgyeinek jellegzetes, még nagy egyedszámban előforduló kétélűje a foltos szalamandra. A területre jellemző csapadékellátottságú években a Rák-patak vízrendszerének kisvízfolyásai a hegylábba terjedően kedvező feltételeket biztosítanak a faj szaporodásához.

A vizsgált ökológiai átjáró működése

Az 1980-as évek végétől végzett kétéltűmentések adatai alapján kezdetben százezres, majd a kilencvenes években csökkenő egyedszámú, de még mindig tízezres nagyságrendben szállítottak át mentett állatokat tavasszal és ősszel a 8518-as számú út Fertőboz és Hidegség közötti szakaszának két oldala között az aktivisták. A csökkenés oka részben az 1993-tól kialakított terelő és átereszrendszer működéséhez köthető, mivel a már megépült szakaszokon nem történt a vonuló kétéltűek és hüllők számlálása. A terelőrendszer megépítése előtt a *Pelophylax* fajok aránya az összes mentett egyed 94,7%-át adta. A többi nyolc kétéltű- és hüllőfaj aránya ettől messze elmaradt, 1% felett a zöld levelibéka (1,9%), a mocsári béka (1,4%) és a dunai tarajosgöte (1,2%) fordult elő (PELLINGER & TAKÁCS 1999). A projekt időszakában ugyanitt a vízisikló (63,7%), valamint a kétéltűek közül a barna varangy (14,2%) és a zöldbéka-fajcsoport (11,5%) mennyisége emelkedett ki, további négy faj – a mocsári béka (4,7%), a zöld levelibéka (3,9%), az erdei béka (1,5%) és a dunai tarajosgöte (0,3%) – aránya lényegesen elmaradt ezekétől (3. ábra).



3. ábra: A Hidegség és Fertőboz közötti 8518-as számú műúton vonuló kétéltűfajok egyedszámainak megoszlása (%) az 1987–1996 és a 2018–2020 időszakban.

Fig. 3: Distribution (%) of the number of individuals among amphibians migrating over the road no. 8518 between Hidegség and Fertőboz in the periods 1987–1996 and 2018–2020

A terelővel védett szakaszon napjainkban a 20. század végén tapasztalt vonuló egyedszám töredéke mérhető. Sem a tavaszi, sem az őszi vonulási időszakokban nem volt tömeges az út két oldala között a kétéltű vándorlás. Az egyedszám csökkenésének pontos oka egyelőre ismeretlen. Feltehetően a szárazodási folyamattal összefüggően csökkent a kétéltűek szaporodási sikeressége, ezáltal

egyedszámuk is, valamint a Fertő menti területek szárazodása – a talaj leszáradása, a telelőhely közege páratartalmának és a téli vízborítás veszélyének csökkenése – miatt a kétélűek a tóhoz közelebb, az úttól északra vermelnek el, és nem vándorolnak a magasabb, az út déli oldalán található száraz domboldalakhoz, mint tették azt a múlt században.

A jelenlegi vizsgálatok szerint a terelő mentén a kétélűek közül legnagyobb egyedszámban a barna varangy, a nagy tavibéka, a mocsári béka és a zöld levelibéka volt megfigyelhető (**3. ábra**). Egyik faj sem volt tömeges, legfeljebb néhány száz egyed fordult elő vonulási időszakonként és fajonként. A vonulási időszakban az összes faj tekintetében a becsült összes egyedszámuk meghaladhatta az ezer egyedet. Ezek mellett szórványosan az erdei béka és néhány dunai tarajosgöte is mozgott a terelő mentén.

A terelőt elérő kétélűek útkereső viselkedését figyelve látható volt, hogy viszonylag hosszú idő alatt találják meg az átereszeket. Volt olyan barna varangy, amelyik 25 m-t több mint egy óra alatt tett meg, mert kisebb szakaszokon többször is visszafordulva próbálkozott átjutni az akadályon. Barna varangy és nagy tavibéka esetében is megfigyeltük, hogy az áteresz bejáratát elérve elindultak a víztér irányába, majd pár méter után visszafordultak, nem mentek tovább, s visszatérve a terelő mentén tovább keresték az átjutás lehetőségét. A négy órás mintavételi időtartam alatt nem tudták leküzdeni az akadályt.

A függőleges felületeken átmászni képtelen fajokra kialakított terelő nem tudja megakadályozni a zöld levelibéka feljutását a műútra. Az őszi vonulás során ez a faj pusztult el a legnagyobb mennyiségben az úton. Többször találtunk a terelőfalon csüngő növényzeten felkúszó békákat (**4. ábra**), többnyire a zöldbéka-fajcsoport fiatal egyedeit, de barna varangy és a dunai tarajos göte is próbálkozott így átjutni az úton.

A terelő nyugati vége Fertőboznál csaknem eléri a települést. Attól nyugatra – az erdős déli sáv folytatása ellenére – viszonylag kevés elütést tapasztaltunk. Hidegség felé, a keleti oldalon a terelő végétől számított mintegy 600 m-es szakaszon jelentősebb volt a pusztulás. Esetenként a százas nagyságrendet is elérte az elütések száma.

A Fertő déli szegélyében futó 8518-as műút más szakaszán is ugyanezen fajok elütött példányai voltak megfigyelhetők, bár kisebb egyedszámban. A mennyiségi eltérés oka az lehet, hogy e szakaszok nem erdő, hanem mezőgazdasági területek mellett találhatóak, ezért ott nincs, vagy lényegesen kevesebb a telelő állat.

A hullók – a jelenlévő fajok közül elsősorban a vízisikló – úttestre történő feljutását a rendszer nem akadályozza meg, és a tapasztalatok alapján a kígyók nem is szívesen másznak be az alagútba. A kígyók az átereszek mentén kialakított derékszögű illesztéseket, az idők során kialakult szerkezeti repedéseket és a békák által is használt növényzetet kihasználva jutnak fel az útra, ahol a forgalom sűrűsége miatt csak néhány százalékuk jut át a túlsó oldalra. 2018 tavaszán 91, 2019 őszén 246 elütött vízisiklót találtunk a terelővel védett útszakaszon! Az előregedő, repedező illesztések és falak a hullók és a kétélűek számára utat nyitnak az útra (**4. ábra**).

A terelő átereszei a csapadékvízzel bemosódó természetes anyagokkal (föld, avar, ágak) és szeméttel töltődnek fel az évek során. Ugyan egyik áteresz sem záródott el, de a nagyobb mennyiségű hordalék fokozza az állatok számára az úreghatás érzetét az átjárható csatorna helyett.



4. ábra: Feljutás lehetősége az útra az illesztés elöregedése miatt elvált terelőfal és az átereszelem között (A), valamint a növényesedett falon (B), például a barna varangy (*Bufo bufo*) (C) számára.

Fig. 4: Possibility to access the road due to failing cohesion between the deflector and the culvert (A) as well as the deflector overgrown with plants (B) for example for the common toad (*Bufo bufo*) (C)

A veszélyeztető tényezők

A felmérés során azonosított veszélyeztető tényezőket az Élőhelyvédelmi Irányelv 17. cikkelye szerinti kódokkal láttuk el.

A vizsgált Natura 2000 területeken a kétéltűek és hullók állományait veszélyeztető tényezők közül a legjelentősebbek a klímaváltozás következtében (N02) fellépő változások: a létfontosságú hűvös, párás élőhelyek csökkenése, az időszakos vízállások, ezzel a szaporodóhelyek jelentős részének kiszáradását okozó aszályok gyakoriságának növekedése, a csapadék mennyiségének csökkenése és eloszlásának kedvezőtlen alakulása.

Az idegenhonos magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) élőhely-átalakító hatása a Rábaközben és a Fertő mentén szembetűnő. Terjedése az élőhely struktúrájának megváltoztatásával és a prédafajok diverzitásának csökkentésével veszélyezteti a kétéltűek és a hullók állományait (G24).

A Fertőmelléki dombsor, a Dudlesz-erdő, a Határ menti erdők és a Soproni-hegység erdeiben az erdészeti tevékenységek közül a lábonálló és fekvő holtfa eltávolítása (B07) a telelő és búvóhelyek, valamint a zsákmányfajok élőhelyeit csökkenti. A Soproni-hegység meredek patak völgyeiben végzett tarvágások (B09) elősegítik a talaj le- és bemosódását, nagy esőzések esetén a meder alapkőzetig történő kiöblítését, ezzel a szinttájra jellemző közösség pusztulását okozva. Az

erdészeti gépek taposása, a faanyag szállítása (B16) a keréknyomokban kialakuló víztestekben – mint ökológiai csapdákból – szaporodó kétéltűek, így az alpesi tarajosgőte, a pettyes gőte és a sárgahasú unka minden fejlődési alakját veszélyezteti a vegetációs periódusban. Az erdészeti talajművelési és egyéb talajkezelési gyakorlatok (B17) a telelőhelyeken a telelő állományok megsemmisítését eredményezhetik. A vonalas létesítmények mentén, elsősorban az utakon (E01), a Rábaközben a Röjtökmuzsaj és Csapod közötti 8612-es műúton a barna varangy, a mocsári és az erdei béka, a Soproni-hegységben a Rák-patak mentén és a Fehér úti tó környezetében, valamint a Szalamandra-tó mentén a barna varangy, továbbá a Fertő menti utakon a barna varangy, a zöld levelibéka, a nagy tavibéka és a vízisikló nagyszámú elütését tapasztaltuk. A 8518-as műút már ökológiai átjáróval védett szakaszán is több száz volt az elütött állatok egyedszáma az átereszek és terelők karbantartásának hiánya miatt.

A zöld gyík elszigetelődő populációit lakott területeken és azok környezetében a házi macskák (*Felis silvestris f. catus*), máshol a túlszaporodott ragadozók, például a vörös róka (*Vulpes vulpes*) és a borz (*Meles meles*) könnyen megsemmisíthetik (I04). Minden vizsgált területen nagy egyedszámban figyeltünk meg vörös rókát és vaddisznót (*Sus scrofa*), melyek a kis termetű gerincesek, így a kétéltűek és a hüllők predátorai is (L06).

A szúnyogok elleni vegyszeres kezelés (F14), az alkalmazott hatóanyagok szelektivitása esetén is károsak – a táplálékállatok mennyiségének csökkenése révén – a rovarokat is fogyasztó kétéltűek és hüllők számára. Az ország területének döntő hányadán azonban az alkalmazott irtószerek nem szelektívek (MTA 2018, ORBÁN 2019).

A kétéltűek egyedszámában világszerte tapasztalt fogyatkozás okai között kiemelkedő jelentőségűek a különböző fertőző betegségek (L06). Hazánkban is bizonyítottan jelen van a chytridiomycosis, amelyet a *Batrachochytrium dendrobatidis* rajzospórás gombafaj okoz (VOJTECH *et al.* 2018, VÖRÖS *et al.* 2018), valamint az Iridoviridae családba sorolt *Ranavirus* (VÖRÖS *et al.* 2020). A fertőző betegségek elterjedésének és a fertőzöttség mértékének ismerete napjainkban már nélkülözhetetlen a kétéltűek védelme érdekében. Felmérésünk során feltehetően vírusfertőzés okozta elváltozást figyeltünk meg erdei béka bőrén a Soproni-hegységben.

A populációban a mutációk számának növekedése és a mechanikai hatások eredményeként sérült állatok gyakoriságának emelkedése a környezeti tényezők hátrányos megváltozására utalhat. A felmérés során feltehetően genetikai eredetű lábtő- és ujjfejlődési rendellenességet foltos szalamandra bal hátsó lábán figyeltünk meg a Soproni-hegységben. A torzulás vélhetően egyedi mutáció, mivel sem az élőhelyen, sem a hegység más területein megfigyelt populációban ez ideig nem észleltünk hasonló elváltozást.

Következtetések és javaslatok

Következtetések

A 2017 májusától 2020 májusáig tartó felmérési időszakban a herpetofauna irodalmi adatokban említett 27 fajából 19 előfordulását bizonyítottuk a Natura 2000 területeken vagy azok környezetében. A vizsgálatok során elő nem került kételtűek közül a Soproni-hegységben honosként említett alpesi götte feltehetően téves közlés. Populációját a jelen vizsgálatok során sem tudtuk kimutatni. A bizonyítottan honos sárgahasú unka és az alpesi tarajosgötte az élőhelyeik kiszáradása miatt volt kevésbé észlelhető, a kecskebéka előfordulásának dokumentálása pedig a terepi határozás bizonytalansága miatt nem történt meg. A történeti adatok szerint a térségben előforduló tíz hüllőfajból a kisebb egyedszáma és a nehezebb észlelhetősége miatt korábban is csak szórványosan megfigyelt erdei siklót, a rézsiklót és a kockás siklót most nem tudtuk kimutatni, a rákosi vipera történeti adatát pedig a Fertő osztrák oldaláról írták le, állománya nem honos a vizsgált területeken.

Jelen felmérés adatai alátámasztják azt, hogy egy terület kételtű- és hüllőállományának fajdiverzitását csak több, akár négy–nyolc vizsgálati év alapján tudjuk megbízhatóan leírni (KISS *et al.* 2019).

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) hazánk kilenc tájegységében végzett felmérései alapján a leggyakrabban észlelt barna varangy mellett az erdei béka, a mocsári béka, a zöldbéka-fajcsoport és a pettyes götte fordult elő kiemelkedő egyedszámmal (KISS *et al.* 2019). Ettől eltérően a jelen projekt során, a vizsgált területeken kimutatott kételtűek közül a zöld levelibéka (41,3%), a vöröshasú unka (18,6%), a zöldbéka-fajcsoport (15,7%) és a barna varangy (12,9%) fordult elő leggyakrabban. A többi faj összesített részaránya alig érte el a 10%-ot. Az országos szintű eredményektől eltérően az erdei béka és a pettyes götte aránya lényegesen kisebb volt. A rövidebb vizsgálati időszak alacsonyabb mintavételi számai mellett a különbségeket feltehetően a Fertő és környékének speciális élőhelyi adottságai is okozhatták. A Fertőn, mint kiemelkedő szaporodóhelyen észlelt fajok relatív dominanciája az országosan megfigyelt gyakorisági arányokat eltolhatták, illetve a klímaváltozás miatt a vizsgált többi Natura 2000 területen a kételtűek szaporodóhelyeinek hiánya módosíthatta a fajok megfigyelt egyedszámait. A hüllők alacsony egyedszáma még feltűnőbb az ökológiai átjáró mentén megfigyelt vízisiklók (82,9%) nélkül. A fűrgye gyík (9,7%) és a zöld gyík (5,2%) mellett az elevenszülő gyík (1,1%) és a közönséges lábatlangyík (1,1%) volt kimutatható. A frissen kelt mocsári teknős megfigyelése – a Nyugat-magyarországi-peremvidék más területein is tapasztaltakkal együtt – a faj állományának térségi erősödésére utal.

A vizsgált területeken a kételtűeket veszélyeztető tényezők közül a legjelentősebb a szárazföldi élőhelyek szárazodása és a szaporodóhelyek kiszáradása, valamint az inváziós magas aranyvessző terjedése. A közúti forgalom által okozott elutások szintén gyakoriak, de a Fertőboz és Hidegség közötti útszakaszt kivéve, a vizsgált időszakban tömeges közúti pusztulást sem a kételtűek, sem a hüllők esetében nem tapasztaltunk. A hüllőket veszélyeztető

tényezők között a növekvő közúti forgalom, az idegenhonos inváziós növények terjedése és élőhely-átalakító hatása, valamint a fokozott predációs nyomás emelkedik ki.

A Fertőboz és Hidegség között, a 8518-as műút mentén kiépített ökológiai átjáró-rendszer vizsgálata megerősítette, hogy a kétéltűeknek a terelő kialakításakor megfigyelt egyedszámához képest a felmérés időszakában jelentősen kevesebb állat vonult, és a fajok aránya is megváltozott. A zöldbékafajcsoport fajai és a gőték feltételezhetően a nedvesebb Fertő menti területeken vagy a tóban veremnek télire, és a veszélyes útszakaszt már csak kisebb egyedszámmal érinti vonulásuk. Itt kell megjegyezni, hogy a zöldbéka-komplexet alkotó fajok egyedszámarányainak eltolódása és a *Pelophylax* fajok eltérő telelési gyakorlata is okozhatja a vonulási adatok átalakulását. Amíg a kis tavibéka szárazföldön, a kecskebéka vízben vagy szárazföldön, addig a nagy tavibéka többnyire vízben tel el (HOLENWEIG & REYER 2000). A korábbi, 20. század végi mentéseknél kizárólag a kecskebéka és a kis tavibéka jelenlétét említi PELLINGER & TAKÁCS (1999), míg a jelen felmérésekben inkább a morfológiai bélyegek alapján nagy tavibékának tekinthető példányok kerültek elő. A vízisikló, a mocsári béka, a zöld levelibéka és a szárazabb élőhelyeken élő barna varangy továbbra is az erdős, egyben magasabb térszínen tel el, ezért a vonulási időszakban megjelenik a terelő mentén, ezzel a relatív gyakoriságuk emelkedett.

Természetvédelmi kezelési javaslatok

A veszélyeztető tényezők ismeretében a térségre vonatkozóan általános és lokális javaslatokat tudunk tenni.

Javasoljuk a Soproni-hegységben a patakok mentén kétoldalt 15–20 m széles sávban az erdőhasználat korlátozását. A tarvágások e sávban való megtiltása megfelelő védelmet jelentene ezen élőhelyek élőlényközösségei számára. Csökkenthető így az erózió okozta talajbemosódás, a hirtelen nagy esőzések okozta mederkiöblítés, amely a vízi szervezetek alacsonyabb térszínre sodródását, ezzel biztos pusztulását is okozza. A víztér árnyékolásának fenntartásával a patakok vizének nyári felmelegedése csökkenthető, ezzel a területre jellemző vízhez kötődő fajok számára fontos környezeti tényező, például a víz oxigéntartalma is jobban megőrizhető.

Mivel a Soproni-hegységben a Fehér úti tónál és a Szalamandra-tó mentén is megfigyeltünk barnavarangy-elütést, az elhullások számának emelkedése esetén ökológiai átjáró kialakítása javasolt mindkét szaporodóhelyen.

Az ökológiai átjárók kialakításakor javasolt olyan, az átereszek nyílásához forduló terelő kialakítása, amely a kétéltűek terelő mentén történő mozgását jobban irányítja. A terep lejtése a terelő mentén az átjárók felé, az átereszekben pedig a víztér irányába mutasson. Az átereszek a telelőhely felől a terelő menti mélypontról induljanak, a víztér felé eső oldalon pedig a legmagasabb ponton (a telelőhely térszíne felé mutató beszögellés csúcán) érkezenek a felszínre. Amennyiben a terelő fala nem függőlegesen áll, hanem a járófelület felé hajló, akkor csökkenhet az útra feljutó egyedek száma. Az átereszek terelőfalhoz illesztésénél törekedni kell az homorú íves csatlakoztatásra. Az ilyen megoldás, a

derékszögűvel ellentétben csökkenti a megtámaszkodás lehetőségét, ezzel a kígyók útra jutásának esélyét is. Az áteresz ideális esetben széles és felül végig áttört fedésű, hogy átlátható és szellős legyen, ne barlang vagy föld alatti üreg érzetét keltse a vonuló állatokban. Különösen a tavaszi időszakban fontos az áttört fedés, a megvilágítás és a környező szabad felszínekhez képest tapasztalt hőmérséklet és páratartalom az állatok számára, mert ekkor már nem elbújni és a föld alá húzódni szeretnének. Az út szintjéhez képest minél mélyebben van az áteresz alzata, annál szélesebbnek kellene lennie az átjárónak. Amennyiben megoldható, minél közelebb legyenek egymáshoz az átereszek. A tapasztalatok alapján az átereszek 50 m-nyi távolsága a kétéltűek (pl. unkákat, varangyokat, götéket) számára túl nagy, jelentősen meghosszabbítja a fal mentén eltöltött keresési időt, késlelteti (akár meg is akadályozza) a szaporodóhelyre jutást.

Az őszi vonulást megelőzően célszerű az ökológiai átjárót megtisztítani a bemosódott üledékektől és a felkúszó vagy lecsüngő növényzettől.

A kétéltűek telelési időszakában az ismert telelőterületen – Fertőboz és Hidegség térségében – a talajmunkákat korlátozni kell.

A kisebb forgalmú erdei mű- és földutak menti vízvezető árkokban alacsony bukógáták vagy az árkok menti kivezetésekben tókák és más hasonló mesterséges vízterek kialakításával, fenntartásával javítható a Fertőmelléki dombor, a Határ menti erdők, a Dudlesz-erdő és a Soproni-hegység kétéltűinek szaporodási esélye, egyben e fajok predátorainak (futóbogarak, szitakötők, hüllők és madarak) túlélése is.

Az áradások, a tartós esőzések vagy a jelentős téli csapadék eredményeként kialakuló elöntések és belvizes foltok hiányában egyes fajok – pl. a vöröshasú unka, a sárgahasú unka és a zöld varangy – szaporodási esélye is jelentősen csökken. Az időszakos elöntések, belvizes foltok kialakulási lehetőségének fenntartása és az állandó víztestek (felhagyott kavicsbányák gödreinek) megőrzése, rehabilitációja is segítené a kétéltűek túlélését a Rábaközben. Ezek a területek többségében a Natura 2000 területeken kívül találhatóak, ezért fontos a gazdálkodókkal, a terület tulajdonosaival a jó munkakapcsolat kiépítése és fenntartása. A Rábaköz kisvízfolyásainak jelenlegi, túlnyomóan csatorna jellegű mederkialakítása, a mederoldal rendszeres kezelése a legtöbb faj, így a kétéltűek és a hüllők számára sem teszi lehetővé a tartós megtelepedést. Egyes szakaszokat természetközeli alakítva, rehabilitálva lehetne megőrizni a térség kétéltűit és sok más vízhez kötődő szervezetet is.

A monitoringvizsgálatok során a betegségek, fejlődési rendellenességek előfordulását, esetleges terjedését figyelemmel kell kísérni.

A lakott területek környezetében rendszeresen végeznek szúnyogirtást. Bizonyíthatóan a vegyszeres kezelés miatt elhullott kétéltűt és hüllőt ugyan nem találtunk, de az alkalmazott irtószerek hatóanyagai között a kétéltűek és a hüllők táplálékállataira is veszélyes szerek vannak. Javasoljuk, hogy a Natura 2000 területek 100 m-es körzetén belül légi úton történő permetezést ne végezzenek.

A hüllőket az élőhelyvesztés mellett elsősorban a ragadozónyomás erősödése veszélyezteti. A természetvédelmi területeken a borz, a róka és a vaddisznó állománya okoz extrém erős ragadozónyomást, természetvédelmi vadkárt. E

ragadozók állományának jelentős csökkentésével – a védett fajok prioritásának érvényesítésével – a kár mérsékelhető lenne. A ragadozók állományszabályozása a vadgazdálkodó érdekét is szolgálja, ezért szorosabb együttműködés javasolt ezen szervezetekkel.

Monitorozási program kidolgozása

A kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területek herpetofaunája állapotának nyomon követése érdekében hosszú távú monitorozási rendszer kialakítása javasolt. Ennek célja a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatósághoz tartozó Natura 2000 területek és azok környezetének természetvédelmi szempontú herpetológiai vizsgálata, a természetvédelmi kezelések megalapozása, valamint a hazai és nemzetközi adatszolgáltatási kötelezettség teljesíthetősége érdekében adatok gyűjtése az adatszolgáltatásban szereplő kétéltű- és hüllőfajokról. A kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területeken az Európai Unió Élőhelyvédelmi Irányelvének II. mellékletében jelzett kétéltű- és hüllő fajok nyomon követése mellett cél, hogy a monitorozómunka eredményeként a mintavételi területeken a herpetofauna valamennyi fajáról (közösségi szintű mintavétellel) álljon rendelkezésre azok elterjedési viszonyaira, állomány nagyságára és annak változására vonatkozó adat.

A mintavételeket más területek és időszakok összehasonlíthatósága érdekében a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) módszertana (KISS *et al.* 2007, KORSÓS 1997) és a később bevezetett fajsztípusú monitorozási protokollok (BAKÓ *et al.* 2011, DANKOVICS & KISS 2011a, 2011b, HALPERN & MEBERT 2016, KOVÁCS 2011a, 2011b, VÖRÖS 2011a, 2011b) szerint javasolt végezni. A vizsgált élőhelyeknél a kétéltűek és hüllők egyaránt monitorozandók. A gyűjtött adatokat a fajok és a közösség jellemzésére is felhasználhatjuk.

A mintavételi helyek kijelölése elsősorban az adott Natura 2000 terület jelölőfajainak (HD II. melléklet fajai) figyelembevételével, azok élőhelyein javasolt. Amennyiben a területen nem fordul elő jelölőfaj, az esetben a jelentős egyedszámban kimutatható HD IV. melléklet fajainak élőhelyei adhatók meg. Azokon a területeken, ahol nincs jelölőfaj előfordulása bizonyítva, vagy nem található jelentős kétéltű- vagy hüllőállomány, illetve a felmérések ez ideig nem hoztak eredményt a herpetofauna tagjainak jelenlétére vonatkozóan, ott mintavételi területet nem kell kijelölni, monitoring jellegű vizsgálatokat nem szükséges évente végezni. E területeken a fajösszetétel változásának nyomon követése érdekében háromévente faunisztikai felmérés javasolt. Mivel a mintavételek a területen előforduló összes faj, a teljes herpetofauna vizsgálatát célozzák (közösségi mintavétel), ezért a vizsgálandó Natura 2000 területeken javasolt a jellegzetes vizekben és környezetükben, valamint szárazföldi élőhelyeken is mintavételi egységeket kijelölni.

A felmérési időszak – optimális esetben évente ismétlődően – a vegetációs periódusban, a vizsgált kétéltűeknél a szaporodási időszakban (márciustól május végéig), illetve a szaporodás sikerességének vizsgálata esetén a lárvák átalakulásáig (júniustól szeptemberig) tartson, évente legkevesebb öt alkalommal. A hüllők esetében az aktív időszakban, áprilistól októberig, évente

legkevesebb öt mintavételi alkalommal kell a felméréseket elvégezni. Minimális esetben a mintavételek legalább háromévente történjenek a kijelölt területeken, az optimális időszaknál leírt éven belüli eloszlásban. Ez esetben a mintavételek elsősorban a vizsgált fajok jelenlétének vagy hiányának kimutatására irányulnak.

A *Rábaköz (HUFH20001)* Natura 2000 terület megadott jelölőfajai között jelenleg nem szerepel kétéltű és hüllő. Ezzel szemben a mintavételek során észleltük a vöröshasú unka jelenlétét. Állományváltozásának nyomon követése érdekében rendszeres, lehetőleg évenkénti monitoringvizsgálat javasolt a területen. Lehetséges mintavételi terület a Répceszemere határában található élőhely, ahol a kétéltű jelölőfaj és a gyepekre jellemző fűrgye gyík is vizsgálható a kijelölt 1 km-es mintavételi szakaszon és az érintett víztérben. Az éves rendszerességgel monitorozott területen a vizuális megfigyelés és akusztikus észlelés mellett a göté palackcsapdával történő felmérése is javasolt. A Rábaköz jellegzetes élőhelyei a túlnyomóan már gátak közé szorított és szabályozott patakok, mint a Kis-Rába, a Répce vagy a Kardos-ér. A Répce egy Beled és Dénesfa határában lévő természetközeli szakasza a vízfolyások mentén és a közeli réteken előforduló fajok monitorozására javasolt terület. A kijelölt kétszer 1 km hosszú transzekt mentén a zöldbeka-fajcsoport, a zöld levelibeka és a mocsári beka, valamint a fűrgye gyík állománya mérhető fel.

A *Fertő (HUFH20002)* mentén, Sarród határában, a Hansági-főcsatorna mentén javasolt a területre nagy számban jellemző vöröshasú unka rendszeres monitorozása. A mintavételi transzekt a csatorna mentén kijelölt 1 km hosszúságú szakasz, amelyről akusztikus észleléssel a jelenlét-hiány megállapítása és egyedszámbecslés is lehetséges. Ugyanitt, Sarród és Fertőszéplak határán, az ún. Lajber-háztól nyugatra, a Körgát poldercsatornája mentén lévő sekély víztérben a dunai tarajosgöte és a pettyes göte csapdával történő monitorozása javasolt. A mintavételi területen egyben a zöldbeka-fajcsoport tagjainak és a vízisiklónak a felmérése is lehetséges.

A *Fertőmelléki dombosor (HUFH20003)* száraz élőhelyein a hüllők, elsősorban a zöld gyík fertőrákosi állományának monitorozása javasolt. A mintavételek során a Fertőrákostól északra elterülő erdők szegélye és a cserjés, nyílt gyepfoltokkal tagolt területen kijelölt mintavételi transzekt mentén, vizuális megfigyeléssel történhetne a faj állományának felmérése. A Sopronkőhida közelében található vizes élőhelyek (Kis- és Nagy-Tómalom) és környezetük a kétéltűek, a vízisikló és a rétekhez kötődő fűrgye gyík állományának monitorozására javasolt terület. E terület potenciális előfordulási helye a mocsári teknős kóborló példányainak is.

A *Dudlesz-erdő (HUFH20006)* területén nem ismert jelentős állandó víztér és kétéltű-szaporodóhely. A szárazodási folyamat hatása miatt az időszakos vízterek kialakulásának esélye is kicsi. A mintavételek során nem figyeltünk meg sem kétéltű, sem hüllő Natura 2000 jelölőfajt. Az észlelt fajok egyedszáma tekintetében is alacsony értékeket tapasztaltunk, ezért a területen évente végzendő kétéltű- és hüllőmonitorozás nem szükséges. A változások nyomon követése érdekében az NBmR módszertana (KISS *et al.* 2007) szerint, háromévente a kétéltű- és hüllőfajok jelenlétének vagy hiányának vizsgálata javasolt a területen.

A *Soproni-hegység (HUFH20012)* patak völgyeinek jellegzetes kétéltűje a foltos szalamandra, amely még nagy egyedszámban fordul elő a hegységben. A kisvízfolyások sérülékenysége miatt a faj szaporodóhelyei fokozottan veszélyeztetettek, ezért faji szintű monitorozás javasolt. A mintavételi hely a korábbi vizsgálatokkal történő összehasonlíthatóság érdekében a Tolvaj-árokban kijelölt 1000 m hosszú mintavételi terület legyen. A foltos szalamandra lárvái a kisvízfolyások jó állapotának indikátorai, jelzik a szaporodóállomány jelenlétét, ezért célszerű a lárvamonitorozás folytatása is a hegység teljes területén. A hegység magasabb térszíneinek időszakos kis vízterei a sárgahasú unka jelölőfaj élő- és szaporodóhelyei. A vizsgált időszakban ugyan szárazak voltak élőhelyei, a fajt nem észleltük, de csapadékosabb években az erdészeti tevékenység hatására kialakuló kerékcsapákban, pocsolókban jelenléte valószínű, állományának nyomon követése érdekében felmérése javasolt. A mintavételi hely a faj által preferált időszakos vízterek térbeli eloszlásának változása miatt nem jelölhető ki előre, ezért a vizsgált időszakban létező időszakos vízterek közül kiválasztott meghatározott számú (pl. 50 pocsoló és a vízzel borított tócsák) vizuális módszerrel történő ellenőrzése javasolható. A közelmúltban kimutatott alpesi tarajosgöte elterjedési területének pontosítása és állományának nyomon követése érdekében a sárgahasú unka mintavételi helyein faunisztikai felmérése és állományainak monitorozása javasolt.

A *Határ menti erdők (HUFH20013)* kiemelt jelentőségű természetvédelmi terület jelölőfajai és az egyéb fontos fajok között nem található kétéltű és hüllő, nem ismert jelentős állandó víztér, kétéltű- és hüllő-szaporodóhely, ezért nem szükséges évente felméréseket végezni. A változások nyomon követése érdekében az NBmR módszertana (KISS *et al.* 2007) szerint, háromévente a kétéltű- és hüllőfajok jelenlétének vagy hiányának vizsgálata javasolt.

Az adatok értékelése során származtatott adat lehet a fajösszetétel és változásának meghatározása a mintavételi és a Natura 2000 területen, a megfigyelt egyedszám és változása az egyes években, a relatív (megfigyelt maximális) egyedszám változása és trendje. A szükséges alapadatok rögzítése esetén meghatározható az vizsgált állományok ivararánya és koreloszlása, valamint a beteg és/vagy fejlődési rendellenességgel terhelt egyedek aránya a populációkban. A felmérések eredményeként a területeken bekövetkező káros folyamatok időben észlelhetők, a veszélyeztető tényezők köre feltárható.

Összefoglalás

A 2017-től 2020-ig tartó kutatás keretében a Rábaköz (HUFH20001), a Fertő (HUFH20002), a Fertőmelléki-dombok (HUFH20003), a Dudlesz-erdő (HUFH20006), a Soproni-hegység (HUFH20012) és a Határ menti erdők (HUFH20013) kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területein a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) kétéltűekre és hüllőkre kidolgozott módszertana szerint végeztük a herpetológiai felméréseket. Kiemelt figyelmet fordítottunk a Hidegség és Fertőboz közötti ökológiai átjáró működésének vizsgálatára. Az 53 terepnapon történt felmérések alkalmával 1055 adat-rekordban összesen 5152 észlelt egyed adatait rögzítettük az adatbázisban.

A felmérés időszakában, a kijelölt kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területeken, az irodalomból ismert 17 kétéltűfaj közül 13 faj – foltos szalamandra (*Salamandra salamandra*), dunai tarajosgőte (*Triturus dobrogicus*), pettyes gőte (*Lissotriton vulgaris*), vöröshasú unka (*Bombina bombina*), barna ásóbéka (*Pelobates fuscus*), barna varangy (*Bufo bufo*), zöld varangy (*Bufo viridis*), zöld levelibéka (*Hyla arborea*), mocsári béka (*Rana arvalis*), erdei béka (*R. dalmatina*), gyepi béka (*R. temporaria*), kis tavibéka (*Pelophylax lessonae*), nagy tavibéka (*P. ridibundus*) – , a korábbról ismert tíz hüllőfajból hatot – mocsári teknős (*Emys orbicularis*), ferge gyík (*Lacerta agilis*), zöld gyík (*L. viridis*), elevenkülő gyík (*Zootoca vivipara*), közönséges törékenygyík (*Anguis fragilis*), vízisikló (*Natrix natrix*) – tudunk kimutatni. Jelentős kétéltű-szaporodóhelyek a Soproni-hegység kisvízfolyásai a foltos szalamandra, mesterséges tavai pedig a barna varangy számára, míg a vöröshasú unka és a zöldbéka-fajcsoport (*Pelophylax* spp.) tagjai számára a Fertő, valamint a Rábaköz vízterei kiemelkedő jelentőségűek.

A vizsgált területeken a kétéltűeket veszélyeztető tényezők közül a legjelentősebb a szárazföldi élőhelyek szárazodása és a szaporodóhelyek kiszáradása. A közúti forgalom által okozott elhullás szintén gyakori, de a Fertőboz és Hidegség közötti útszakaszt kivéve, a vizsgált időszakban tömeges gázolást sem a kétéltűek, sem a hüllők esetében nem tapasztaltunk. A hüllőket veszélyeztető tényezők között a növekvő közúti forgalom, az idegenhonos inváziós növények terjedése és élőhely-átalakító hatása, valamint a fokozott predációs nyomás emelkedik ki.

A Fertőboz és Hidegség között, a 8518-as számú műút mentén kiépített terelő- és átereszrendszer vizsgálata megerősítette, hogy a terelő kialakításakor megfigyelt faj- és egyedszámhoz képest jelenleg jelentősen csökkent a vonulási időszakokban a kétéltűek és hüllők vándorlása.

A veszélyeztető tényezők csökkentése érdekében természetvédelmi kezelési javaslatokat foglalmaztunk meg. A kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területeken az Élőhelyvédelmi Irányelv (HD) II. és IV. melléklete által meghatározott jelentésköteles fajok állományainak nyomon követése és az Európai Bizottság felé történő jelentési kötelezettségek teljesíthetősége érdekében hosszú távú monitorozást javasoltunk.

Zusammenfassung

Während der Forschung zwischen 2017 und 2020 in den FFH-Gebieten Rábaköz (HUFH20001), Fertő (HUFH20002), Fertőmelléki dombsor (HUFH20003), Dudlesz-erdő (HUFH20006), Soproni-hegység (HUFH20012) sowie Határ menti erdők (HUFH20013) wurden herpetologische Untersuchungen anhand der Methodik des Nationalen Biodiversität-Monitoring Systems durchgeführt. Besondere Aufmerksamkeit wurde der Untersuchung der Froschübergänge zwischen Hidegség und Fertőboz geschenkt. Während der an 53 Feldtagen durchgeführten Erhebungen wurden die Daten von insgesamt 5152 nachgewiesenen Individuen in 1055 Datenrekorden erfasst.

Im Untersuchungszeitraum, in den FFH-Gebieten wurden von den früher gefundenen 17 Amphibienarten 13 (*Salamandra salamandra*, *Triturus dobrogicus*, *Lissotriton vulgaris*, *Bombina bombina*, *Pelobates fuscus*, *Bufo bufo*, *Bufo viridis*, *Hyla arborea*, *Rana arvalis*, *Rana dalmatina*, *Rana temporaria*, *Pelophylax lessonae*, *Pelophylax ridibundus*), von den früheren zehn Reptilienarten sechs (*Emys orbicularis*, *Lacerta agilis*, *Lacerta viridis*, *Zootoca vivipara*, *Anguis fragilis*, *Natrix natrix*) nachgewiesen. Bedeutende Amphibien-Brutplätze sind die kleinen Fließgewässer des Ödenburger Gebirges für den Feuersalamander, die künstliche Teiche für die Erdkröte, die Gewässer von Neusiedler-See und Rábaköz für die Rotbauchunke und der Wasserfrosch-Arten (*Pelophylax* spp.).

Die wichtigsten Faktoren, die Amphibien in den untersuchten Gebieten gefährden, sind die Austrocknung terrestrischer Lebensräume und die Austrocknung von Brutstätten. Überfahrten durch den Straßenverkehr sind ebenfalls häufig, aber mit Ausnahme des Straßenabschnitts zwischen Fertőboz und Hidegség wurde während des Untersuchungszeitraums weder bei Amphibien noch bei Reptilien ein Massenverfall wegen Verkehr beobachtet. Zu den Faktoren, die Reptilien bedrohen, gehören der zunehmende Straßenverkehr, die Ausbreitung invasiver Arten und deren negative Auswirkungen auf die Lebensräume, sowie der erhöhte Raubdruck.

Die Untersuchung des Umleitung- und Amphibienübergangssystems entlang der Autobahn 8518 zwischen Fertőboz und Hidegség bestätigte, dass sich die Migration von Amphibien und Reptilien während der Migrationsperioden derzeit im Vergleich zur Anzahl der Arten und Individuen, die beim Bau des Systems beobachtet wurden, erheblich verringert hat. Um die Risikofaktoren zu reduzieren, haben wir Vorschläge für das Naturschutzmanagement formuliert. Um die langfristige Überwachung der Bestände meldepflichtiger Arten und die Berichtspflichten gegenüber der Europäischen Kommission gemäß der Anhänge II. und IV. der Habitatrichtlinie (HD) zu erfüllen, empfehlen wir in den FFH-Gebieten ein Langzeitmonitoring.

Köszönetnyilvánítás

A kézirat alakításában értékes segítséget nyújtott dr. Kiss István nyugalmazott egyetemi docens. Építő javaslatait, tanácsait ezúton is köszönöm.

Felhasznált irodalom

- ANTHONY B. & PUKY M. (2001): *Kétéltlűek hang alapján történő monitorozása*. Kézikönyv. CEU/OSI Publications Office, Budapest.
- BAKÓ B., DANKOVICS R. & TAKÁCS G. (2011): A foltos szalamandra (*Salamandra salamandra*) monitorozása. In: *Természetvédelmi Információs Rendszer, Központi protokoll*: 1–5. – <https://bit.ly/3qOuG91>
- CSAPODY I. (1956): A soproni természetvédelem múltja, jelene és feladatai. *Soproni Szemle* 10(3): 230–255.

- DANKOVICS R. (2004): *A Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság kétéltű és hüllő faunájának monitoring vizsgálata*. Kutatási jelentés. Szombathely.
- DANKOVICS R. (2005): *A Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság kétéltű és hüllő faunájának monitoring vizsgálata*. Kutatási jelentés. Szombathely.
- DANKOVICS R. (2006): *A Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság kétéltű és hüllő faunájának monitoring vizsgálata*. Kutatási jelentés. Szombathely.
- DANKOVICS R. (2007): *Kétéltű és hüllő monitoring a Fertő–Hanság és Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság területén*. Kutatási jelentés. Szombathely.
- DANKOVICS R. (2008): *Kétéltű és hüllő monitoring a Fertő–Hanság és Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság területén*. Kutatási jelentés. Szombathely.
- DANKOVICS R. (2017): *HUFH20001 Rábaköz kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület kétéltű és hüllő faunájának megalapozó kutatása*. Kutatási jelentés. Gencsapáti.
- DANKOVICS R. & KISS I. (2011a): Az alpesi tarajosgöte (*Triturus carnifex*) állományainak monitorozása. In: *Természetvédelmi Információs Rendszer, Központi protokoll*: 6–11. – <https://bit.ly/3qOuG91>
- DANKOVICS R., KISS I. (2011b): A dunai tarajosgöte (*Triturus dobrogicus*) állományainak monitorozása. In: *Természetvédelmi Információs Rendszer, Központi protokoll*: 12–17. – <https://bit.ly/3qOuG91>
- DANKOVICS R. & UDVARDY F. (2012): Az alpesi tarajosgöte (*Triturus carnifex*) előfordulása a Soproni-hegységben. *Szélkiáltó* 15: 8–9.
- DANKOVICS R. & VIG K. (2003): A szombathelyi Savaria Múzeum recens gerinces (Vertebrata) gyűjteményei. A Kárpát-medencében gyűjtött példányok. *Savaria* 27: 31–110.
- DELY O. GY. (1966): Angaben über die Verbreitung des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra* L.) im Karpatenbecken. *Vertebrata Hungarica* 8(1–2): 69–88.
- DELY O. GY. (1967): *Kétéltűek – Amphibia*. Akadémiai Kiadó, Budapest. /Magyarország állatvilága – Fauna Hungariae XX. kötet 3. füzet/
- FEJÉRVÁRY-LÁNGH A. M. (1943a): Beiträge und Berichtigungen zum Amphibian-Teil des ungarischen Faunenkaloges. *Fragmenta Faunistica Hungarica* 6(2): 42–58.
- FEJÉRVÁRY-LÁNGH A. M. (1943b): Beiträge und Berichtigungen zum Reptilien-Teil des ungarischen Faunenkaloges. *Fragmenta Faunistica Hungarica* 6(3): 81–98.
- FRANK T., PELLINGER A. & SELYEM J. (1991): Kétéltű- (Amphibia) és hüllő- (Reptilia) védelem a Fertő-tó mentén (1987–1990). In: GYURÁ CZ J. (szerk.): *A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület III. Tudományos Ülése, Szombathely, 1991*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest: 330–337.
- GRILLITSCH H. & CABELA A. (1992): Das potentielle Verbreitungsgebiet der Würfelnatter, *Natrix t. tessellata* (Laurenti, 1768), in Österreich (Reptilia: Squamata: Colubridae). *Herpetozoa* 5(3–4): 119–130.

- GUBÁNYI A., KORSÓS Z., DANKOVICS R., TRASER GY. & FÜLÖP T. (2002): Amphibia and Reptilia of the Fertő–Hanság National Park and its surroundings. In: MAHUNKA S. (ed.): *The fauna of the Fertő–Hanság National Park*. Volume 2. Hungarian Natural History Museum, Budapest: 735–744.
- GUBÁNYI A., VÖRÖS J., KISS I., DANKOVICS R., BABOCSAY G., KOVÁCS T., MOLNÁR P. & SOMLAI T. (2010): Az alpesi tarajosgöte (*Triturus carnifex*), a dunai tarajosgöte (*T. dobrogicus*) és a vöröshasú unka (*Bombina bombina*) magyarországi elterjedésének elemzése. *Állattani Közlemények* 95(2): 253–279.
- HALPERN B. & MEBERT K. (2016): Terepi felmérési protokoll a kockás sikló (*Natrix tessellata*) állományainak monitorozására. In: *Természetvédelmi Információs Rendszer, Központi protokoll*: [1–7]. – <https://bit.ly/2W9bZ1P>
- HARTA I., WINKLER D. & ERDŐ Á. (2017): A zöld gyík [*Lacerta viridis* (Laurenti, 1768)] habitat-választásának vizsgálata a Fertőmelléki-dombság területén. *Magyar Áróvad Közlemények* 13: 201–212.
- HOLENWEG A.-K. & REYER H.-U. (2000): Hibernation behavior of *Rana lessonae* and *R. esculenta* in their natural habitat. *Oecologia* 123(1): 41–47.
- KÁRPÁTI L. (1988): Massensterben der Herpetofauna (Amphibien und Reptilien) infolge des Kraftverkehrs. Möglichkeiten und Ergebnisse des Naturschutzes am Südufer des Neusiedlersees. *BFB-Bericht, Illmitz* 68: 71–79.
- KISS I., BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2007): *Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer. Kétéltűek és hüllők monitorozásának protokollja*. KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest. /NBmR Mintavételi módszerek/ Kézirat.
- KORSÓS Z. (1997): *Kétéltűek és hüllők*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. /Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer VIII./
- KOVÁCS T. (2011a): Az erdei béka (*Rana dalmatina*) monitorozása. In: *Természetvédelmi Információs Rendszer, Központi protokoll*: 28–33. – <https://bit.ly/3qOuG91>
- KOVÁCS T. (2011b): A gyepi béka (*Rana temporaria*) monitorozása. In: *Természetvédelmi Információs Rendszer, Központi protokoll*: 34–39. – <https://bit.ly/3qOuG91>
- MAGYAR TUDOMÁNYOS AKADÉMIA (2018): *A szűnyogállomány monitorozásának és célzott gyéritésének járványügyi fontossága. A Magyar Tudományos Akadémia felhívása és megoldási javaslata a döntéshozók számára, 2018*. – <https://bit.ly/2IGiOol>
- MARIÁN M. & TRASER GY. (1978): Sopron környékének kétéltű-hüllő világa. *Soproni Szemle* 32(2): 153–171.
- MARTH J. (2011): *Kétéltűek (Rana-fajok, Anura) állományának vizsgálata a Soproni-hegységben*. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Erdőművelési és Erdővédelmi Intézet, Sopron.
- ORBÁN Z. (2019): *A szűnyogirtás természetvédelmi kockázatai és biológiai megoldásai*. – <https://bit.ly/3a9bP2N>

- PELLINGER A. & TAKÁCS G. (1999): Esettanulmány az utak és az ökológiai folyosók konfliktuspontjaira. Közúti terelő-áteresz rendszerek tervezésének és kivitelezésének módszerei fertőparti 8518. sz. közúton folyó békamentés tapasztalatai alapján. In: PALLAG O. (szerk): *Nyomvonalas létesítmények élőhely-fragmentáló hatása. Nemzeti jelentés az IENE COST 341 témájában.* Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest: 84–85
- PUKY M., SCHÁD, P. & SZÖVÉNYI, G. (2005): *Magyarország herpetológiai atlasza.* Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest.
- SZABÓ I. (1961): A kétéltűek hazai elterjedése. *Búvár* 6(2): 87–89.
- TUNNER H. G. (1992): Locomotory behaviour in water frogs from Neusiedlersee (Austria, Hungary). 15 km migration of *Rana lessonae* and its hybridogenetic associate *Rana esculenta*. In: KORSÓS Z. & KISS I. (eds.): *Proceedings of the 6th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica, 19–23 August 1991, Budapest, Hungary.* Hungarian Natural History Museum, Budapest: 449–452.
- TUNNER H. G. & HEPPICH-TUNNER S. (1992): A new population system of water frogs discovered in Hungary. In: KORSÓS Z. & KISS I. (eds.): *Proceedings of the 6th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica, 19–23 August 1991, Budapest, Hungary.* Hungarian Natural History Museum, Budapest: 453–457.
- TUNNER H. G. & KÁRPÁTI L. (1997): The water frogs (*Rana esculenta* complex) of the Neusiedlersee region (Austria, Hungary) (Anura: Ranidae). *Herpetozoa* 10(3–4): 139–148.
- VELEKEI B. (2010): *Új adatok Sopron és környékének herpetofaunájához.* Szakdolgozat. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Erdőművelési és Erdővédelmi Intézet, Sopron.
- VOJTECH B., VÖRÖS J., CIVIŠ P., VOJAR J., HETTYEY A., SÓS E., DANKOVICS R., JEHLE R., CHRISTIANSEN D. G., CLARE F., FISHER M. C., GARNER T. W. J. & BIELBY J. (2013): Assessing risk and guidance on monitoring of *Batrachochytrium dendrobatidis* in Europe through identification of taxonomic selectivity of infection. *Conservation Biology* 28(1): 213–223.
- VÖRÖS J. (2008): A vöröshasú unka (*Bombina bombina* Linnaeus, 1761) és a sárgahasú unka (*Bombina variegata* Linnaeus, 1758) elterjedése Magyarországon. *Természetvédelmi Közlemények* 14: 45–59.
- VÖRÖS J. (2011a): A sárgahasú unka (*Bombina variegata*) monitorozása. In: *Természetvédelmi Információs Rendszer, Központi protokoll:* 23–27. – <https://bit.ly/3qOuG91>
- VÖRÖS J. (2011b): A vöröshasú unka (*Bombina bombina*) monitorozása. In: *Természetvédelmi Információs Rendszer, Központi protokoll:* 18–22. – <https://bit.ly/3qOuG91>
- VÖRÖS J., DANKOVICS R., HARMOS K., DOBAY G. & KISS I. (2010): A foltos szalamandra (*Salamandra salamandra* Linnaeus 1758) előfordulása és természetvédelmi helyzete Magyarországon. *Állattani közlemények* 95(1): 121–149.

- VÖRÖS J., HERCZEG D., FÜLÖP A., GÁL T. J., DÁN Á., HARMOS K. & BOSCH J. (2018): *Batrachochytrium dendrobatidis* in Hungary: an overview of recent and historical occurrence. *Acta Herpetologica* 13(2): 125–140.
- VÖRÖS J., HERCZEG D., PAPP T., MONSALVE-CARCAÑO C. & BOSCH J. (2020): First detection of *Ranavirus* infection in amphibians in Hungary. *Herpetology Notes* 13: 213–217.
- WERNER F. (1935): Die Kriechtiere und Lurche des Burgenlandes. *Burgenlandische Heimatblätter* 4(1–2): 124–126.

Umweltinformationssystem Neusiedler See-Gebiet: Die Erfassung und Nutzung alter und neuer ökologischer Daten

Organising ecosystem knowledge at Neusiedlersee: The use and reuse of ecological data resources

A Fertő-táj környezeti információs rendszere: régi és új ökológiai adatok felvétele és hasznosítása

KATRIN TEUBNER¹ & WERNER LAZOWSKI²

Abstract

Long-term socio-ecological research raised increasing awareness and is often described as scientific initiative of „data mining“ and superimposed assessment of „big data“. The more divers the data base is and the longer the time series records are, the more emphasis is seen on well organising long-term and recent data recording, to make data freely accessible or accessible again for the re-use advancing ecological knowledge. The site “LTSER Platform Neusiedlersee – Seewinkel” earned much emphasis in view of collecting manifold valuable diverse socio-ecological information in Austria and on global scale. The aim of organising ecosystem knowledge at Lake Neusiedl by the use and reuse of ecological data resources, relies on two cornerstones in the project Vogelwarte Madárvárta 2. Firstly, a new detailed literature database (Microsoft Access, about 1200 entries, references from 1889 to recent years) organised by keywords allows a search for various socio-ecological research fields and thus makes the published work freely accessible. Further, it refers to basic socio-ecological information concerning the LTSER Platform Neusiedlersee – Seewinkel, which is available via global net-works such as LTER and DEIMS, or in case of exchange of data among lakes globally also via GLEON. In this line, metadata were provided for the DEIMS-website and publications among other data preparations (one was released due to cooperation in the GLEON network), which was accomplished by the project activities in Vogelwarte Madárvárta 2. A further dissemination of research activities to the public was gained via Facebook and NeusiedlerseeWiki. Secondly, in addition to organising, assessing and publishing available data records, also new data from online-measurement stations of water quality were treated. Apart from vali-dated recording the data every three minutes, data of daily means of all on-line sensors were prepared for dissemination.

¹ Privatdozentin für Limnologie, Österreich, E-mail: katrin.teubner@univie.ac.at

² TB Ökologie, A-1220 Wien, Österreich, Kagraner Anger 22/7/2

These high-resolution data of water bodies Lake Neusiedl and soda pans are most relevant for climate research and thus contribute to track habitat change in addition to monthly ecological monitoring or surveys.

Einleitung

Mit dem Schwerpunkt „Umweltinformationssystem Neusiedler See-Gebiet“ im Rahmen von Vogelwarte Madárvárta 2 wird das Gewicht auf die Erfassung und Nutzung alter und neuer ökologischer Daten gelegt. Mit der Digitalisierung von Fakten, der Flut von Messungen weltweit, ist eine gute Struktur notwendig, um das Wissen zu erhalten und darüber hinaus neue Erkenntnisse zu schöpfen. Diese Initiative wird global als „Data Mining“ bzw. als das Analysieren von „Big Data“ bezeichnet. Es ist dabei eine Kontroverse zu beobachten: auf der einen Seite wird die Bedeutung von Langzeitdaten für die Klimaforschung und für langfristige ökosystemare und sozio-ökonomische Zusammenhänge betont, auf der anderen Seite werden alleinig Monitoring-Aufwendungen vielerorts sehr hinterfragt, weil man meint, dass 30 Jahre Untersuchung eines Sees wohl genug sein müssten und wohl keine neuen Erkenntnisse wirklich mehr zu erwarten wären. Alte konsistente Langzeitdatensätze haben aber nur so lange einen hohen Wert, solange die Messungen bis in die heutige Zeit fortgeführt werden. Diese großen Datenmengen müssen gut organisiert werden, um diese für vielfältige Anwendungen schnell nutzbar zu machen. Daher lag im Projekt Vogelwarte Madárvárta 2 ein Schwerpunkt in der Erfassung und Nutzung alter und neuer ökologischer Daten, d.h. der Schaffung eines Umweltinformationssystem im Neusiedler See-Gebiet. Dement-sprechend wurde eine umfangreiche Literaturdatenbank neu angelegt. Darüber hinaus wurden Forschungsschwerpunkte der Biologischen Station zum Neusiedlersee und dem Seewinkel über einschlägige Internet-Plattformen mit konkreten Datenangaben kommuniziert, Langzeitdaten für wissenschaftliche Publikationen aufbereitet und ein aktuelles on-line Messsystem von Umweltdaten geschaffen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet der Arbeiten von Vogelwarte Madárvárta 2 bezieht sich schwerpunktmäßig auf den Neusiedlersee und den Seewinkel in Österreich und reicht teilweise bis in das Feuchtgebiet Fertőújlak in Ungarn hinein. Eine Karte, die das Untersuchungsgebiet umgrenzt, ist im DEIMS (WEB1) gezeigt

Microsoft Access Datenbank

Zur Erstellung einer umfangreichen Microsoft Access Literatur-Datenbank wurde der Schwerpunkt auf Master- und Diplomarbeiten, Dissertationen sowie Forschungsberichte der Bibliothek der Biologischen Station gelegt.

Darüber hinaus wurden detailliert Veröffentlichungen zum Neusiedlersee in Österreichischen Zeitschriften erfasst. Damit ist eine Vielzahl der in die Datenbank überführten Literatur in der Landessprache verfasst. Die Zahl der Referenzen aus internationalen Zeitschriften ist ergänzend gegeben, wobei hier ausschließlich die Untersuchungen in Englisch abgehandelt wurden. Eine einheitliche Zuordnung von Schlagworten zu den in Deutsch, Englisch oder Ungarisch verfassten Arbeiten ermöglicht einen guten Gesamtüberblick zu den jeweiligen Forschungsthemen zu geben. Somit können über eine Suchfunktion themenspezifische Referenzen her-ausgefiltert werden.

On-line Messstationen

Einige Monate vor dem Start des Projektes Vogelwarte Madárvárta 2 wurden verschiedene on-line Messstationen im See und Seewinkel errichtet. Die GPS-Koordinaten und die Nennung der Standorte sind in der Tabelle 1 gegeben. Es sind grundsätzlich zwei verschiedene Sondentypen installiert worden, nämlich die Hydrolab-Multiparameter Sonde sowie die PLS-C Sonde. Ersterer ist relativ wartungsintensiv, da sie weder eintrocknen noch frostsicher ist und regelmäßig geeicht werden muss. Diese Sonde variiert mit der Besetzung der Parameter je Standort. Auf allen Hydrolab-Sonden wird die Wassertemperatur, der pH-Wert, die Leitfähigkeit, der Sauerstoffgehalt und die Trübe gemessen. Für die Sonde am Steg Neusiedlersee wurde außerdem ein Chlorophyllsensor gesteckt, um so die Dynamik der Phytoplanktonentwicklung zu erfassen. Ein Nitratsensor, der für die Hydrolab-Multiparameter Sonde in der Östliche Fuchslochlacke, Apetlon, eingesetzt wurde, wurde außer Kraft gesetzt, weil dieser nicht im ökologisch relevanten Messbereich messen konnte. Außerdem konnte die Hydrolab-Multiparameter Sonde in der Fuchslochlacke wegen Trockenheit nur teilweise eingesetzt werden.

An den beiden anderen Standorten, d.h. im Neusiedler See, Illmitz - Stationsbucht – Steg und in der Ruster Poschen, wurde dieser Sondentyp durchgängig eingesetzt. Der zweite Sondentyp, die PLS-C Sonde (Keramiksonde), misst den Wasserstand, die Temperatur und die Leitfähigkeit. Diese Sonde ist robust einsetzbar, weil sie trockenresistent und frostsicher ist. Alle drei Messgrößen zeigen an, ob es sich um eine Messperiode einer trocken gefallenen oder nassen Phase am Standort handelt. Der Service dieser Sonde beschränkt sich auf der Säuberung im Gelände. Im Laufe des Projektes wurde die Hydrolab-Sonde am Steg vom Neusiedlersee durch eine PLS-C Sonde ergänzt. Die Daten beider Sondentypen werden aller drei Minuten aufgezeichnet.

Tabelle 1: Angaben zu den Positionen der beiden Sondentypen (Hydrolab-Multiparametersonde und PLS-C Sonde) im Neusiedlersee und in den Lacken im Seewinkel.

Table 1: GPS coordinates for the two types of sensors (Hydrolab-Multiparameter-Water Quality sensor and PLS-C sensor) located in Lake Neusiedl and in Seewinkel.

Standort	Sondentyp	Position
Neusiedler See, Illmitz – Stationsbucht - Steg	PLS-C und Hydrolab-Multi	N47°46.208' E016°45.129'
Neusiedler See, Illmitz – Ruster Poschn	Hydrolab-Multi	N47°46.632' E016°45.187'
Neusiedler See, Illmitz - Stationskanal Bootshaus Biologische Station	PLS-C	N47°46.128' E016°45.976'
Unterer Stinkersee, Illmitz	PLS-C	N47°48.161' E016°47.098'
Lange Lacke, Apetlon	PLS-C und Hydrolab-Multi	N47°45.463' E016°52.854'
Östliche Fuchslochlacke, Apetlon	PLS-C	N47°47.376' E016°51.149'
Neusiedler See, Apetlon – Verlandungsgelände beim Graurinderstall	PLS-C	N47°43.400' E016°48.148'
Apetloner Meierhoflacke, Apetlon	PLS-C	N47°43.296' E016°49.359'
Mekszikópuszta – berflutungsgelände-HU	PLS-C	N47°40.523' E016°49.717'

Statistische Auswertung

Der Schwerpunkt (hoher Zeitaufwand) liegt zum einen in der Verifizierung der on-line Rohdaten mit dreiminütiger Messfrequenz. Dies umfasst das Detektieren von ausgefallenen Messungen und interpolieren der Datenlücken, sofern statistisch vertretbar. Fehlende Werte die im Bereich von Tagesminima bzw. –maxima liegen werden primär nicht berechnend ergänzt, da hier kein linearer Trend vorliegt. Weiters werden Ausreißer in den Rohdaten eliminiert. Eine endgültige Verifizierung der Daten, bearbeitet über Pivot-Tabellen wird anhand des Zusammenhanges vom Tagesmittel und der täglichen Differenz zwischen minimalen und maximalen Wert durchgeführt, bzw. über den synchronen Verlauf assoziierter Parameter. An-hand der verifizierten Originaldaten wurden für alle Parameter aller Sonden Tagesmittelwerte berechnet und in einer Exceltabelle gesammelt abgelegt.

Die eigentlichen statistischen Analysen umfassen Trendanalysen der Zeitserien sowie Korrelationsanalysen. Vor der Anwendung dieser Verfahren wurde geprüft, ob die Daten einer Normalverteilung standhalten. Wenn dem nicht so war, wurden alleinig nicht-parametrische Verfahren benützt um statisch abgesicherte Zusammenhänge zu erfassen. Nur solche Daten die einer statistischen Bewertung stand hielten, waren Basis für die Berechnung von Mittelwerten bzw. wurden als Metadaten für DEIMS weitergegeben. Weiters

war eine solche statistische Auswertung die Basis für die Öffentlichkeitsarbeit (WEB2) und die Langzeituntersuchungen im Zuge von Publikationsvorbereitung. Diese Publikationen umfassen die Abschätzung der Bedeutung der Ökosystemleistungen des Neusiedlersees und der Lacken des Seewinkels im globalen Vergleich mit anderen Sodaseen und Lacken, die Langzeitdynamik vom Kalzium im Neusiedlersee (WEB3) und die paläolimnologische Rekonstruktion der trophischen Situation des Neusiedlersees seit 1975.

Ergebnisse und Diskussion

Der Basis-Schwerpunkt bei der Erfassung und Nutzung alter und neuer ökologischer Daten lag auf der Breitstellung einer umfangreichen Microsoft Access Datenbank und der Betreuung der on-line Sonden inklusive der Verifizierung der on-line Rohdaten sowie nachfolgender Bereitstellung von Tagesmittelwerten zu den Parametern der Sonden.

Basis-Schwerpunkt Literatur-Datenbank

Die Microsoft Access Datenbank umfasst derzeit knapp 1200 Einträge mit Literaturreferenzen zu dem Neusiedlersee und der Lackenregion im Seewinkel. Anders als bisherige Datenbanken, schränkt sie sich nicht auf ein enges Themenfeld ein, um so die Gesamtheit der Forschungsaktivitäten gut wieder spiegeln zu können. Der erste Eintrag geht auf eine Referenz aus dem Jahr 1889 zurück. Ab 1930 widerspiegelt diese Datenbank eine kontinuierliche Darstellung der publizierten Forschungsaktivitäten im Neusiedlersee und Seewinkel. Mit dem Abschluss des Projektes Vogelwarte Madárvárta 2 soll die Datenbank beim Arbeiten an der Biologischen Station frei zur Verfügung gestellt und weitergeführt werden.

Basis-Schwerpunkt on-line Messung Sonden

Die Ergebnisse der on-line Messungen wurden nach der Verifizierung als tägliche Daten in einer Excel-Datei abgelegt. Eine Auswertung hinsichtlich möglicher Habitat-Veränderung der Vögel wird derzeit in Kooperation mit Birdlife Österreich (Dr. Michael Dvorak) analysiert und ist nicht Teil dieses Artikels.

Basis-Schwerpunkt LTER und andere Verbreitung der Information zur Langzeitforschung

Sowohl der Überblick zu den publizierten Forschungsaktivitäten als auch die bearbeiteten Zeitserien zu den Umweltparametern waren die Grundlage für Angaben der Langzeitforschung im Gebiet Neusiedlersee-Seewinkel. Das Gebiet gilt als LTER-Plattform (LTER = Long Term Socio-economic and Ecosystem Research), wobei die Plattform auf die Vielfältigkeit in der biologischen Forschung, d.h. von der Limnologie (Süßwasserforschung) bis zu einer breiten terrestrischen Ökologie verweist. Die Forschung umfasst damit die Ökologie von Mikro-Organismen, Pflanzen und Tieren des Wassers, des Röhrichts und den Lacken sowie der Wiesenhabitats. Hier ist besonders die Vorbereitung einer Publikation zu erwähnen, die sich auf die globalen

ökosystemaren Leistungen (ecosystem services) von Sodagewässern bezieht, wo unter den weltweit 56 Standorten der Neusiedlersee gemeinsam mit den Lacken des Seewinkels als ein Standortschwerpunkt vertreten ist.

Eine bessere Sichtbarkeit der Langzeitforschung über die Grenzen Niederösterreichs hinaus, war mit der Einbindung des Standortes in heute gängige internationale Netzwerke gegeben. So wurde eine ausführliche Standortbeschreibung sowie die Beschreibung der vorhandenen Forschungsschwerpunkte im DEIMS abgelegt. Die Angabe von Metadaten im DEIMS gibt Auskunft zu den erfassten ökologisch relevanten Parametern im Gebiet, wie meteorologischen Daten auf dem Dach der Station, die on-line Messsonden, die Langzeitmessungen zur Wasserchemie und -physik im Neusiedlersee und schwerpunktmäßig die Erfassung einzelner Organismengruppen wie die Gänse oder Zugvögel beispielsweise. Die Metadaten umfassen u.a. Angaben mittels welcher Methoden die Beobachtungen erfasst wurden, wie oft und über welchen Zeitraum von Jahren gemessen. Darüber hinaus galt auch die Informationsbekanntgabe nach außen zu den Forschungsaktivitäten an der Biologischen Station bzw. dem Projektvorhaben Vogelwarte Madárvárta 2 über Facebook und die Internetseite NeusiedlerseeWiki (WEB2).

Basis-Schwerpunkt Austausch in internationalen Netzwerken und internationale Publikationen

Die Integration im Gewässernetzwerk GLEON zeigt eine globale Bewertung der Kalziumkonzentration (s. Angabe der Internetseite zuvor). Es konnte weltweit nachgewiesen werden, dass mit der Restaurierung der Seen nach einer Nährstoff-anreicherungsphase, zwar die wesentlichen Nährstoffelemente wie Phosphor und Stickstoff erfolgreich reduziert wurden, aber zugleich auch die Kalziumkonzentration verringert wurden, und zwar stärker als erwartet. Dies ist insofern von Bedeutung, da Kalzium einen wesentlichen Beitrag in der Physiologie der mikroskopischen Organismen im Wasser und in der Wasserchemie spielt. Die Zunahme an Nährstoffen im Neusiedlersee sowie deren Reduktion in den letzten Jahren wurde detailliert über eine paläolimnologische Studie analysiert (Manuskript ist eingereicht). Hier zeigte sich über den Untersuchungszeitraum 1873 bis 2010, dass die Kieselalgen-gemeinschaft insbesondere die Änderung des Nährstoffniveaus im Neusiedlersee anzeigt. Der globale Vergleich von Sodagewässern zeigt, dass neben dem Neusiedlersee und den Lacken im Seewinkel auch viele weitere Standorte wertvolle ökosystemare Leistungen aufzeigen (s. Angabe des Internetverweises zuvor). Sowohl die Einträge in die DEIMS-Webseite als auch die letzten beiden Publikationen legen ihren Schwerpunkt auf die zeitliche Dynamik von ökologischen Prozessen, die über Jahrzehnte für das Gebiet analysiert wurden. Diese Aktivitäten, gemeinsam mit der Literaturdatenbank und dem on-line Sonden Messsystem im Zuge von Vogelwarte Madárvárta 2, werden somit dem Schwerpunkt eines „Umweltinformationssystem Neusiedler See-Gebiet“ gerecht und bewerten vielfältig sowohl alte und neue ökologische Daten.

Danksagung

Ohne die Unterstützung durch Kollegen von der Biologischen Station wäre diese Projektarbeit nicht möglich gewesen. Die gesamte Projektlaufzeit betrachtend, ist es uns daher ein Bedürfnis uns bei Richard Haider, Rudolf Schalli und Klaus Kettner für die vielfältige Unterstützung am See und an den Lacken zu bedanken. Weiters gilt unser Dank der Unterstützung durch den Nationalpark, für die Hilfe durch Walter Tschida bei der Sonden-Wartung an den Lacken im Gelände Seewinkel. Darüber hinaus ist es uns ein besonderes Bedürfnis uns für die profunde Datenbereitstellung der Wasserchemie und anderer Seedaten bei Franz Rauchwarter und Martin Tremetzberger zu bedanken. Für die Bereitstellung von Daten bezüglich Vogelbe-obachtungen danken wir Michael Dvorak (BirdLife Österreich) sowie für die Chlorophyll-Messdaten vom Neusiedlersee Georg Wolfram (DWS Hydro-Ökologie GmbH) zwecks Verifizierens der on-line Daten. Sehr wertvoll war auch die fortlaufend fachlich-technische Unterstützung und Beratung bezüglich der on-line Sonden durch die Mitarbeiter der Firma OTT Hydromet inkl. ADCON-Support, Martin Hackl, Martin Schinnerl und Stanka Vikartovska. Unabdingbar wichtig waren auch die Hinweise zu LTER- und DEIMS vonseiten des Umweltbundesamtes, wobei wir hier insbesondere Andrea Stocker-Kiss, Christoph Wohner, Johannes Peterseil und Thomas Dirnböck dankend erwähnen möchten.

Weiters bedanken wir uns für die stimulierende Zusammenarbeit mit Carina Suchentrunk im Zuge des Projektes, die immer hilfreich bei Fragen zur Seite stand. Die Sammlung und Eingabe der Literatur in Form von Zitaten in der Access-Datenbank wurde ebenfalls von Carina Suchentrunk dankenswerterweise maßgeblich unterstützt. Darüber hinaus konnte durch angeleitete Zuarbeit durch Ferrialpraktikanten an der Biologischen Stationen weitere Unterstützung erfolgen.

Darüber hinaus waren fachliche Anregungen von Thomas Zechmeister sowie auch von Alois Herzig immer wieder wertvoll. Zu guter Letzt gilt auch unser besonderer Dank Gerhard Schlögel für die Projektkoordination auf der österreichischen Seite sowie Csilla Drogman für die Leitung des INTERREG V-A Österreich-Ungarn Projektes Vogelwarte Madárvárta 2.

Zusammenfassung

Der Schwerpunkt eines „Umweltinformationssystem Neusiedler See-Gebiet“ im Zuge des Projektes Vogelwarte Madárvárta 2 zeigt auf vielfältige Weise wie sowohl alte und neue ökologische Daten neu bewertet werden. Zum einen wird mit der umfangreichen Literaturdatenbank Microsoft-Access eine neue Möglichkeit gegeben sich schnell zu bestimmten Forschungsthemen einen Überblick zu verschaffen. Besonders zu erwähnen ist hier, dass dies die Suchfunktion via Internetportale übersteigt, da sich die neue Datenbank nicht auf englischsprachige Publikationen beschränkt, sondern den Schwerpunkt auf Publikationen in deutscher Sprache legt (Forschungsberichte, Master- und

Diplomarbeiten, Dissertationen aus er Bibliothek Neusiedlersee). Die Verbreitung der Forschungsergebnisse wurde auch mit dem Eintragen von Beschreibungen und Metadaten im DEIMS verbessert, wo das Gebiet als LTSER Platform Neusiedlersee – Seewinkel eingestuft ist. Weitere Verbreitung zu den Aktivitäten von Vogelwarte Madárvárta 2 erfolgten über Facebook und NeusiedlerseeWiki. Der Zusammenhang zwischen sozio-ökonomischer und ökologischer Forschung ist Schwerpunkt bei der Vorbereitung der Publikation zu den ecosystem services von Sodaseen weltweit. Die Langzeitdaten wurden darüber hinaus im Rahmen des Netzwerkes GLEON (WEYHENMEYER et al 2019) und für eine paläolimnologische Studie (TOLOTTI et al. 2021) aufbereitet.

Összefoglalás

A hosszútávú szocioökológiai kutatások egyre nagyobb figyelmet kapnak, és gyakran nevezik őket az „adatbányászat” tudományos kezdetének és a „nagy adatok” hozzáadott értékének.

Minél összetettebb egy adatbázis és minél hosszabbak az idősorok, annál nagyobb szükség van a hosszú távú és a legfrissebb adatok rögzítésének megfelelő rendszerezésére annak érdekében, hogy azok szabadon, vagy újra hozzáférhetővé váljanak a korábbi ökológiai ismeretek újraértékelése érdekében. Az „LTSER Platform Neusiedlersee – Seewinkel” oldal nagy hangsúlyt fektetett arra, hogy sokféle értékes szocioökológiai információt gyűjtsön Ausztria területéről és globális szinten. A Fertő-tóra vonatkozó ökológiai adatok ökológiai adatforrások felhasználásával és újrafelhasználásával történő rendszerezésének célja a Vogelwarte 2 projektben két pillérré épül.

A kulcsszavak szerint rendezett, új, részletes publikációs adatbázis (Microsoft Access, kb. 1200 bejegyzés, feljegyzések 1889-től máig) lehetővé teszi a különféle szocioökológiai kutatási témákban történő keresést, és elérhetővé teszi a közölt publikációkat. A rendszer az LTSER Neusiedlersee – Seewinkel platformhoz kapcsolódó alapvető szocioökológiai információkra épül, amely globális hálózatokon, például LTER és DEIMS, vagy egyes tavak közötti adatcsere esetén globálisan a GLEON-on keresztül is elérhető. Ehhez kapcsolódóan a DEIMS-weboldalhoz szükséges metaadatok beszerzése, és egyéb adatok előkészítése mellett egy publikáció is a GLEON hálózat együttműködése eredményeként a Vogelwarte 2 projekt keretében valósult meg. A Madárvárta 2 projekt kutatási tevékenységeinek terjesztése a Facebookon és a NeusiedlerseeWiki-n keresztül történt.

A meglévő adatok rendszerezése, értékelése és publikálása mellett az online vízminőségmérő állomás új adatai is feldolgozásra kerültek. Ezek közül a klímakutatás szempontjából a Fertő tó és környező szikes tavak nagyfelbontású adatai a legrelevánsabbak, és a havonta végzett ökológiai monitoring kutatások mellett hozzájárulnak az élőhelyek változásának nyomonkövetéséhez.

Literatur

TOLOTTI M, GUELLA G, HERZIG A, RODEGHIERO M, D, ROSE NL, SOJA G, ZECHMEISTER T, YANG H, TEUBNER K (2021). Assessing the ecological vulnerability of the shallow steppe Lake Neusiedl (Austria-Hungary) to climate driven hydrological changes using a palaeolimnological approach, *Great Lake Research*, submitted.

WEYHENMEYER G.A., HARTMANN J., HESSEN D.O., KOPÁČEK J., HEJZLAR J., JACQUET S., HAMILTON S.K., VERBURG P., LEACH T.H., SCHMID M., FLAIM G., NÖGES T., NÖGES P., WENTZKY V.C., ROGORA M., RUSAK J.A., KOSTEN S., PATERSON A.M., TEUBNER K., HIGGINS S.N., LAWRENCE G., KANGUR K., KOKORITE I., CERASINO L., FUNK C., HARVEY R., MOATAR F., DE WIT H.A. & ZECHMEISTER T. (2019): Widespread diminishing anthropogenic effects on calcium in freshwaters. *Scientific reports* 9(1): 1-10.

WEB1: <https://deims.org/1230b149-9ba5-4ab8-86c9-cf93120f8ae2>

WEB2: http://www.neusiedlerseewiki.at/Biologische_Station_Illmitz

WEB3: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46838-w>

Die Wiederentdeckung eines verloren geglaubten Falters – Steppenfrostsparer im Burgenländischen Seewinkel

The rediscovery of a lost moth (*Chondrosoma fiduciaria* Anker, 1854)

A magyar ősziaraszoló (*Chondrosoma fiduciaria* Anker, 1854) újralfedezése a burgenlandi Fertőzsgán

RUDOLF EIS¹

Abstract

This project deals with two rare moth species: *Chondrosoma fiduciaria* Anker, 1854 and *Lignyoptera fumidaria* Hübner, 1825. The purpose was to find new locations in which new populations can be created and maintained.

Both species have their habitats in very few locations in the Pannonian region. *Chondrosoma fiduciaria* can be found, so far as known in only two locations in all of Europe. One of these are the so-called Zitzmannsdorf-Meadows. Its habitats are the recurrently moist part of the meadows, *Lignyoptera fumidaria* can be found here as well, but it needs the moist or very wet spots of the area. *Chondrosoma fiduciaria* makes its appearance not before mid October, *Lignyoptera fumidaria* appears one month later. The females of both species are wingless and can be recognized as butterflies only by experts.

At the Zitzmannsdorf-Meadows *Chondrosoma fiduciaria* has been regarded as vanished or extinct since about 1985. After a routine search done recently the author was able to find an egg deposit of this species.

After a successful breed, enough females hatched to be matched with wild living males of the Zitzmannsdorf-meadows. Finally 20 egg deposits were available in spring 2018. They were placed at suitable spots near Oggau and at Seewinkel near the Lange Lacke.

After new breeds there hatched enough female moths to enable to do further research. The females now available were brought to the selected spots deemed suitable, spreading their pheromones. At 3 spots male-moths approached. Evidence was herewith shown, that *fiduciaria* moths have successfully developed in these habitats.

The second part of the project deals with *Lignyoptera fumidaria*. The procedure would be similar to the one adopted in the case of *Chondrosoma fiduciaria*. Field research for *Lignyoptera fumidaria* – a species from which there had hitherto not existed any breeding material – began in November 2018, due

¹ A 2754 Waldegg 9a, E-mail: eisrudolf39@gmail.com

to the late flying activity of this moth. In spite of several searches at the place where it had formerly been observed, namely the wet parts of the Zitzmannsdorf meadows, no female specimen could be found. Therefore in May, early June 2019 a renewed search for *Fumidaria*-caterpillars was undertaken. Unfortunately again without tangible result.

In November 2019 there were repeated excursions to the Fischea meadows (the meadows along the river Fischea near Gramatneusiedl), where this species is frequently seen in late autumn. The author undertook innumerable and untiring efforts to follow male specimens fluttering about, in the hope of eventually being led to a female. Even this approach did not show the desired effect. After a bad weather spell at the end of November the undertaking had finally to be broken off.

The film documentation shows some specimens found at the Zitzmannsdorf meadows in 2017 and their copulation. The eggs proceeding from it were unfortunately not available to the author for breeding.

The time frame originally envisioned for the breeding of *Chondrosoma fiduciaria* and *Lignyoptera fumidaria* was one year each. Breeding of *Chondrosoma fiduciaria* was accomplished in the first year of the project. At the same time search for a female *Lignyoptera fumidaria* took place, in order to ensure breeding in the year to come. This attempt was unsuccessful again. Despite repeated searches no inseminated female *L. fumidaria* could be located. In order to make up for this failure one more breeding of *Chondrosoma fiduciaria* was undertaken.

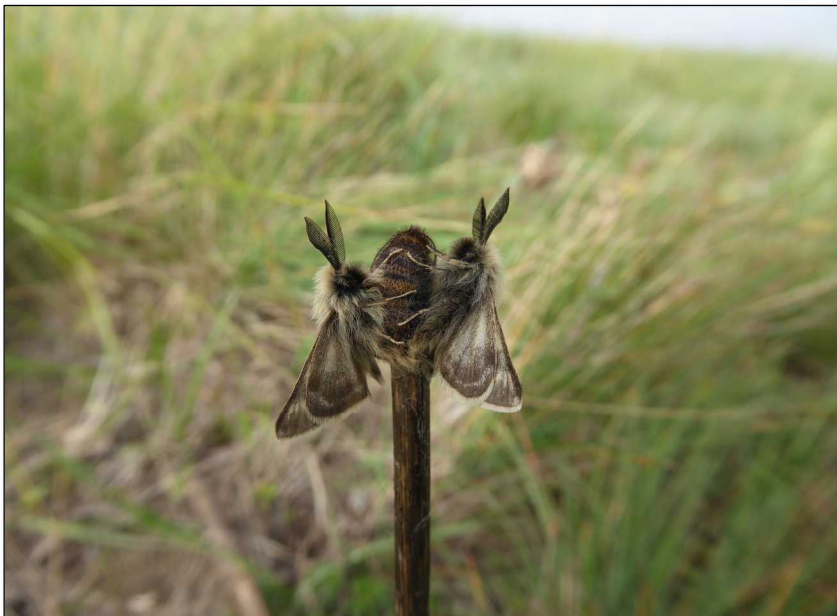


Abb. 1.: Steppenfrostsparer *Chondrosoma fiduciaria* Anker, 1854. Zwei Männchen buhlen um das flügellose Weibchen

Fig. 1: *Chondrosoma fiduciaria*. Two males fight for the wingless female

Einleitung

Chondrosoma fiduciaria Anker, 1854, Steppenfrostspeer: Eine seit Jahrzehnten verschollene Art konnte durch gezielte Suche wiederentdeckt werden. Es wurde ein Eigelege gefunden, das Ausgangspunkt für eine erfolgreiche Aufzucht war. Aus dieser Aufzucht gingen nach Einkreuzung mit Wild-Männchen 20 neue Eigelege hervor, die zu Beginn des Projektes an geeigneten Stellen, die den Lebensansprüchen der besonderen Art entsprechen könnten, ausgebracht wurden.

Zielsetzung war, mit Hilfe von Aufzucht-Weibchen Freilandmännchen anzulocken, um so den Erfolg einer Gründung neuer Populationen nachzuweisen oder aber auch weitere Vorkommen zu entdecken.

Lignyoptera fumidaria Hübner, 1825: Für eine dem Projekt zu Grunde gelegte Filmdokumentation konnte ein Fumidaria-Pärchen verwendet werden, das im Nov. 2017 im Rahmen einer Exkursion von Mitarbeitern der Biologischen Station Illmitz auf den unteren Zitzmannsdorfer Wiesen gefunden wurde. Die Dreharbeiten meinerseits erfolgten direkt am Fundplatz. Die Aufzucht sollte sinngemäß wie bei der vorigen Art erfolgen, doch erging das Fumidaria-Pärchen an einen Tiroler Exkursionsteilnehmer. Nachdem danach weder ein weiteres Fumidaria-Pärchen noch ein Weibchen dieser Art gefunden werden konnte, stand dem Verfasser vorerst leider kein Zuchtmaterial zur Verfügung.



Abb. 2.:Lignyoptera fumidaria bei der Paarung
Fig. 2: Lignyoptera fumidaria during copulation

Methode

2018 u. 2019 erfolgte die Aufzucht der Steppenfrostspeer-Raupen aus den ursprünglich 2017 gewonnenen Eigelegen. Die Raupen entwickelten sich in ameisen-sicheren Netzbehältern, in denen eingetopfte Futterpflanzen als Raupenfutter dienten. Es wurden *Centaurea scabiosa* und versuchsweise Wolfsmilcharten gereicht. Diese wurde von manchen Raupen ebenfalls angenommen. In der Literatur wird ausschließlich Wolfsmilch genannt, doch wurde auch der Verdacht geäußert, dass die Raupen einigermassen polyphag sein könnten. Im Versuch wurden keine weiteren Pflanzen als die genannten als Nahrung angenommen. Bei einer Aufzucht auf der Biologischen Station Illmitz wurde den jungen Eirauen Löwenzahn gereicht und es stellten sich damit ebenfalls Erfolge ein.

Auf den Zitzmannsdorfer Wiesen scheinen die Raupen ausschließlich an der Flockenblume *Centaurea scabiosa* heranzuwachsen. Diese ist dort stellenweise häufig, daher dürfte es zu keinen Futterengpässen kommen.



Abb. 3.: Steppenfrostspeer-Raupe (*Chondrosoma fiduciaria*)

Fig. 3: *Chondrosoma fiduciaria* caterpillar

Durch die sehr schwierige und verlustreiche Aufzucht von *Chondrosoma fiduciaria* wurden wertvolle Erkenntnisse von den Lebensansprüchen der Raupen gewonnen. Falter aus überlebenden Puppen sind jeweils im Laufe des Oktobers geschlüpft, mit den geschlüpften Weibchen (die flügellos, und daher das nur von Experten als Schmetterling zu erkennen sind) konnte dann die Feldarbeit begonnen werden. Auch konnte während der erforderlichen Dreharbeiten zur Herstellung der Filmdokumentation die Biologie und das Verhalten der Art ausführlich studiert und auch veranschaulicht werden.



Abb. 4.: Auswilderungsplatz am Steinriegel

Fig. 4: Site of reintroduction at Steinriegel

Hier wurden am 2.4.2018 drei *Fiduciaria Gelege* an der Basis von *Centaurea scabiosa* Pflanzen ausgebracht. Im Oktober 2018 wurden *Fiduciaria*-Männchen Anflüge an ein mitgebrachtes Weibchen beobachtet, Anzeichen, dass sich die Art in diesem Jahr offensichtlich selbstständig entwickelt haben könnte.

Aus der erfolgreichen Aufzucht wurden daraus gewonnene Eigelege schließlich am Steinriegel nahe Oggau und an vier Stellen westlich der Langen Lacke ausgebracht (**Abb. 4–5**). Die gewählten Örtlichkeiten könnten durch ihre botanische und ökologische Ähnlichkeit mit den Zitzmannsdorfer Wiesen den Lebensansprüchen der seltenen Art einigermaßen entsprechen. Auch waren die erforderlichen Raupenfutterpflanzen in ausreichender Zahl vorhanden.

Von den 20 Eigelegen aus 2017 dienten 2 der neuerlichen Aufzucht, 2 gingen an die Biologische Station Illmitz. Die verbliebenen 16 Gelege wurden nach der Überwinterung Anfang April 2018 am Steinriegel und in der Nähe Lange Lacke ausgesetzt (**Abb. 6**). Die ersten Anflugversuche mit frisch geschlüpften Weibchen aus der Aufzucht 2018 erfolgte in der 2. Oktoberhälfte 2018.

Nach Einkreuzung mit Wild-Anflügen standen wieder eine Reihe von Eigelgen zur Verfügung. Diese wurden dann nach ihrer Überwinterung Ende März 2019 an den vereinbarten Stellen, an welchen *Centaurea*-Pflanzen in ausreichender Zahl vorhanden sind, ausgesetzt. Ein Gelege wurde der Biol. Station Illmitz für Forschungszwecke überlassen, eines diente dem Autor für eine neuerliche Aufzucht im Frühjahr 2019.

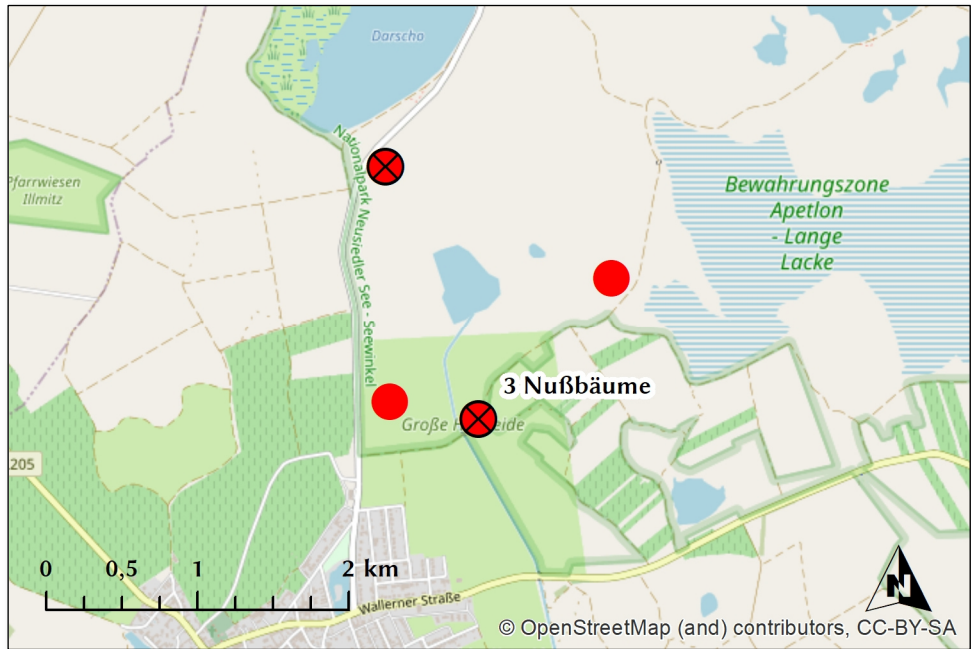


Abb. 5.: Karte Lange Lacke

Fig. 5: Map of Lange Lacke

Bei den markierten Örtlichkeiten wurden im Frühjahr 2018 je vier *Fiduciaria*-Gelege ausgebracht, jeweils an der Basis von Flockenblumen (*Centaurea scabiosa*). Im Frühjahr 2019 wurden daraufhin an den gleichen Stellen abermals acht Gelege verteilt. Hinweise einer selbstständigen Entwicklung gab es im Okt. 2018 und 2019 an den mit einem Kreuz versehenen Markierungen.

Diese war nicht so erfolgreich, da ein Teil der Raupen offensichtlich einer Infektion zum Opfer gefallen ist. Trotzdem standen aus dieser Zucht schließlich genügend Weibchen zur Verfügung, um an den vereinbarten Auswilderungsstellen Anflugversuche durchführen zu können. An einer weiteren Stelle im Bereich der Langen Lacke, an der im Frühjahr Eigelege deponiert wurden, konnten *Fiduciaria*-Männchen angelockt werden und verwiesen damit auf eine selbständige Entwicklung aus den ausgebrachten Eigelegen. Somit konnten an drei der fünf vorgesehenen Auswilderungsortlichkeiten Stepenfrostspanner nachgewiesen werden.

Auf den Wiesenflächen zwischen Podersdorf und dem bekannten Zitzmannsdorfer Vorkommen wurden schließlich weitere bisher unbekannte Vorkommen entdeckt. Mit Hilfe gezüchteter Weibchen wurden an 2 Örtlichkeiten *Fiduciaria*-Männchen angelockt. Es ist anzunehmen, dass die Art auf den ehemals ausgedehnten pannonischen Weideflächen viel weiter verbreitet war, und dass es sich bei diesen neuen Fundplätzen um inselförmige Relikte aus vergangenen Zeiten handelt. Die von der Parkverwaltung eingeleiteten Schutzmaßnahmen – Erweiterung und Pflege der Wiesenflächen, Auflassen von eingesprengten Weingärten – kommt den Bedürfnissen der Art offensichtlich

entgegen, doch darf nicht übersehen werden, dass die flügellosen Steppenfrostspeer-Weibchen nur einen sehr bescheidenen Aktionsradius haben, um ihr Verbreitungsgebiet erfolgreich erweitern zu können. Am beweglichsten sind wohl die Raupen des Steppenfrostspeer. Sie können auf der Suche nach geeignetem Futter immerhin einige Meter zurücklegen und könnten so ihr Habitat allmählich etwas vergrößern.

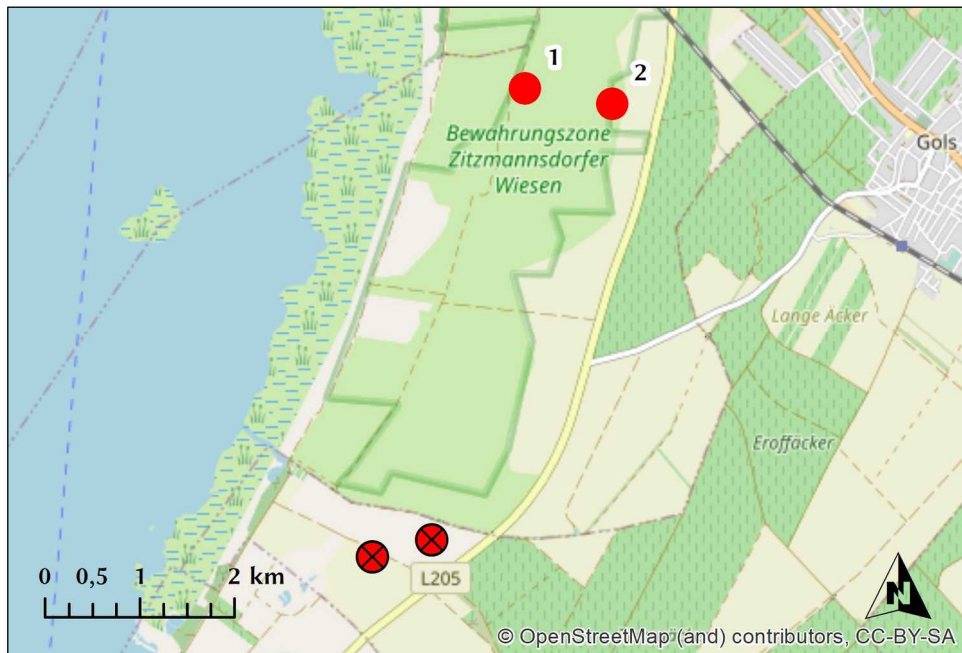


Abb. 6.: Karte der klassischen Vorkommen und Neuentdeckungen

Fig. 6: Map of historical and new presences

Zwei Örtlichkeiten von bisher unbekanntem Steppenfrostspeer-Vorkommen konnten am 14.10.2019 mittels Anflugversuchen entdeckt werden. Mit Hilfe eines *Fiduciaria*-Weibchens aus der Zucht wurden mehrere Faltermännchen angelockt. Diese Entdeckung ist umso bemerkenswerter, als im Oktober *Chondrosoma fiduciaria* auf den Zitzmannsdorfer Wiesen, dem klassischen Steppenfrostspeer-Vorkommen, ausgesprochen selten zu beobachten war. (Die rote Markierung 2. markiert das klassische Vorkommen von *C. fiduciaria*, die rote Markierung 1. von *Lignyoptera fumidaria*, die mit einem Kreuz versehenen Markierungen bezeichnen die Orte der Neuentdeckungen)



Abb. 7.: Ein Steppenfrostspeer- Weibchen ist auf einen Halm geklettert und verströmt dort seine Pheromone

Fig. 7: A Chondrosoma fiduciaria female has climbed up to distribute its pheromones

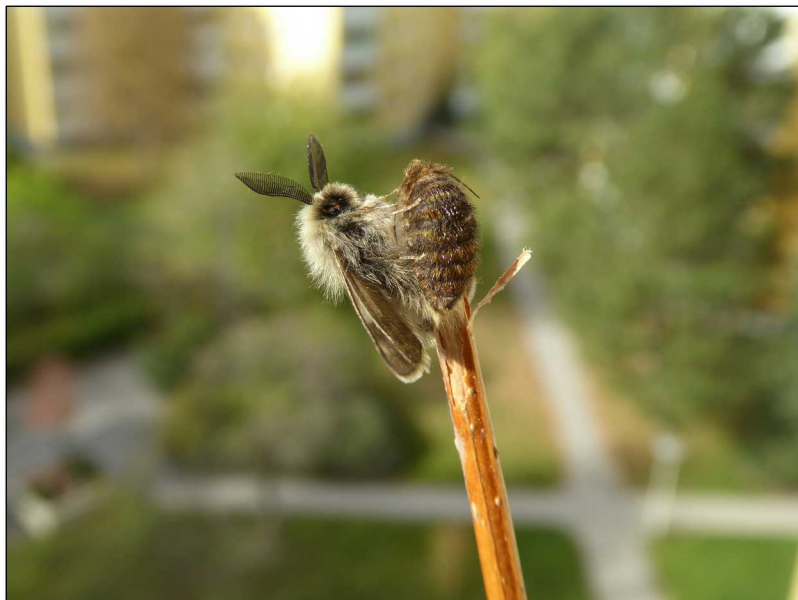


Abb. 8.: Steppenfrostspeer (Chondrosoma fiduciaria) bei der Paarung

Fig. 8: Chondrosoma fiduciaria during copulation



Abb. 9.: Steppenfrostsanner-Weibchen bei der Eiablage. Es umkreist dabei spiralenförmig den Halm, sodass innerhalb einer Stunde ein Eigürtel mit 200-300 Eiern entsteht.

Fig. 9: *Chondrosoma fiduciaria* female during egg laying. It winds around the stem in spiral to create an egg belt of 200-300 eggs within an hour.



Abb. 10.: Ein jungfräuliches Steppenfrostsanner-Weibchen wird auf einen Halm gesetzt, der Käfig dann verschlossen. Das Weibchen beginnt sodann seine Pheromone zu verströmen.

Fig. 10: A virgin *Chondrosoma fiduciaria* female is placed on a stem and the cage is closed. The female starts then to spread its pheromones.



Abb. 11.: Beispiel einer vorerst gelungenen Auswilderung, beobachtet am
Oggauer Steinriegel im Okt.2018

Fig. 11: Example for a promising reintroduction, observed at Oggauer Steinriegel in
October 2018

Ein Steppenfrostspeer-Männchen (*Chondrosoma fiduciaria*) hatte die Witterung aufgenommen und versucht nun zum Weibchen zu gelangen. Nach Ausbringung einiger Eigelege im Frühjahr, haben sich Steppenfrostspeer hier selbstständig entwickelt.

Die meisten *Fiduciaria*-Raupen verpuppen sich im Laufe des Juni in der Nähe ihrer Futterpflanzen in der lockeren Erde. Die im Oktober ausschlüpfenden Weibchen mühen sich aus der Erde, klettern auf den nächst besten geeigneten Halm und verströmen ihre Pheromone, um den Männchen ihre Kopulabereitschaft zu signalisieren. Die Begattung erfolgt in den Vormittagsstunden, dauert zwischen 5 Minuten und etwa einer Stunde. Unmittelbar danach beginnt das Weibchen mit der Eiablage. Etwa 200-300 millimetergroße anfangs grünlichweiße, später silbergraue Eier werden in Form eines Gürtels wenige cm über den Boden an dem erkletterten Halm befestigt. Dabei wird dieser während der Eiablage mehrmals spiralenförmig umkreist, bis das Gelege etwa nach einer Stunde vollendet ist.

Beide Geschlechter des Steppenfrostspeerers sind kurzlebig und sterben meistens noch am Tag der Kopula bzw Eiablage ab. Steht am Tag des Schlüpfens kein Kopulapartner zur Verfügung, kann sich die Lebenszeit der Falter auch ein paar Tage verlängern. Diese nehmen aber keinerlei Nahrung zu sich und beziehen ihre Energie ausschließlich aus den Reserven ihrer Raupenzeit.

Um die Exkursionsaktivitäten zu verdeutlichen sollen im Folgenden Auszüge aus dem Exkursionstagebuch wiedergegeben werden:

13.10.2019: Schönwettertag in Waldegg im Piestingtal (Wohnort des Autors). Am späten Vormittag schlüpft ein *Fiduciarina*-Weibchen aus einer erfolgreichen Aufzucht, mit dem bei günstiger Witterung am folgenden Tag Anflugversuche unternommen werden sollen. Damit das Weibchen nicht unnötigerweise Pheromone verströmt, wird es bei etwa 3° in einen Kühlschrank gebracht, worin es auch übernachtet.

14.10.2019: Fröhorgens mit dem *Fiduciarina*-Weibchen Fahrt zu den Zitzmannsdorfer Wiesen und zur Langen Lacke. Bis 12:15h Nebel bei 10°, später sonnig mit deutlicher Erwärmung. Kontroll-Anflugversuch auf den Zitzmannsdorfer Wiesen, dem klassischen Vorkommen der Art: Nur ein einziges *Fiduciarina*-Männchen wird vom mitgebrachten Weibchen angelockt. Ein Zeichen, dass die Flugzeit der Falter eben erst begonnen hat. Sodann Besuch jener 4 Stellen im Bereich der Langen Lacke, an welchen im Frühjahr 2017 und 2018 Eigelege ausgebracht wurden. Alle vorgesehenen Auswilderungsorte müssen vormittags besucht werden, da Steppenfrostspeer-Männchen nur bis etwa mittags aktiv sind. Der Besuch der vorgesehenen Örtlichkeiten ist also ein Wettlauf mit der Zeit. Nur an einer Stelle (Bereich Nussbäume) kann an diesem Exkursionstag der Anflug von 2 *Fiduciarina*-Männchen beobachtet werden. Auch auf der Oggauer Steinplatte gibt es diesmal keine Beobachtung. Angeflogene Männchen an der Langen Lacke werden nicht zur Kopula zugelassen, da das mitgebrachte Weibchen noch weiteren Versuchen dienen sollte:

Am Rückweg Richtung Zitzmannsdorf werden zwischen Podersdorf und Zitzmannsdorfer Wiesen an 2 Stellen westseits der Bundesstrasse Wiesenflächen mit *Centaurea*-Pflanzen aufgesucht, um auch dort Anflugversuche vorzunehmen. Und siehe da, an beiden Stellen finden sich *Fiduciarina* Männchen ein. Das Vorkommen des Steppenfrostspeerers ist also nicht auf die klassischen Zitzmannsdorfer Wiesen beschränkt! Eine wertvolle Erfahrung. Zum Abschluss des Exkursionstages wird mit Hilfe des Weibchens nochmals ein Anflugversuch auf den Zitzmannsdorfer Wiesen unternommen, doch am klassischen *Fiduciarina*-Platz lässt sich Männchen blicken. Das mitgebrachte *Fiduciarina*-Weibchen wird wieder mit nach Hause genommen, um damit am nächsten Tag nochmals Anflugversuche unternemen zu können. Doch dieses Weibchen hat sich beim Verströmen der Pheromone schon verausgabt und überlebt keine weitere Übernachtung im Kühlschrank.

19.11.2019, Nachdem auf den unteren Zitzmannsdorfer Wiesen kein *Lignyoptera fumidaria*-Weibchen zu finden war, wurde die Suche auf den Fischawiesen bei Grammatneusiedel fortgesetzt. Vorerst neblig, dann zaghaft sonnig

Die Flugzeit der ist nun voll angelaufen, denn besonders häufig sind die Falter im Bereich der ehemaligen Fischaschlingen anzutreffen. Stundenlang wurden die männlichen Falter verfolgt, in der Hoffnung, dass eine Kopula beobachtet werden kann. Doch auch diesmal blieb die Suche nach einem Weibchen erfolglos.

20.11.2019, Fischawiesen, vorerst wieder neblig, dann zögernder Sonnenschein.

Abermals häufiges Auftreten von *Fumidaria*-Männchen, so wie auch am Vortag, vor allem im feuchten Bereich der Fischaschlingen. Die Männchen lassen sich leicht aufscheuchen und fliegen meist nur kurze Strecken, um dann im Gras zu rasten. Doch auch diesmal konnte kein Männchen beobachtet werden, das ein Weibchen angefliegen hätte.



Abb. 12.: Lignyoptera fumidaria bei der Paarung
Fig. 12: Lignyoptera fumidaria in copulation

Ergebnisse und Evaluierung

Als positives Ergebnis kann grundsätzlich die Wiederentdeckung der vermeintlich ausgestorbenen Art *Chondrosoma fiduciaria* gewertet werden. Vor mehr als 40 Jahren weihte mich der damalige Vorstand der Schmetterlingssammlung des Naturhistorischen Museums Wien, Dr. Fritz Kasy in die Biologie von *Chondrosoma fiduciaria* ein. Damals durfte ich seine Aufzuchten übernehmen und auch gemeinsam mit ihm die Zitzmannsdorfer Wiesen und somit auch die dort lebenden Steppenfrostsanner studieren. Er gilt als Entdecker der Österreichischen Vorkommen. Auf der Münchendorfer Heide, wo er den Steppenfrostsanner ursprünglich für Österreich entdeckte, galt dieser schon damals als ausgestorben. Auf den Zitzmannsdorfer Wiesen hat er die in

Münchendorf verschollene Art nach intensiver und fachgerechter Suche wiedergefunden. Dr. Kasy hat dieses wertvolle Steppenfrostspeer-Habitat daraufhin mit eigenen Mitteln angekauft und es dem Land Burgenland mit der Auflage einer Unterschutzstellung überlassen. So vermittelte er es mir damals während der gemeinsamen Exkursionen. Dies dürfte auch die Initialzündung zur Gründung des Nationalparks Seewinkel gewesen sein, denn nach seinem unerwarteten Tod erkannte man endlich den hohen biologischen Wert der Zitzmannsdorfer Wiesen und der ganzen Seewinkelregion.

Meinerseits erfolgten die Aufzuchten für das gegenständliche Projekt somit mit den Erfahrungen, die ich in der damaligen Zeit gewonnen hatte. Die für das Projekt erforderlichen Zuchten erwiesen sich zwar nach wie vor mehr oder weniger verlustreich, aber bei sorgfältiger und fachgerechter Pflege können sie durchaus erfolgreich sein.

Am 14.10.2019, also in der Endphase des Projekts, wurden mit einem Steppenfrostspeer-Weibchen abermals Anflugversuche durchgeführt. Es wurden die 5 für die Auswilderung bestimmten Plätze kontrolliert und an einem, im Bereich der Langen Lacke, ein weiterer Wildanflug festgestellt – Zeichen, dass sich hier Falter selbstständig entwickelt haben. Somit gibt es an 3 Stellen Nachweise einer vorerst gelungenen Auswilderung. Ob neu gegründete Populationen in den Versuchs-Habitaten groß genug sind, um weiterbestehen können, wird die Zukunft erweisen.

Bei weiteren Anflugversuchen an 2 Stellen zwischen Podersdorf und den Zitzmannsdorfer Wiesen konnten ebenfalls anfliegende Männchen beobachtet werden. Die Art ist also derzeit nicht auf das klassische Vorkommen auf den Zitzmannsdorfer Wiesen beschränkt, sondern kommt auch auf den weiter südlich gelegenen Wiesen Richtung Podersdorf vor. Die neu entdeckten Vorkommen könnten inselartige Reste von ursprünglich viel weiträumigeren Habitaten sein, die nun durch effektive Landschaftspflegemaßnahmen der Nationalparkverwaltung und gezielte Forschungstätigkeit sichtbar geworden sind. Eine wertvolle Erkenntnis

Der Biologischen Station Illmitz stehen nun wieder weitere Eigelege für Forschungsarbeiten zur Verfügung. Bei erfolgreicher Aufzucht könnten die fünf Auswilderungsplätze und die neuen Vorkommen südlich von Podersdorf abermals mit Hilfe von Anflugversuchen kontrolliert werden.

Erstmalig konnte auch eine Filmdokumentation erstellt werden, die einen enormen Aufwand an Zeit und Geduld erforderte. Neben Einblicke in Landschaft und Schmetterlings- Begleitarten vermittelt der Film vor allem Aufschluss in die komplizierte Biologie von *Chondrosoma fiduciaria*. Durch Anlockversuche konnte 2018 auf den Zitzmannsdorfer Wiesen, dem klassischen Vorkommen des Steppenfrostspeer, eine bemerkenswerte und unerwartete Häufigkeit festgestellt werden, die sich aber leider 2019 nicht wiederholte und auf jahresweise starke Häufigkeitsschwankungen hinweist.

Zusammenfassung

Das betreffende Projekt behandelt die beiden Species *Chondrosoma fiduciaria* Anker, 1854 (Steppenfrostsptanner) und *Lignyoptera fumidaria* Hübner, 1853. Es sollte versucht werden, Örtlichkeiten zu finden, in denen neue Populationen gegründet werden können, um sich danach selbstständig zu entwickeln.

Beide Arten kommen nur an wenigen eng begrenzten Stellen im pannonischen Raum vor und gelten daher als sehr gefährdet. Eine davon sind die Zitzmannsdorfer Wiesen. *Chondrosoma fiduciaria* bewohnt den oberen wechselfeuchten Teil der Flächen, *Lignyoptera fumidaria* eher den feuchten bis nassen Teil der unteren Wiesen. *Fiduciaria*-Falter erscheinen nicht vor Mitte Oktober, *Fumidaria*-Falter erst ein Monat später. Die Weibchen beider Arten sind flügellos und können nur von Spezialisten als Schmetterlinge erkannt werden.

Chondrosoma fiduciaria galt seit den neunzehnjährigen Jahren auf den Zitzmannsdorfer Wiesen, dem damals einzigen bekannten Fundplatz Europas, als verschollen und wurde vom Auftragnehmer und seinen Freunden im Zuge von Filmarbeiten während einer Univesumproduktion in Form eines Eigeleges wiederentdeckt. Dieses Eigelege war Ausgangspunkt einer Reihe von Zuchtversuchen, wobei die von 2017 so erfolgreich war, dass genügend Weibchen für die Einkreuzung mit Wild-Männchen zur Verfügung standen, sodass daraus 20 neue Eigelege hervorgingen. Daraufhin wurde nach weiteren vergleichbaren und geeigneten Standorten gesucht. Im Frühjahr 2018 wurden schließlich am Steinriegel bei Oggau und an einigen Stellen westlich der Langen Lacke die gewonnenen Eigelege ausgesetzt, mit dem Versuch, dadurch neue Populationen zu gründen.

Mit Hilfe von Weibchen neuerlicher Zuchten wurden jeweils ab Oktober 2018 u. 2019 Versuche unternommen, Nachweise über Gründung neuer Populationen zu erbringen. Bis jetzt konnte an 3 Stellen der dafür vorgesehenen Plätze eine selbstständige Entwicklung zum Falter festgestellt werden. Schließlich wurden noch zwei weitere Vorkommen der Art auf Wiesenflächen nördlich von Podersdorf entdeckt.

Wertvolle Erkenntnisse bezüglich der komplizierten Biologie des bemerkenswerten Falters ergaben auch die zahlreichen Exkursionen zu den Zitzmannsdorfer Wiesen, die für die Herstellung der gewünschten Filmdokumentation erforderlich waren.

Die Feldarbeiten für *Lignyoptera fumidaria*, der zweiten Art des Projektes, von der vorerst kein Zuchtmaterial zur Verfügung stand, begannen im November 2018, der späten Flugzeit dieses Schmetterlings. Trotz mehrmaliger Suche am bekannten Ort des Vorkommens im unteren feuchten Teil der Zitzmannsdorfer Wiesen konnte kein Weibchen gefunden werden.

Daraufhin wurde im Mai – Anfang Juni 2019 sowohl bei Tag als auch bei Nacht nach Raupen dieser Art gesucht. Leider wieder ohne Erfolg.

Im November 2019 erfolgten wiederholt Exkursionen zu den Fischawiesen (nahe Gramatneusiedel), wo die Art im Spätherbst relativ häufig anzutreffen ist. Unermüdlich wurden vom Verfasser herumflatternde Männchen verfolgt, die ihm den Weg zu einem Weibchen weisen sollten. Doch auch dies blieb erfolglos. Nach Schlechtwettereinbruch Ende November musste das Unternehmen abgebrochen werden.

Die Filmdokumentation zeigt Falter und Kopula von einem Fund auf den Zitzmannsdorfer Wiesen aus dem Jahre 2017. Das daraus hervorgegangene Eigelege stand dem Verfasser für eine Nachzucht leider nicht zur Verfügung.

Der Zeitrahmen für die Zuchten von *Chondrosoma fiduciaria* und *Lignyoptera fumidaria* betrug jeweils ein Jahr. Im ersten Jahr des Projekts erfolgte die Aufzucht von *Chondrosoma fiduciaria*. Gleichzeitig wurde aber auch nach *Lignyoptera fumidaria*-Weibchen gesucht, um eine Zucht im Folgejahr beginnen zu können. Nach vergeblichen Versuchen, ein solches oder *Fumidaria* Raupen zu finden, wurde als Ausgleich nochmals eine *Fiduciaria*-Zucht in die Wege geleitet, um im Folgejahr abermals Zuchtmaterial für weitere Versuche zur Verfügung zu haben.

Összefoglalás

A kutatás két ritka araszoló lepkefajjal foglalkozik: a magyar ősziaraszolóval (*Chondrosoma fiduciaria* Anker, 1854) és a füstös ősziaraszolóval (*Lignyoptera fumidaria* Hübner, 1825). A célunk olyan új helyek keresése volt, ahol új populációk hozhatók létre és tarthatók fenn.

A pannon régióban a két fajnak nagyon kevés ismert élőhelye van. A *Chondrosoma fiduciaria* csak két helyen ismert egész Európában. Ezek egyike az ún. Zitzmannsdorf-i rétek. Élőhelyei a rétek rendszeresen nedves részei, a *Lignyoptera fumidaria* itt is megtalálható, de szüksége van a terület még nedvesebb, mélyebben fekvő foltjaira. A *Chondrosoma fiduciaria* csak október közepén, a *Lignyoptera fumidaria* egy hónappal később jelenik meg. Mindkét faj nőténye szárnnyatlan, és csak hozzáértők tudják őket adult állapotban azonosítani.

A Zitzmannsdorf-i réteken a *Chondrosoma fiduciaria*-t körülbelül 1985 óta eltűntnek vagy kihaltak tekintették. A közelmúltban végzett rutinkutatás után a szerző megtalálta ennek a fajnak a petecsomóját. A sikeres tenyésztést követően elegendő nőtény kelt ki ahhoz, hogy a Zitzmannsdorf-i rétek vadon élő hímjeivel párosíthatóak legyenek. Végül 20 petecsomó állt rendelkezésre 2018 tavaszán. Ezeket a Fertőzugban, Oggau közelében és a Lange Lacke közelében helyeztük ki, megfelelő élőhelyekre.

Az új szaporodási időszak után elegendő nőtény állt rendelkezésre a további kutatások elvégzéséhez. A most rendelkezésre álló nőtényeket a kiválasztott, megfelelőnek ítélt helyekre vittük, ahol feromonjaikat kibocsáthatták. 3 pontnál hím lepkék jöttek a szűz nőtények feromonjára. Bizonyítást nyert, hogy a magyar őszi araszolók sikeresen fejlődtek ezeken az élőhelyekben.

A projekt második része a füstösszárnyú araszolóval (*Lignyoptera fumidaria*)-val foglalkozik. Az eljárás hasonló a *Chondrosoma fiduciaria* esetében alkalmazott eljáráshoz. A *Lignyoptera fumidaria*-val kapcsolatos terepi kutatások – egy olyan fajjal, amelyből ezidáig nem állt rendelkezésre semmiféle szaporítási tapasztalat – az araszoló repülési aktivitásához igazodva 2018 novemberben kezdődtek. Annak ellenére, hogy többször végeztünk felméréseket azon a helyen, ahol korábban megfigyeltük, nevezetesen a Zitzmannsdorf-i rétek nedves részein, nőstényeket nem találtunk. Ezért 2019 májusában, június elején újrakezdtük a *Fumidaria* hernyók keresését. Sajnos ismét kézzelfogható eredmény nélkül.

2019 novemberében ismételt terepi kutatásokat végeztünk a Fischa-réteken (a Fischa folyó menti rétek a Gramatneusiedl közelében), ahol ez a faj késő ősszel gyakran előfordul. A szerző számtalan és fáradhatatlan erőfeszítést tett a repkedő hím példányok követésére abban a reményben, hogy végül egy nőstényhez vezetik. Még ez a módszer sem érte el a kívánt eredményt. A november végi rossz időjárás után a kutatást végül meg kellett szakítani.

A filmdokumentáció néhány olyan példányt, és ezek párzását mutatja be, amelyeket 2017-ben a Zitzmannsdorf-i réteken találtak. Az ebből származó petecsomók a szerző számára sajnos nem álltak rendelkezésre további tenyésztésre.

A *Chondrosoma fiduciaria* és a *Lignyoptera fumidaria* tenyésztésének eredetileg tervezett időtartama egy év volt. A *Chondrosoma fiduciaria* tenyésztése a projekt első évében lezajlott. Ugyanebben az időszakban nőstény *Lignyoptera fumidaria* után kutattunk, hogy biztosítsuk a következő évben a tenyésztést. Ez a kísérlet ismét sikertelen volt. Az ismételt kutatások ellenére sem sikerült megtermékenyített *L. fumidaria* nőstényt megtalálni. E kudarc és hiány kezelésére a *Chondrosoma fiduciaria* újabb tenyésztését vállaltuk.

Literatur

- FAJCIK J. (2003): *Die Schmetterlinge Mittel- und Nordeuropas*, Bratislava
- KASY F. (1957): Über ein im Burgenland neu entdecktes Vorkommen der Geometride *Chondrosoma fiduciaria* Anker. *Burgenländische Heimatblätter* 19(3): 97-104

A denevérfauna vizsgálata a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság határmenti Natura 2000 területein

Survey of the bat fauna on SCI-s of the Fertő-Hanság National Park along the border

Erhebung der Fledermausfauna in FFH-Gebieten des Nationalparks Fertő-Hanság entlang der Grenze

ESTÓK PÉTER¹, KUGLER PÉTER², HALMAI ZALÁN³

Abstract

During the implementation of *ATHU 2 Vogelwarte Madárvárta 2* project, complex bat research was conducted on four Natura 2000 sites (Dudlesz-erdő, Fertőmelléki dombsor, Soproni-hegység and Határ menti erdők) between 2017 and 2019. We focused on the bat fauna of forest habitats, most of the field work consisted of acoustic and capture methods with additional radio tracking. The research of the region's bat fauna would not have been sufficient if the building dweller colonies were not observed, because the bats of these valuable colonies often hunt for insects in forested sites, so considerable efforts were made to investigate colonies inhabiting buildings.

Acoustic surveys were conducted on 41 sampling sites totally on 87 nights. 5739 bat call sequences were identified on the recordings which resulted considerable amount of biotic data. Significant data were performed on the strictly protected western barbastelle (*Barbastella barbastellus*), which was detected on 33 sampling sites. The identification of the greater horseshoe bat (*Rhinolophus ferrumequinum*) in the acoustic material of the Dudlesz-erdő resulted important new data, the species was detected on three points of the forest. This strictly protected bat species was never observed in the Fertő-Hanság National Park before, the next known Hungarian locality of the species can be found 100 kilometres away in the Bakony Mountains.

Mist-nettings were conducted on 17 sites on 23 occasions. During the captures, 99 specimens of 15 bat species were recorded. Important data were obtained on the occurrences of western barbastelle, this species was mist-netted on nine sampling points, in several cases lactating females were also observed, indicating the presence of nursery colonies. 23 specimens of the strictly protected forest-dweller Bechstein's bat (*Myotis bechsteinii*) was mist-netted on 11 sites.

¹ Bükk Emlőstani Kutatócsoport Egyesület, 3300 Eger, Maklári út 77/A, E-mail: estokp@gmail.com

² Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, 9435 Sarród, Rév-Kócsagvár

³ 9723 Gyöngyösfalu, Alkotmány u. 20.

At three sampling sites, lactating females were also captured, which means that the species has nursery colonies in the area. Significant record was performed when a Geoffroy's bat (*Myotis emarginatus*) was mist-netted in the Soproni-hegység, which added a new bat species to the mountains' fauna. The captured specimen was a subadult bat, meaning that the members of a nursery roost use the site as a foraging place. In 2019, this strictly protected bat species was recorded at two further points of the mountains, and at one site in the Határmenti erdők Natura 2000 site. The greater mouse-eared bat (*Myotis myotis*) was mist netted at five locations, in the Dudlesz-erdő four lactating specimens were captured, which indicated a possibly significant nursery roost of the species in the area.

16 specimens of four species – brown long-eared bat (*Plecotus auritus*), Bechstein's bat, Natterer's bat (*Myotis nattereri*) and western barbastelle – were radiotracked during the project implementation. 25 roosts of the tagged bats were identified. The tagged bats often used the cavities of dead or partly dead standing trees, which underline the significant role of these tree types in the life of the forest-dweller bat species.

We experienced frequent roost changing behaviour in the cases of many tagged bats, which is a general roost using mode of forest-dweller bat species, it is connected with the fission-fusion colony structure of these bats. These features may play an important role in conservation management, because these species need networks of suitable roosting trees to exist permanently in a forest habitat.

We have considerable amount of former data on the building-dweller bat fauna of the Fertő–Hanság National Park, but many roosting sites were altered, so the control of these sites were reasonable and have started in 2015. From 2018, the annual observation of colonies larger than 20 individuals was started. In the frame of this project, 51 buildings were checked in 2019, five bat species were observed and two large colonies were identified.

The bat fauna of the observed areas includes several strictly protected and Natura 2000 HD Annex 2 species. Because the area has valuable bat assemblages, in the management of the forests, which are the most important habitats for bats, conservation viewpoints should be present. Management regimes that are not ensuring continuous forest cover, lack natural structural diversity, homogenous in age and in tree species should be avoided. Forest dweller bats are inhabiting tree hollows, cavities under exfoliating bark, changing roosts often on a daily basis. Based on their special needs they demand larger forest stands, consisting of native tree species, containing old trees and standing dead trees in considerable numbers for lasting existence.

The future monitoring of the bat fauna of the forested project sites is reasonable, suggested to conduct with acoustic methods, supplemented with mist-nettings. In the case of building dweller colonies, the proximity of human population means a direct threatening factor, so it is very important to identify and regularly control these roosts to ensure the survival of the colonies.

Bevezetés

A 2017-ben indult „Denevérfauna vizsgálata a határ menti Natura 2000 területeken” kutatási projekt fő célja négy határ menti Natura 2000 terület (Dudlesz-erdő, Fertőmelléki dombosor, Soproni-hegység és a Határ menti erdők) erdei életközösségei denevérfaunájának a vizsgálata volt.

A Fertő–Hanság Nemzeti Park erdei élőhelyeiről korábbi kutatások már közöltek szórványos adatokat (SZATYOR 1997, PAPP 2002), illetve a projektet megelőző években már jelentős denevérkutatási tevékenységek folytak a régió erdősült részein (ESTÖK & KUGLER 2017), melyek adatai alapján a terület további kutatása indokolt volt, így e projekt jó lehetőséget teremtett arra, hogy a kérdéses Natura 2000 területeken fokozott adatgyűjtések történjenek a denevérfauna feltárása céljából.

A mintavételek gerince a nagyszámú adatot eredményező akusztikai adatgyűjtés volt, melyet a teljesebb faunakép érdekében hálózatos mintavételekkel egészítettünk ki. Fontos cél volt, hogy a szisztematikus akusztikai mintavételek, hálózások mellett rádiós nyomkövetéses vizsgálatok is történjenek, elsődlegesen azért, hogy bújóhely- és bújóhelyhasználati adatokat nyerjünk a terület több, jellemző erdőlakó fajával kapcsolatosan.

Szintén az épületlakó denevérállományok korábbi, szisztematikus kutatásának eredményeiből (PAPP 1996, 1997, KUGLER *et al.* 2017) tudjuk, hogy a terület ebből a szempontból is rendelkezik fontos természetvédelmi értékekkel, fokozott figyelmet igénylő denevérkolóniákkal, ezért a projekt a lakott területekhez kötődő fajok kutatásával is foglalkozott.

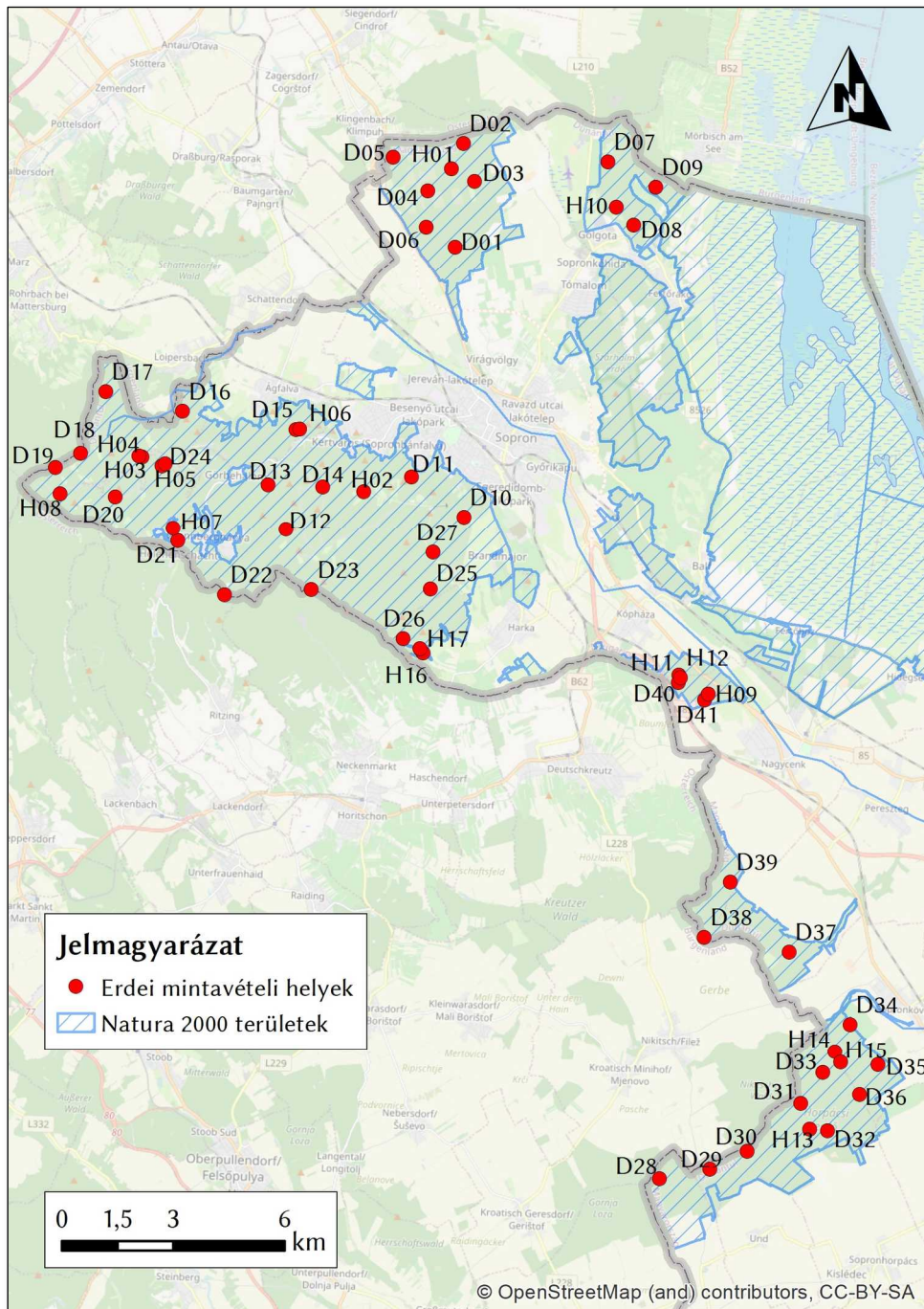
Denevérállományaink, mint a világ legtöbb részén, rendkívül erőteljes antropogén nyomásnak vannak kitéve, ami sajnos sok faj esetében határozott állománycsökkenést eredményezett és eredményez. A denevérek veszélyeztetettsége okán ezért fontos cél volt a természetvédelmi kezelési tervekhez jól felhasználható, aktuális biotikai adatállomány bővítése, a faunisztikai adatokon túl több jelentősebb erdőlakó denevérfaj ökológiai igényeinek jobb megismerése is.

Anyag és módszer

Mintavételi területek

Mintavételi területek erdei élőhelyeken

Erdei élőhelyeken folytatott mintavételek négy Natura 2000 területen történtek (**1. ábra, 1. táblázat**). A Dudlesz-erdőben (HUFH20006) hat akusztikai és egy befogásos mintavételi hely, a Fertőmelléki dombosor (HUFH20003) északi részén három akusztikai és egy befogásos mintavételi hely, a Soproni-hegység (HUFH20012) területén 18 akusztikai és kilenc befogásos mintavételi hely, a Határ-menti-erdők (HUFH20013) esetében 14 akusztikai és hat befogásos mintavételi hely került kijelölésre.



1. ábra: Az erdei mintavételek helyei
Fig. 1: Locations of forest samplings

1. táblázat: Az erdei mintavételek helyeinek részletes adatai**Table 1:** Detailed data of forest samplings

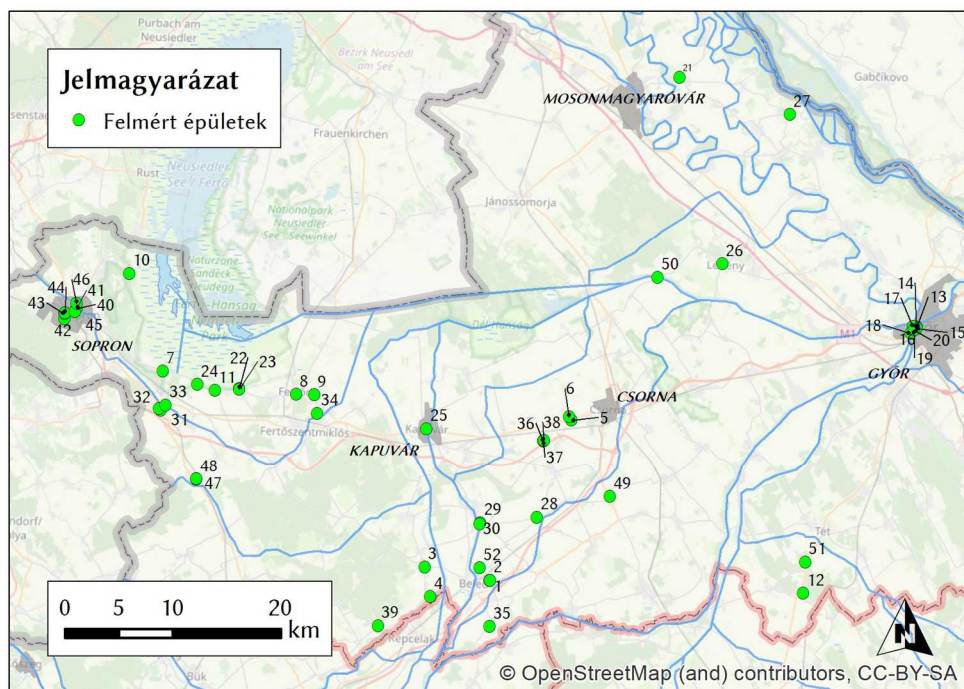
MVH kód*	Natura2000 terület**	EOV Y	EOV X	MVH kód*	Natura2000 terület**	EOV Y	EOV X
D01	HUFH20006	464493	267627	D30	HUFH20013	472365	243258
D02	HUFH20006	464722	270413	D31	HUFH20013	473807	244547
D03	HUFH20006	465014	269390	D32	HUFH20013	474527	243802
D04	HUFH20006	463755	269139	D33	HUFH20013	474397	245374
D05	HUFH20006	462826	270045	D34	HUFH20013	475135	246679
D06	HUFH20006	463713	268162	D35	HUFH20013	475887	245587
D07	HUFH20003	468607	269919	D36	HUFH20013	475385	244787
D08	HUFH20003	469312	268217	D37	HUFH20013	473490	248638
D09	HUFH20003	469901	269241	D38	HUFH20013	471204	249029
D10	HUFH20012	464736	260340	D39	HUFH20013	471907	250514
D11	HUFH20012	463316	261419	D40	HUFH20013	470518	256084
D12	HUFH20012	459932	260016	D41	HUFH20013	471209	255420
D13	HUFH20012	459463	261215	H01	HUFH20006	464389	269730
D14	HUFH20012	460924	261153	H02	HUFH20012	462035	261035
D15	HUFH20012	460208	262699	H03	HUFH20012	456055	261969
D16	HUFH20012	457155	263190	H04	HUFH20012	455974	261995
D17	HUFH20012	455085	263719	H05	HUFH20012	456688	261772
D18	HUFH20012	454411	262055	H06	HUFH20012	460300	262716
D19	HUFH20012	453728	261681	H07	HUFH20012	456900	260039
D20	HUFH20012	455337	260885	H08	HUFH20012	453854	260965
D21	HUFH20012	457016	259699	H09	HUFH20013	471317	255585
D22	HUFH20012	458277	258240	H10	HUFH20003	468832	268704
D23	HUFH20012	460621	258379	H11	HUFH20013	470513	255895
D24	HUFH20012	456592	261719	H12	HUFH20013	470560	256022
D25	HUFH20012	463826	258399	H13	HUFH20013	474041	243848
D26	HUFH20012	463095	257069	H14	HUFH20013	474732	245937
D27	HUFH20012	463897	259389	H15	HUFH20013	474884	245657
D28	HUFH20013	470000	242519	H16	HUFH20012	463627	256680
D29	HUFH20013	471361	242768	H17	HUFH20012	463543	256798

*a D kódjelű mintavételi helyek detektoros mintavételeket, a H kódjelű mintavételi helyek hálózatos mintavételeket jelölnek

**Dudlesz-erdő (HUFH20006); Fertőmelléki-dombsor (HUFH20003); Soproni-hegység (HUFH20012); Határmenti-erdők (HUFH20013)

Mintavételi területek urbanizált élőhelyeken

A mintavételezést a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság működési területén a 2019.06.17. és 2019.08.07. közötti időszakban végeztük el, összesen 29 település 51 épületében. A 2019-es felmérési időszakban a korábbi évek tapasztalatai alapján rendszeresen ellenőrzött 13 épületet vizsgáltunk át, illetve további 38 épületből gyűjtöttünk adatokat (**2. ábra, 2. táblázat**).



2. ábra: A felmért épületek elhelyezkedése

Fig. 2: Location of surveyed buildings

2. táblázat: Az urbanizált területen folytatott mintavételek helyei

Table 2: Location of samplings within urbanized areas

Kód	Település	Objektum neve	EOV Y	EOV X
1	Beled	Evangélikus Egyházközség lakásai	503908	237887
2	Beled	Evangélikus templom	503926	237904
3	Cirák	Szent Mihály-templom	497885	239129
4	Dénesfa	Cziráky-kastély	498413	236419
5	Farád	Evangélikus	511452	252731
6	Farád	Keresztelő Szent János fejevétele templom	511273	253061
7	Fertőboz	Szentháromság-templom	473647	257253
8	Fertőd	Önkormányzat, zeneiskola	485983	255095
9	Fertőd	Süttöri óvoda	487656	255066

Kód	Település	Objektum neve	EOV Y	EOV X
10	Fertőrákos	Általános iskola	470551	266250
11	Fertőhomok	Mindenszentek-templom	478467	255470
12	Gyarmat	Általános iskola	532896	236708
13	Győr	Evangelikus iskola	543423	261300
14	Győr	Evangelikus kollégium	543364	261226
15	Győr	Evangelikus templom	543389	261233
16	Győr	Urunk Színeváltozása templom	543032	260998
17	Győr	Szent Rókus és Sebestyén	543067	261361
18	Győr	Görögkatolikus templom	542853	260775
19	Győr	Református templom	543166	261074
20	Győr	Református lelkészi hivatal	543157	261061
21	Halászi	Szent Márton-templom	521459	284454
22	Hegykő	Régi iskola	480720	255637
23	Hegykő	Szent Mihály-templom	480725	255601
24	Hidegség	Szent András-templom	476835	256025
25	Kapuvár	Községháza	498056	251928
26	Lébény	Evangelikus templom	525405	267158
27	Lipót	Szent Kelemen-templom	531660	281028
28	Magyarkeresztúr	Szent Kereszt felmagasztalása templom	508274	243694
29	Mihályi	Önkormányzat	503037	243204
30	Mihályi	Agrár Termelő és Szolgáltató Rt.	502967	243087
31	Nagyecenk	Általános iskola	473446	253655
32	Nagyecenk	Községháza	473300	253811
33	Nagyecenk	Széchenyi-kastély	473930	254117
34	Petőháza	Szarvasmarhatelep	487952	253352
35	Rábakecöl	Rózsafűzér királynéja templom	503898	233657
36	Rábatamási	Általános iskola	508868	250791
37	Rábatamási	Általános iskola	508868	250791
38	Rábatamási	Szent István király templom	508892	250832
39	Répcseszeme	Szent Kereszt felmagasztalása templom	493551	233753
40	Sopron	Szent György Plébánia	465664	263068
41	Sopron	Szent György-templom	465686	263049
42	Sopron	Magánház	464561	262082
43	Sopron	Soproni Egyetem, B épület	464551	262538
44	Sopron	Soproni Egyetem, A épület	464609	262619
45	Sopron	Szent Júdás Tádé-templom	465524	262727

Kód	Település	Objektum neve	EOV Y	EOV X
46	Sopron	Keresztelő Szent János-templom	465706	263491
47	Sopronkövesd	Általános iskola	476774	247186
48	Sopronkövesd	Iskola tornaterem	476769	247221
49	Szilsárkány	Urunk mennybemenetele templom	515035	245607
50	Tárnokréti	Magánház	519437	265903
51	Tétszentkút	Páduai Szent Antal-templom	533074	239583
52	Vica	Szent Anna katolikus templom	502986	239049

Mintavételi módszerek

Mintavételi módszerek erdei élőhelyeken

Akusztikai mintavételek

A hang alapú mintavételek során Pettersson D500x denevérdetektorokat alkalmaztunk, melyek valós idejű, teljes spektrumú, automata felvételindítású mintavételre képesek. A detektorokat a denevérek búvóhelyen kívüli aktivitását megelőzően, alkonyat előtt helyeztük el a mintavételi pontokon. A detektorokat fákra rögzítettük 2–4 m közötti magasságban. A detektorok beállításai: automata felvételindítás, trigger szint: 80, sampling rate: 300 kHz, felvételhossz: 10 sec. A rögzített hanganyagot Adobe Audition program segítségével elemeztük. A denevérhangokat tartalmazó felvételeket a napnyugtát követő 150 perces időtartam hanganyagát elemezve válogattuk le és határoztuk meg. A határozást a denevérhangok karaktere, illetve kezdő, legerősebb és végfrekvencia értékei alapján végeztük el. A határozás számos esetben nem oldható meg faji vagy genus szinten, ilyenkor több fajt tartalmazó csoportokat adtunk meg.

Befogásos mintavételek

A befogások során erdei víztestek, dagonyák mellett, nedvesebb völgyaljakon, esetenként erdei utakon állítottuk fel a hálókát. A hálózások során a legjobb fogási eredményeket mutató Ecotone hair net típusú 6, 9 és 12 m hosszú hálókát használtunk.

Rádiós nyomkövetéses vizsgálatok

A rádiós nyomkövetéses kutatás során Biotrack picopip (0,22 g-os és 0,35 g-os) adókat és Biotrack Sika, Wildlife Materials TRX1000S, illetve Televilt RX vevőkészülékeket alkalmaztunk. A jelölésre szánt denevéreken az adókat ragasztásos módszerrel rögzítettük (ragasztó típusa: Sauer-Hautkleber, Manfred Sauer GmbH, Németország).

Mintavételi módszerek urbanizált élőhelyeken

A mintavételezés során az épületek denevérek által jellemzően használt részei, a padlásterek és a tornyok kerültek átvizsgálásra. A vizuális megfigyelés adatait, illetve az épületek koordinátáit Epicollect 5 alkalmazás segítségével rögzítettük. Meghatározásra került az épületekben tartózkodó denevérek faja, egyedszáma,

továbbá feljegyeztük az ürülék mennyiségét és korát, az épület tetőszerkezetén történt felújítás idejét, a nagy méretű berepülőnyílás meglétét vagy hiányát, az esetleges külső megvilágítást és az egyéb állatfajok jelenlétét. Az egyes felmért épületekről fotódokumentáció is készült.

Eredmények és értékelés

Erdei élőhelyeken folytatott akusztikai mintavételek

Az akusztikai mintavételek során 41 mintavételi helyen, összesen 87 detektoréjszaka történtek mintavételek. A rögzített hanganyagokban összesen 5739 denevérhang-szekvenciát azonosítottunk.

Akusztikai módszerrel összesen tíz denevérfajt sikerült egyértelműen kimutatni a területről:

- nyugati pisedenevér (*Barbastella barbastellus*)
- rőt koraidenevér (*Nyctalus noctula*)
- szőröskarú koraidenevér (*Nyctalus leisleri*)
- szoprán törpedenevér (*Pipistrellus pygmaeus*)
- közönséges törpedenevér (*Pipistrellus pipistrellus*)
- durvavitorlájú törpedenevér (*Pipistrellus nathusii*)
- közönséges késeidenevér (*Eptesicus serotinus*)
- horgasszőrű denevér (*Myotis nattereri*)
- kis patkósdenevér (*Rhinolophus hipposideros*)
- nagy patkósdenevér (*Rhinolophus ferrumequinum*)

A faji szinten nem azonosítható denevérhangok között biztosan megtalálható még a fehérszélű törpedenevér (*Pipistrellus kuhlii*) is, illetve több hangfelvétel jelezte a nagy *Myotis* fajok (*Myotis myotis*, *M. blythii*) előfordulását is. Az akusztikai adatok alapján a vizsgált területen gyakori fajként van jelen a rőt koraidenevér, a szoprán törpedenevér, a közönséges törpedenevér és a durvavitorlájú törpedenevér. Fontos eredmény az akusztikailag egyértelműen azonosítható, fokozottan védett, Natura 2000 jelölő nyugati pisedenevér 33 mintavételi helyről való kimutatása. Az akusztikai kutatások kiemelkedő eredménye a nagy patkósdenevér megkerülése a Dudlesz-erdőből: három mintavételi pontról összesen 18 hangfelvételen sikerült azonosítani a faj hangjait. A faj megkerülése új emlősfaj kimutatását jelenti a Fertő–Hanság Nemzeti Park működési területéről. Legközelebbi hazai előfordulási helye a Bakonyban található, kb. 100 km-es távolságban.

Erdei élőhelyeken folytatott befogásos mintavételek

Befogásos mintavételeket összesen 23 alkalommal végeztünk a 17 kijelölt mintavételi helyen. A hálózásos mintavételek során összesen 15 denevérfaj 99 egyedét fogtuk be a 2017–2019-es időszakban. A kimutatott fajok:

- nyugati pisedenevér (*Barbastella barbastellus*)
- nagyfülű denevér (*Myotis bechsteini*)

- horgasszőrű denevér (*Myotis nattereri*)
- csonkafülű denevér (*Myotis emarginatus*)
- közönséges denevér (*Myotis myotis*)
- hegyesorrú denevér (*Myotis blythii*)
- Brandt-denevér (*Myotis brandtii*)
- bajuszos denevér (*Myotis mystacinus*)
- nimfadenevér (*Myotis alcathoe*)
- vízi denevér (*Myotis daubentonii*)
- közönséges törpedenevér (*Pipistrellus pipistrellus*)
- szoprán törpedenevér (*Pipistrellus pygmaeus*)
- durvavorlájú törpedenevér (*Pipistrellus nathusii*)
- barna hosszúfülű-denevér (*Plecotus auritus*)
- szürke hosszúfülű-denevér (*Plecotus austriacus*)

Fontos adatokat nyertünk a nyugati pisedenevér előfordulásáról, kilenc mintavételi helyen észleltük a fajt hálózással, több esetben kölyköt nevelő nőstényeket fogtunk, melyek egyértelműen bizonyították, hogy az adott területeken szaporodókolóniákkal van jelen a faj. Összesen 11 hálózásos mintavételi helyről, 23 példányban került meg a fokozottan védett, erdőlakó nagyfülű denevér. Három mintavételi helyen laktáló, kölyköt nevelő, illetve subadult példányait is hálóztuk, amelyek egyértelműen jelezték a faj szaporodókolóniáit. Kiemelten fontos adatot sikerült produkálni 2018-ban a csonkafülű denevér Soproni-hegységben való befogásával, mely a hegységre nézve a faj első adata volt. A subadult példány befogása ráadásul azt is jelentette, hogy egy szaporodókolónia tagjai használják a területet táplálkozás során. 2019-ben további két mintavételi helyen sikerült észlelni a fajt: a Soproni-hegységben, illetve a Határ menti erdők területén, a Horpácsi-erdőből került meg egy-egy példánya. Szintén fontos adat a közönséges denevér öt befogásos mintavételi helyről való megkerülése, a Dudlesz-erdőben négy laktáló példányát is észleltük, ami egyértelműen jelez egy valószínűleg jelentős egyedszámú kölykezőkolóniát a környéken.

Rádiós nyomkövetés

2017-es eredmények

A rádiós nyomkövetéses vizsgálatok előzetesen meghatározott célfajai a barna hosszúfülű-denevér, a horgasszőrű denevér és a nagyfülű denevér voltak. Célunk volt az adult, kölyköt nevelő nőstények jelölése, hogy a búvóhelyek felderítésével a szülőkolóniák búvóhelyhasználatáról is adatokat gyűjtsünk.

2017-ben mindhárom célfaj laktáló nőstényeit is befogtuk, így meg is tudtuk jelölni hat példányt. A jelölt egyedek nyomkövetésével összesen hat búvóhelyet lokalizáltunk. A barna hosszúfülű-denevérről kapcsolatosan még nem történt hazánkban rádiós nyomkövetéses vizsgálat. A faj egy búvóhelyét sikerült felderítenünk, mely egy lábon száradt gyertyán volt, a jelölési helytől 144 m-re. A felderített nappalozó csoport hat egyedből állt. A jelölt nagyfülű denevérek

közül két példány esetében sikerült búvóhelyeket felderíteni. Összesen négy nappalozóhelyet tudtunk lokalizálni a jelölési helytől, 604, 411, 208 és 205 m-es távolságokban. Az egyik jelölt példány nyolc nap alatt négy különböző búvóhelyet használt, melyeket ötször váltott, jól mutatva az erdőlakó fajok dinamikus búvóhelyhasználatát (KUNZ & LUMSDEN 2003). A jelölt nagyfülű denevérek kirepüléseit több alkalommal sikerült megfigyelni, a nappalozó csoportok mérete ez alapján 9, 11 és 13 példányos volt. A jelölt horgasszörű denevér az öt megfigyelési nap alatt ugyanabban az odúban nappalozott, ez a szálláshely 1,4 km-re volt a jelölési helytől. Egy alkalommal sikerült megfigyelni kirepülését, akkor öt példány repült ki az odúból.

Az erdőlakó denevérfajok mellett hogy búvóhelyeiket gyakran váltják, az odvas fákat tartalmazó erdőrésszhez hűségesek maradnak (WILLIS & BRIGHAM 2004). Kutatásunk során is megfigyelhető volt a nagyfülű denevérré is jellemző fízió-fúzió modell (KERTH & KÖNIG 1999), mely szerint egy kolónia tagjai különböző, változó egyedcsoportokat alkotnak a nappalozás során, ezek összetétele az odúváltásokkor módosul. A gyakori odúváltás csökkenti a predáció kockázatát, valamint a paraziták egyes tanyahelyeken való túlzott elszaporodását is (LEWIS 1995, RECKARDT & KERTH 2006, 2007).

2018-as eredmények

A befogások során három jelölésre alkalmas denevéregyedet tudtunk ellátni rádióadókkal. A követési időszakban mindhárom jelölt példányt sikerült lokalizálni, összesen tíz búvóhelyet tudtunk felderíteni. Az egyik jelölt nyugati pisedenevér esetében hat szálláshelyet sikerült felderíteni. A jelölési ponthoz képest legközelebbi odú 186 m, a legtávolabbi 500 m távolságban helyezkedett el. E jelölt hím példány rendszeresen váltotta a tanyahelyeit, tehát a hímekre is jellemző a gyakori búvóhelyváltás. A másik jelölt nyugati pisedenevér esetében két szálláshelyet sikerült felderíteni. A jelölt példány felderített szálláshelyei a jelölési helytől 1512 m, illetve 1498 m távolságban voltak. Mindkét jelölt nyugati pisedenevér használt olyan tanyahelyeket, amelyek élő faegyedeken lévő olyan holt oldalágakon voltak, amelyek rendelkeztek a faj által kedvelt, a leváló kéreglemezek mögött kialakuló résekkel. A jelölt nagyfülű denevér egy laktáló nőtény volt, követése két felderített tanyahelyet eredményezett. Az elsőként azonosított tanyahely esetében kirepülésszámlálásra is lehetőségünk nyílt, 2018. július 16-án 45 példány, július 18-án 13 példány kirepülését figyeltük meg. Jól jelzi ez a jelentős egyedszám-beli változás a fajra jellemző tipikus fíziós-fúziós koloniaszerkezetet, és az azzal járó dinamikus szálláshelyhasználatot. A jelölt nagyfülű denevér esetében a jelölés helyszínétől a szálláshelyek 266 és 321 m távolságban voltak.

2019-es eredmények

A befogások során összesen hét denevért jelöltünk rádióadókkal. A követési időszakban öt példányt sikerült lokalizálni, összesen kilenc búvóhelyet tudtunk felderíteni. A legnagyobb kolóniaméret a nyugati pisedenevér esetében 15 példányos volt. A jelölt nyugati pisedenevérek jellemzően holt fákon vagy élő fák elhalt részein kialakuló, leváló kéreglemezek mögötti résekben bújtak meg, de

faodvakat is használtak, illetve egy fagylécen hasadt csertölgyön kialakult résben is alkalmas búvóhelyet találtak. A jelölt nyugati piszedenevérek esetében is megfigyelhettük az erdőlakó denevérfajokra általánosan jellemző dinamikus szálláshelyhasználatot, az egyik jelölt egyed például öt nap alatt négy különböző búvóhelyet használt. A jelölt nagyfülű denevér segítségével egy búvóhelyet sikerült lokalizálni, melynél 37 egyedet sikerült megfigyelni a kirepülés alkalmával. Sajnos a kirepülő egyedek ivararányát nem ismerjük, pedig az – tekintve, hogy a jelölt egyed hím volt – érdekes adatot jelenthetett volna.

Urbanizált élőhelyeken folytatott mintavételek eredményei

A 2019-es mintavételi időszakban 51 épület bejárását végeztük el, aminek során öt faj előfordulása nyert bizonyítást.

*Szürke hosszúfülű-denevér (*Plecotus austriacus*)*

Jelen felmérés során a fajt összesen kilenc épületben találtuk meg. A korábbi felmérésekből ismert 20 példánynál nagyobb létszámú kolóniák ellenőrzésére is sor került, melyek többségénél egyedszámcsökkenést tapasztaltunk. 2019-ben a faj további öt épületből került elő (Fertőboz, Szentháromság templom 7 pld.; Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, A épület 6 pld.; Győr, evangélikus templom 1 pld.; Rábatamási, általános iskola 1 pld.; Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, B épület 1 pld.).

*Nagy Myotis fajok (*Myotis myotis* & *M. blythii*)*

Kilenc épületben összesen 626 példány jelenlétét állapítottuk meg. A dénesfai kolóniához 2018-ban egy számunkra ismeretlen kolónia csatlakozott, így az jelentős példányszám-növekedést mutatott. Azonban 2019-ben ismét visszaállt az előző évek felméréseiben tapasztalt példányszámra. A vicai katolikus templomot a 2008-as felmérést követően felújították, ami feltehetőleg az ekkor 100 példányból álló kolónia elköltözését okozhatta. A nagycenki Széchenyi-kastélyból ismert kolónia a 2015-ös felújítási munkákat követően költözött el. Napjainkban mindössze kilenc példány tartózkodik az épület padlásán. A soproni, 2015-ben tetőcserén átesett Keresztelő Szent János-templom padlását szálláshelyként használó kolónia (60 pld.) visszatért az épületbe. A hidegségi Szent András-templomban 2019-ben 90 példányt számláló kolóniát sikerült kimutatni. Valószínűsíthető, hogy a Nagycenkről elköltözött kolónia ezt az épületet választotta szálláshelyéül. Egy további példányt találtunk a Soproni Egyetem Erdőmérnöki Kar B épületének padlásán.

*Csonkafülű denevér (*Myotis emarginatus*)*

A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság működési területéről két, egyenként 400 példányra becsült csonkafülű denevér kolónia ismert. A korábbi évekből ismert soproni kolónia egy magánház padlásán található, melynek fennmaradását az épületkezelő pozitív hozzáállása jelentősen elősegíti. A másik kolónia 2019-ben került elő a Fertőrákosi Általános Iskola padlásáról. Az iskola felújítása hamarosan tetőfelújítással folytatódik, így a kolónia megmentése

érdekében jelentős erőfeszítéseket kell tennünk. 2019-ben a faj további példánya került meg a fertői Tündéerkert Óvoda és Bölcsőde padlásáról.

Közönséges késeidenevér (*Eptesicus serotinus*)

A közönséges késeidenevér állományában az előző évekhez képest nem történt jelentős változás. A Halászi község templomából 2015-ben feljegyzett, majd a 2018-as felmérés során nem észlelt kolónia 2019-re visszatért az épületbe. A farádi katolikus templom padlásán élő kolónia nagyságát most 20 példányra becsültük. A faj új előfordulását két épületben, a Soproni Egyetem B épületének padlásán, illetve Rábatamásiban, az általános iskola padlásán észleltük.

A korábbi évek felmérési eredményeivel összehasonlítva teljes körű elemzések nem végezhetők, azonban több faj (közönséges késeidenevér, kis patkósdenevér) esetében jelentős állománycsökkenés valószínűsíthető. A közönséges késeidenevér és nagy *Myotis* fajok esetében több, korábbi jelentős szülőkolónia megszűnt vagy ismeretlen búvóhelyekre költözött. Fontos pozitív eredmény a csonkafülű denevér korábban ismert soproni kolóniájának megerősödése, illetve egy új, hasonló nagyságú kolónia felfedezése (**3. táblázat**).

3. táblázat: Korábbi évek felmérései a denevérek összesített példányszámai szerint

Table 3: Surveys of past years according to summed-up number of bat individuals

Év	1995/96 ^{1,2}	2006 ³	2007 ⁴	2008 ⁵	2015 ⁶
Felmért épületek száma	172	12	13	21	98
<i>Myotis myotis/blythii</i>	649	164	88	1062	54
<i>Eptesicus serotinus</i>	571	5	10	16	41
<i>Plecotus austriacus</i>	102	78	6	57	135
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	57	0	0	1	4
<i>Myotis emarginatus</i>	50	0	0	0	400
<i>Pipistrellus</i> sp.	150	0	0	0	1
Összesen	1579	247	104	1136	635

Év	2016 ⁶	2017 ⁷	2018 ⁸	2019
Felmért épületek száma	68	43	32	51
<i>Myotis myotis/blythii</i>	433	121	764	626
<i>Eptesicus serotinus</i>	97	110	135	118
<i>Plecotus austriacus</i>	95	46	85	99
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	15	0	0	0
<i>Myotis emarginatus</i>	350	0	400	801
<i>Pipistrellus</i> sp.	0	0	0	0
Összesen	990	277	1384	1644

¹ PAPP 1996, ² PAPP 1997, ³ PÁLMAI 2006, ⁴ PÁLMAI 2007, ⁵ PROGRAMGYÁR KFT. 2008, ⁶ KUGLER et al. 2017,

⁷ DANKOVICS & HALMAI 2018, ⁸ DANKOVICS & HALMAI 2019

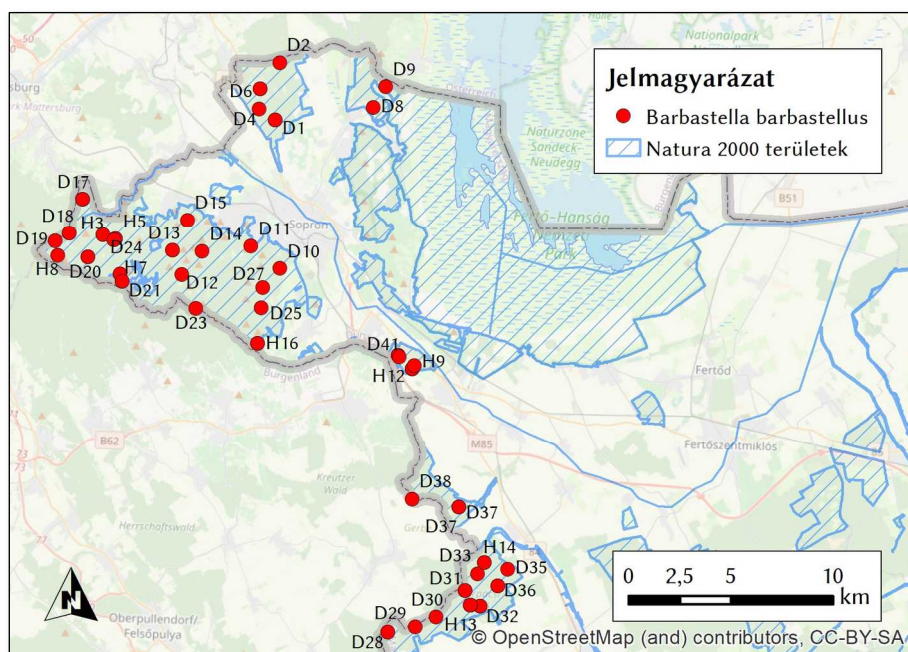
A teljes projekt során kimutatott fajok rövid jellemzése és előfordulásai

Nyugati piszedenevér (*Barbastella barbastellus*)

A terület jobb állapotú keményfa erdeiben sokfelé megkerült (**3. ábra**). A faj nagyszámú új adatához jelentősen hozzájárult, hogy akusztikai módszerekkel jól térképezhető, hiszen echolokációs hangja alapján pontosan határozható. Speciális búvóhelyigénye miatt – elváló kéreglemezek mögött kialakuló résekben bújik meg – e faj számára elsődlegesen fontos, hogy az erdőkben megfelelő számú álló holtfa legyen. Előfordulásai:

Akusztikai mintavétel – mintahely: rögzítés dátuma, hangfájlok száma

D01: 2017.05.23. 3; **D02:** 2017.05.24. 1; **D04:** 2017.05.23. 1; **D09:** 2017.07.23. 1; **D06:** 2017.05.23. 4; **D08:** 2017.05.24. 4; **D09:** 2017.05.24. 1; **D10:** 2019.08.29. 4; **D11:** 2019.08.29. 1; **D12:** 2019.08.30. 9; **D13:** 2017.05.29. 15; **D14:** 2019.08.30. 3; **D15:** 2017.05.29. 3; **D17:** 2017.05.30. 2; **D18:** 2017.05.30. 3; **D19:** 2017.05.30. 1; **D20:** 2017.05.31. 2; **D21:** 2017.05.31. 6; **D23:** 2019.08.29. 18; **D24:** 2017.05.31. 14; **D25:** 2019.08.29. 12; **D27:** 2019.08.29. 4; **D28:** 2018.08.08. 1; **D29:** 2019.07.17. 3; **D30:** 2019.07.17. 5; **D31:** 2018.08.08. 6; **D32:** 2018.08.08. 5; **D33:** 2019.07.16. 19; **D35:** 2018.08.09. 4; **D36:** 2018.08.09. 3; **D37:** 2018.08.10. 3; **D40:** 2018.08.10. 2; **D41:** 2018.08.11. 2; **D38:** 2018.08.11. 3; **D40:** 2018.08.11. 4; **D41:** 2018.08.11. 21; **D29:** 2019.06.09. 25.



3. ábra: A nyugati piszedenevér (*Barbastella barbastellus*) észlelési pontjai
Fig. 3: Observation spots of the western barbastelle (*Barbastella barbastellus*)

Hálózásos mintavétel – mintahely: fogás dátuma, egyedszám, ivar, reprodukciós állapot (lakt. = laktáló), kor (subad. = subadult)

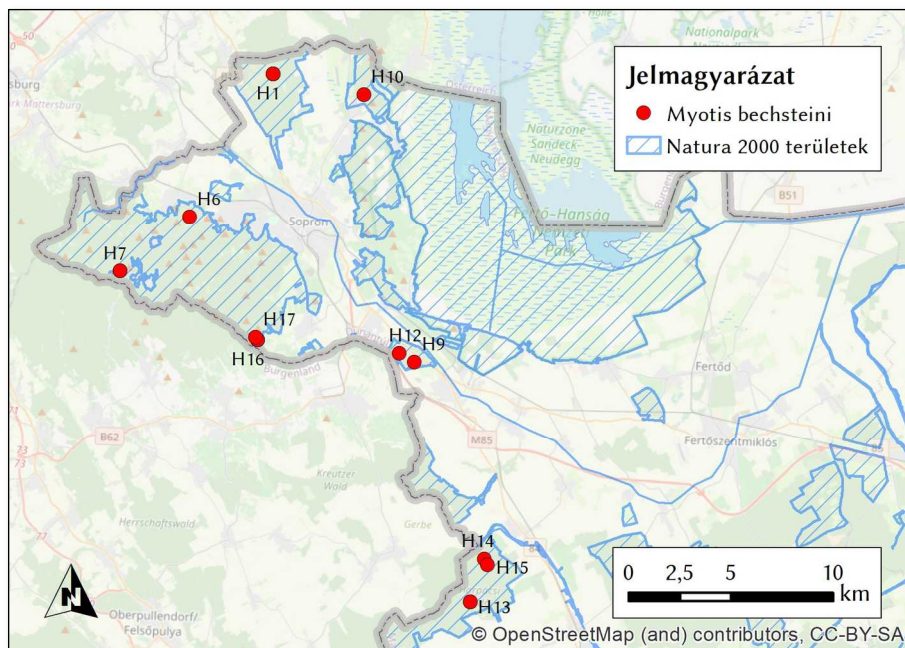
H03: 2018.07.12. n. a., 2018.07.12. 1♂; **H05:** 2018.07.13. n. a., 3♀ lakt., 1♂; **H07:** 2018.07.15. 1♂ subad.; **H08:** 2018.07.19. 1♀ subad.; **H09:** 2019.06.09. 1♀, 1♀ lakt.; **H12:** 2019.06.10. 1♀ lakt.; **H13:** 2019.07.13. 4♀ lakt., 1♀; 2019.07.16. 1♀, 2♀ lakt.; **H14:** 2019.07.14. 1♂, 1♀ lakt.; **H16:** 2019.07.17. 1♂, 1♀ lakt.

Nagyfülű denevér (*Myotis bechsteinii*)

A terület nyolc pontján került kimutatásra, mind a négy vizsgált Natura 2000 területről előkerült (**4. ábra**). Értékes, ritka tagja az itteni denevérfaunának, a területen kölykezőkolóniái is jelen vannak. Kötődik a természetközeli erdőszerkezethez. Mivel nyílt területeken nem szeret átrepülni, ezért határozottan kerüli a fátlan, véghasznált területeket, így fokozottan érinti az élőhely-fragmentáció negatív hatása. Hosszú távú védelmét a folyamatos erdőborítás biztosítása jelentheti. Előfordulásai:

Hálózásos mintavétel – mintahely: fogás dátuma, egyedszám, ivar, reprodukciós állapot (lakt. = laktáló), kor (subad. = subadult)

H01: 2017.07.09. 1♂; 2017.07.10. 2♀ lakt., 1♀; 1♂ subad., 2017.07.13. 1♀ lakt.; **H06:** 2018.07.14. 1♀ lakt.; **H07:** 2018.07.15. 1♀ lakt., 1♂ subad.; **H09:** 2019.06.09. 1♂; **H10:** 2019.06.11. 1♂, 1 n. a.; **H12:** 2019.06.10. 1♂; **H13:** 2019.07.16. 2♀ lakt., 1♂; **H14:** 2019.07.14. 1♂; **H15:** 2019.07.15. 1♀ lakt.; **H16:** 2019.07.17. 2♀ lakt., 4♂, 1♂ subad.; **H17:** 2019.07.18. 1♀ lakt.



4. ábra: A nagyfülű denevér (*Myotis bechsteinii*) előfordulásai

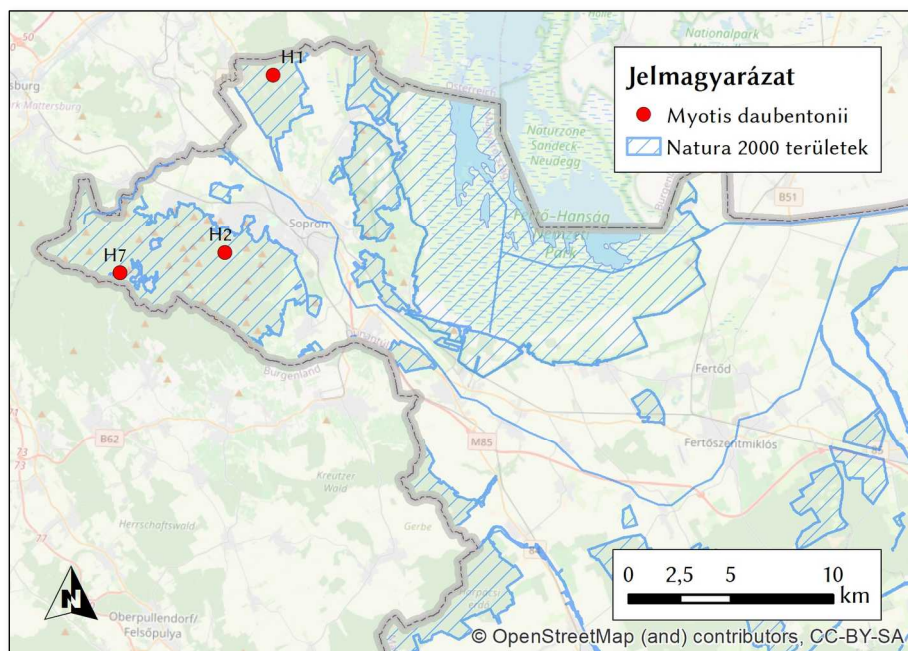
Fig. 4: Occurrence sites of Bechstein's bat (*Myotis bechsteinii*)

Vízi denevér (*Myotis daubentonii*)

A területen nem ritka, térképezését azonban nehezíti, hogy akusztikai módszerekkel csak korlátozottan vizsgálható, mivel az erdőben repülő példányok echológiai hangjai sokszor nem különböztethetőek meg teljes biztonsággal más *Myotis* fajok hangjaitól. Hálózással a terület három pontjáról sikerült kimutatni (5. ábra). Előfordulásai:

Hálózásos mintavétel – mintahely: fogás dátuma, egyedszám, ivar

H01: 2017.07.10. 1♂; **H02:** 2018.07.11. 1♂; 2018.07.11. 1♂; **H07:** 2018.07.15. 1♂; 2018.07.15. 1♂.



5. ábra: A vízi denevér (*Myotis daubentonii*) előfordulásai

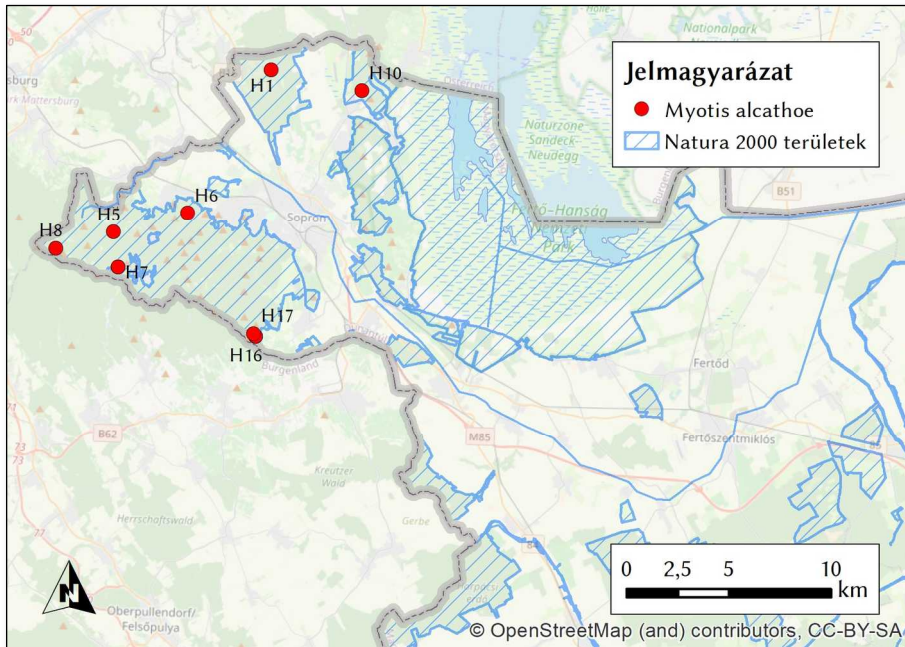
Fig. 5: Occurrence sites of Daubenton's bat (*Myotis daubentonii*)

Nimfadenevér (*Myotis alcathoe*)

A vizsgált terület nyolc pontján észleltük, nem gyakori faj (6. ábra). Térképezését nehezíti, hogy echológiai hangja nagyon hasonlít a másik két kis *Myotis* faj hangjához, így akusztikai módszerrel nem térképezhető, csak a hálózásos mintavételek adataira tudunk hagyatkozni. Mivel erdőlakó faj, így állományainak hosszú távú fenntartása csak a megfelelő állapotú erdők fenntartásával együtt képzelhető el. Előfordulásai:

Hálózásos mintavétel – mintahely: fogás dátuma, egyedszám, ivar, reprodukciós állapot (lakt. = laktáló), kor (subad. = subadult)

H01: 2017.07.09. 1 n. a.; 2017.07.10. 1♀; **H05:** 2018.07.13. 1♀ lakt., 1♂; **H06:** 2018.07.14. 1♀; **H07:** 2018.07.15. 1♀ lakt., 1♀ subad.; 2018.07.18. 1♂ subad., **H08:** 2018.07.19. 1♀, 1♀ subad.; **H10:** 2019.06.07. 2♀; **H16:** 2019.07.17. 1♀ lakt., 3♂, 1♂ subad.; **H17:** 2019.07.18. 1♂.



6. ábra: A nimfadenevér (*Myotis alcaethoe*) előfordulásai

Fig. 6: Occurrence sites of the Alcaethoe bat (*Myotis alcaethoe*)

Bajuszos denevér (*Myotis mystacinus*)

A kutatott területek mindössze két pontján hálóztuk a fajt, a területen ritka (7. ábra). Biztos akusztikai elkülönítése nem megoldott, így hangalapú adatgyűjtéssel nem keletkezett e fajjal kapcsolatosan új adat. Mivel erdőlakó faj, ezért a legkomolyabb veszélyeztető tényező számára az erdőgazdálkodás. A folyamatos erdőborítás biztosítása e faj számára is kedvező lenne. Előfordulásai:

Hálózásos mintavétel – mintahely: fogás dátuma, egyedszám, ivar, kor (subad. = subadult)

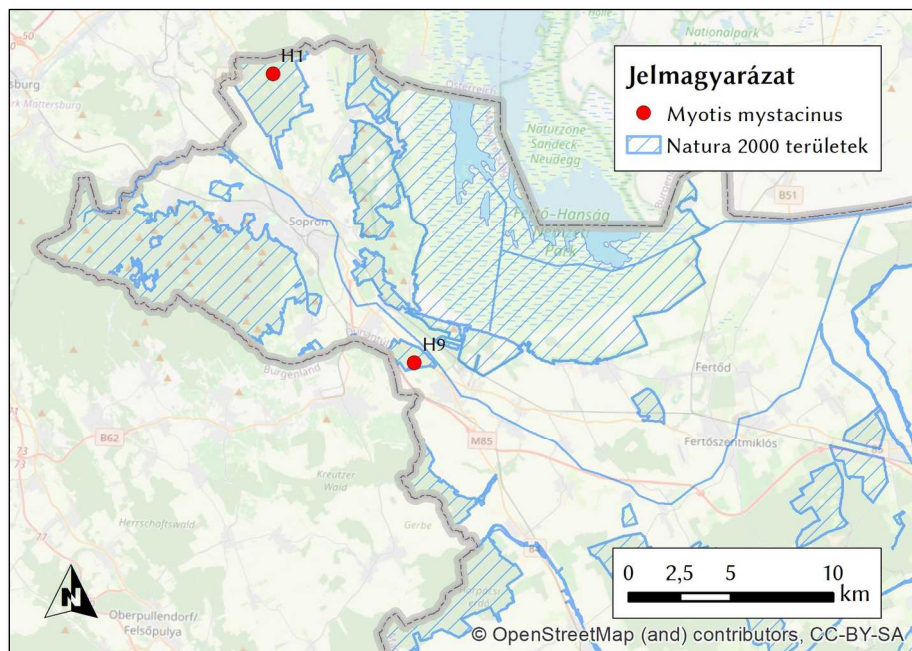
H01: 2017.07.10. 1♀ subad.; **H09:** 2019.06.09. 1♀.

Brandt-denevér (*Myotis brandtii*)

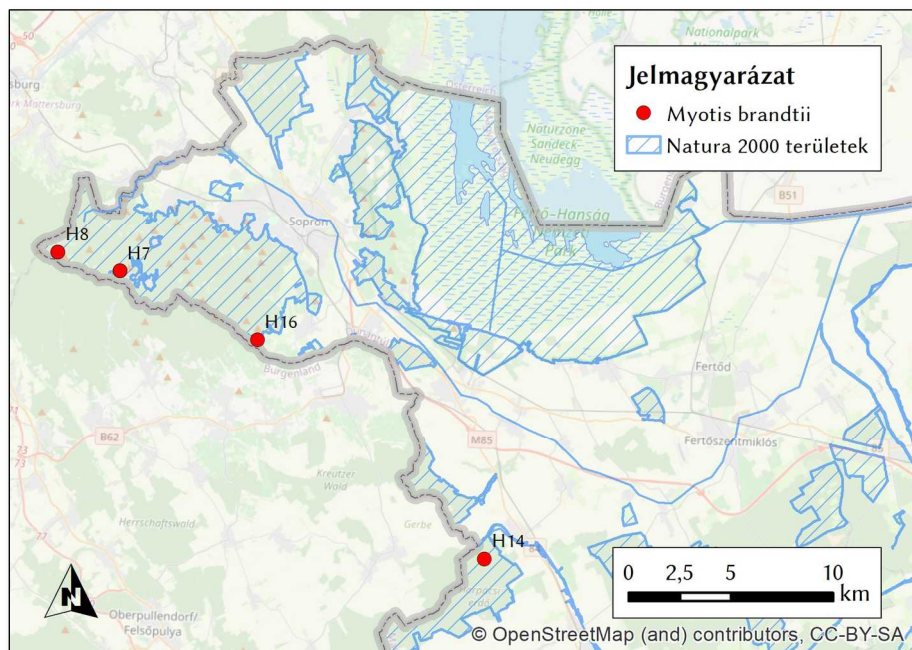
A kutatott területek négy pontján hálóztuk a fajt, a területen nem gyakori (8. ábra). Biztos akusztikai elkülönítése nem megoldott, így hangalapú adatgyűjtéssel nem keletkezett e fajjal kapcsolatosan új adat. Állományainak fenntartásához és fejlesztéséhez a folyamatos erdőborítás és a természetközeli erdőszerkezet létrehozása/fenntartása járulhat hozzá. Előfordulásai:

Hálózásos mintavétel – mintahely: fogás dátuma, egyedszám, ivar, reprodukciós állapot (lakt. = laktáló)

H07: 2018.07.15. 1♂; **H08:** 2018.07.19. 1♀ lakt., 1♂; **H14:** 2019.07.14. 1♂; **H16:** 2019.07.17. 1♀.



7. ábra: A bajszos denevér (*Myotis mystacinus*) előfordulásai
 Fig. 7: Occurrence sites of the whiskered bat (*Myotis mystacinus*)



8. ábra: A Brandt-denevér (*Myotis brandtii*) előfordulásai
 Fig. 8: Occurrence sites of Brandt's bat (*Myotis brandtii*)

Horgasszörű denevér (*Myotis nattereri*)

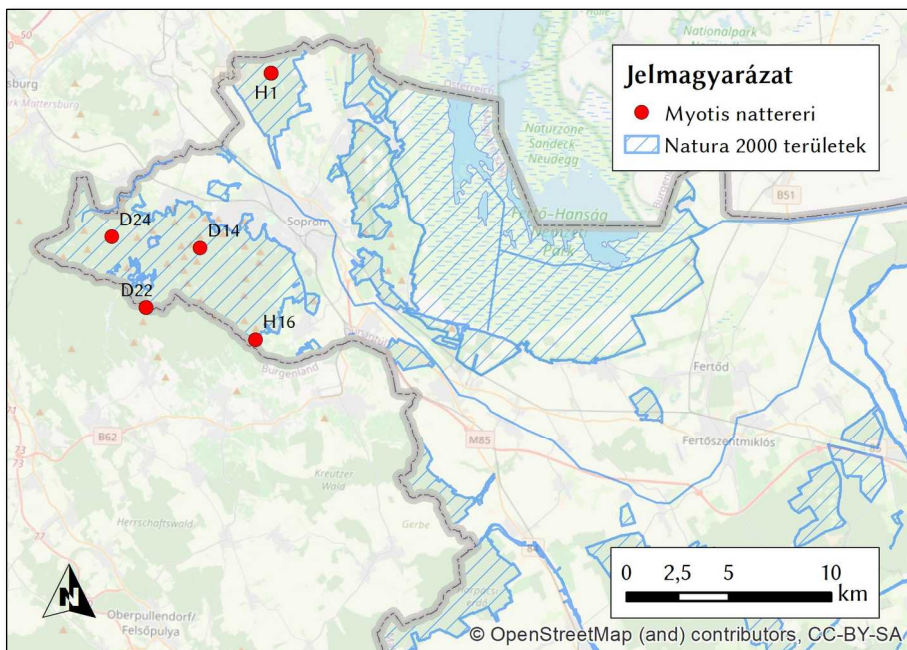
A terület ritkább erdőlakó denevérfajai közé tartozik, két területről (Dudlesz-erdő, Soproni-hegység) összesen öt mintavételi pontról került meg (**9. ábra**). A Dudlesz-erdőben bizonyítottan kölykezőkolóniákkal is jelen van. Táplálkozóhelyei is erdősült területeken találhatóak, így a legkomolyabb veszélyeztető tényezőt az erdőgazdálkodás jelenti számára. Állományainak fenntartásához a folyamatos erdőborítás, a természetközeli erdőszerkezet biztosítása járulhat hozzá. Előfordulásai:

Akusztikai mintavétel – mintahely: rögzítés dátuma, hangfájlok száma

D14: 2017.05.29. 4; **D22:** 2017.05.31. 2; 2019.08.30. 1; **D24:** 2019.08.31. 1.

Hálózásos mintavétel – mintahely: fogás dátuma, egyedszám, ivar, reprodukciós állapot (lakt. = laktáló), kor (subad. = subadult)

H01: 2017.07.09. 1♀ lakt.; 2017.07.10. 2♀ lakt., 1♀ subad.; **H16:** 2019.07.17. 1♂.



9. ábra: A horgasszörű denevér (*Myotis nattereri*) előfordulásai

Fig. 9: Occurrence sites of Natterer's bat (*Myotis nattereri*)

Csonkafülű denevér (*Myotis emarginatus*)

Elsősorban épületek átvizsgálásával és erdei hálózásokkal nyertünk adatokat, mivel akusztikai alapú határozása sokszor kétséges. Hálózással a Soproni-hegység és a Határ menti erdők területéről sikerült kimutatni, korábban nem volt ismert ezekről a területekről. A Dunántúl legjelentősebb kolóniái (400-400 példány) találhatóak meg egy soproni és egy fertőrákosi épület padlásán. Egy

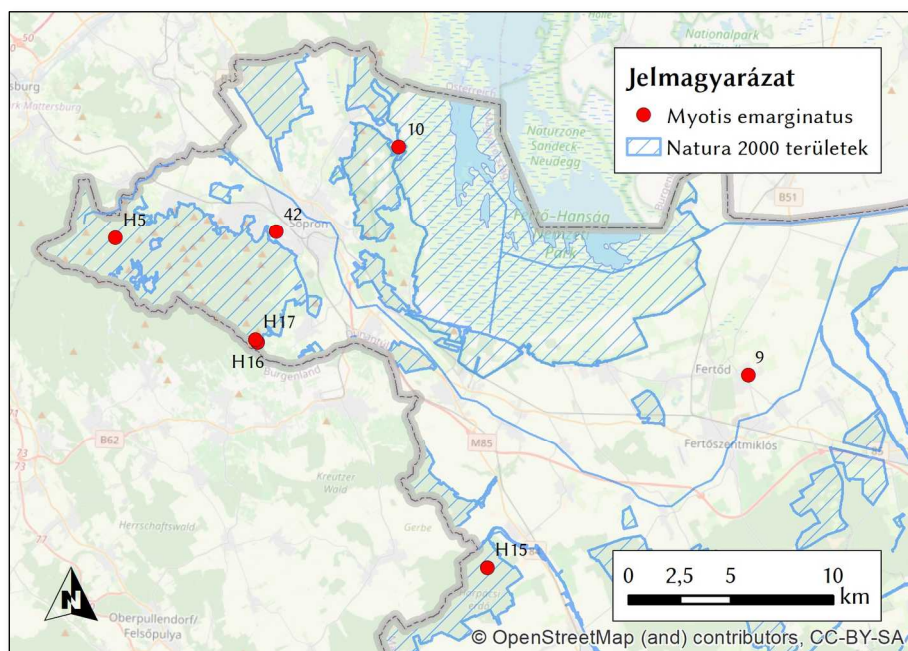
további magányos példánya került meg az épületlakó denevérek felmérése során (**10. ábra**). Előfordulásai:

Épületben – épület sorszáma: megfigyelés dátuma, becsült példányszám

9: 2019.07.29. 1; 10: 2019.08.10. 400; 42: 2019.07.15. 400.

Hálózásos mintavétel – mintahely: fogás dátuma, ivar, egyedszám, reprodukciós állapot (lakt. = laktáló), kor (subad. = subadult)

H05: 2018.07.13. 1♀ subad.; H15: 2019.07.15. 1♂; H16: 2019.07.17. 2♂; H17: 2019.07.18. 1♀ lakt.



10. ábra: A csonkafülű denevér (*Myotis emarginatus*) előfordulásai

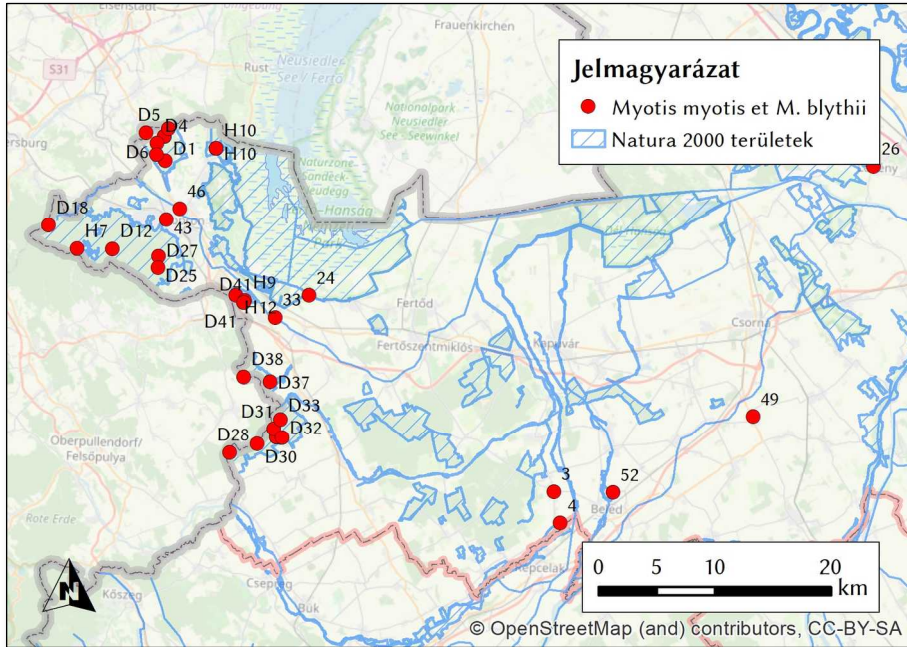
Fig. 10: Occurrence sites of Geoffroy's bat (*Myotis emarginatus*)

Közönséges denevér (*Myotis myotis*) és hegyesorru denevér (*Myotis blythii*)

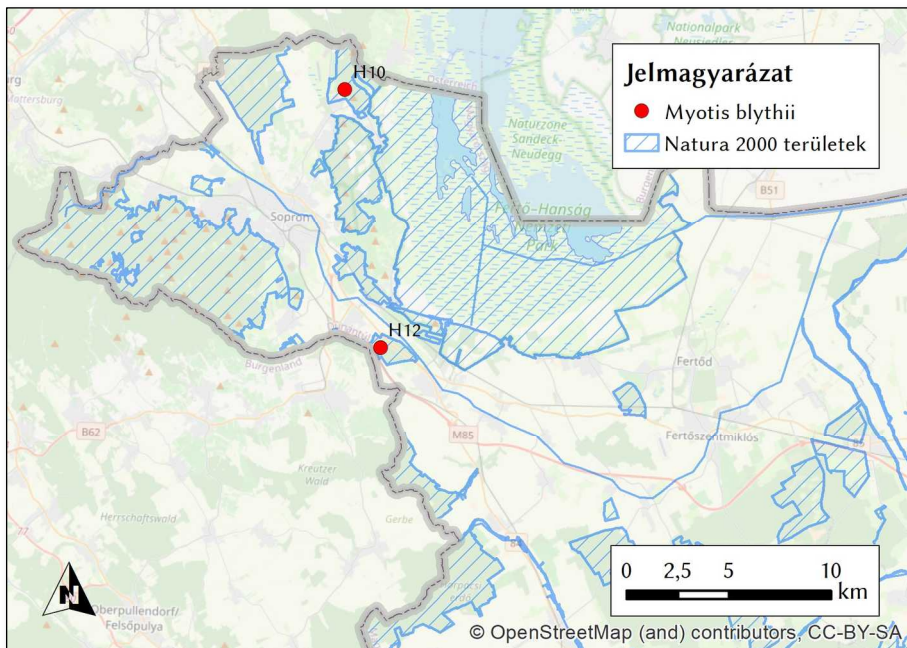
A nagy *Myotis* fajok értékes épületlakó kolóniákkal vannak jelen, négy 50 példánynál nagyobb kolóniájukat találtuk 2019-ben, melyek közül az egyik 300 példányos volt. Az akusztikai felmérések során minden vizsgált területről kimutatásra került e fajcsoport (**11. ábra**). Előfordulások:

Épületben – épület sorszáma: megfigyelés dátuma, becsült példányszám

3: 2019.06.17. 300; 4: 2019.06.17. 45; 24: 2019.08.07. 90; 26: 2019.06.20. 40; 33: 2019.07.17. 9; 43: 2019.07.18. 1; 46: 2019.07.18. 60; 49: 2019.06.18. 80; 52: 2019.06.17. 1.



11. ábra: A nagy Myotis fajok előfordulásai
Fig. 11: Occurrence sites of greater Myotis species



12. ábra: A hegyesorrú denevér (*Myotis blythii*) előfordulásai
Fig. 12: Occurrence sites of the lesser mouse-eared bat (*Myotis blythii*)

Hegyesorrú denevér (*Myotis blythii*)

A fajt a Fertőmelléki domszor és a Határ menti erdők területéről sikerült kimutatni hálózással (**12. ábra**). A terület ritkább denevérfajainak egyike. Előfordulásai:

Hálózásos mintavétel – mintahely, fogás dátuma, egyedszám, ivar

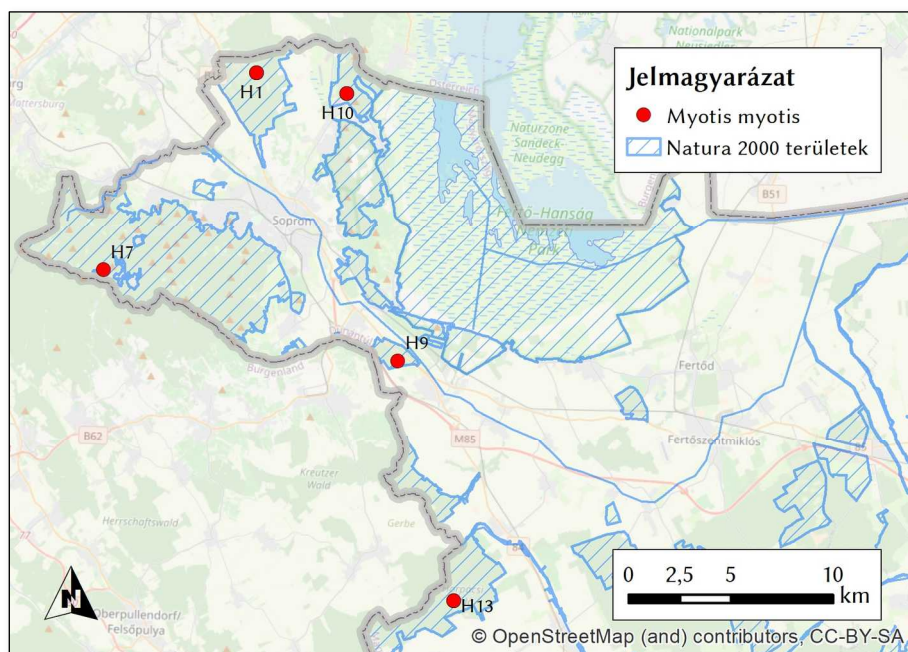
H10: 2019.06.07. 1♂; **H12:** 2019.06.10. 1♂.

Közönséges denevér (*Myotis myotis*)

A közönséges denevért mindegyik vizsgált területen sikerült kimutatni hálózásos módszerrel, összesen öt mintavételi helyen (**13. ábra**). A Dudlesz-erdőben többször kerültek meg laktáló nőstényei, jelezve, hogy a környéken valószínűsíthetően nagyobb kölykezőkolóniája található meg. Előfordulásai:

Hálózásos mintavétel – mintahely, fogás dátuma, egyedszám, ivar, reprodukciós állapot (lakt. = laktáló)

H01: 2017.07.10. 2♀ lakt., 1♂; 2017.07.13. 2♀ lakt.; **H07:** 2018.07.15. 1♂; **H09:** 2019.06.09. 1♂; **H10:** 2019.06.07. 1♀; 2019.06.11. 2♀, 1♂; **H13:** 2019.07.13. 2♂; 2019.07.16. 1♂.



13. ábra: A közönséges denevér (*Myotis myotis*) előfordulásai

Fig. 13: Occurrence sites of the greater mouse-eared bat (*Myotis myotis*)

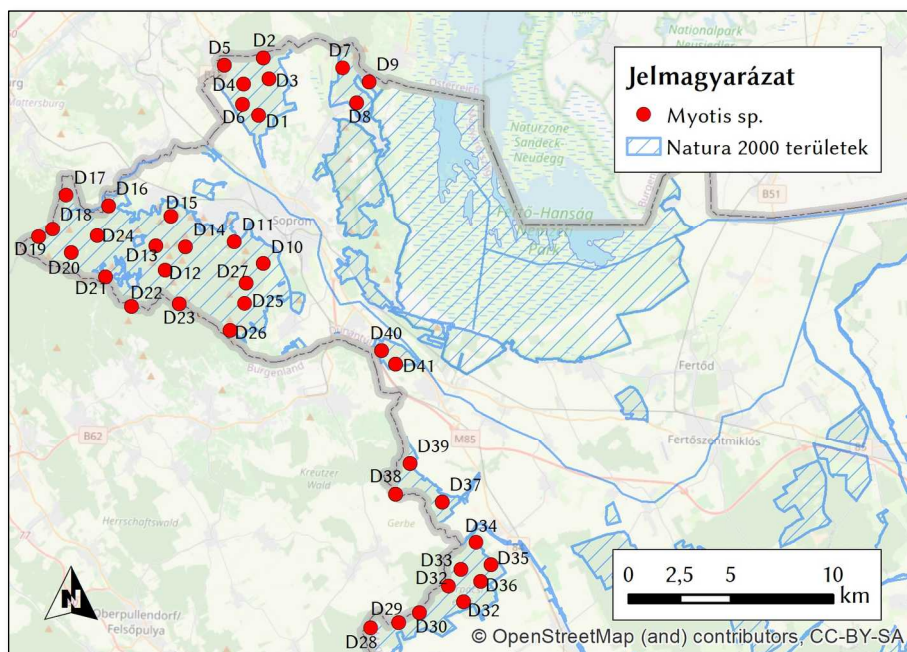
Myotis sp.

A *Myotis* fajok echológiai hangjai nagyon hasonlóak lehetnek, különösen amikor magasan strukturált élőhelyeken (erdőkben) repülnek, így hangjuk alapján pontosan nem határozhatók meg. Az akusztikai anyagban jelentős

mennyiségben azonosítottuk az e faji identifikációt nélkülöző csoportba tartozó hangszekvenciákat (**14. ábra**). Előfordulások:

Akusztikai mintavétel – mintahely: rögzítés dátuma, hangfájlok száma

D1: 2017.05.23. 9; 2019.07.23. 35; **D2:** 2017.05.24. 24; 2019.07.23. 100; **D3:** 2017.05.23. 16; 2019.07.23. 4; **D4:** 2019.07.23. 19; 2017.05.23. 9; **D5:** 2017.05.23. 10; 2019.07.23. 4; **D6:** 2017.05.23. 32; 2019.07.23. 25; **D7:** 2017.05.24. 3; **D8:** 2017.05.24. 20; 2019.06.11. 14; **D9:** 2017.05.24. 10; 2019.06.11. 19; **D10:** 2017.05.29. 2; 2019.08.29. 8; **D11:** 2017.05.29. 18; 2019.08.29. 4; **D12:** 2017.05.29. 20; 2019.08.30. 2; **D13:** 2017.05.29. 143; 2019.08.30. 2; **D14:** 2017.05.29. 27; 2019.08.30. 8; **D15:** 2017.05.30. 468; 2019.08.30. 2; **D16:** 2017.05.30. 5; 2019.08.31. 2; **D17:** 2017.05.30. 5; **D18:** 2017.05.30. 4, 2019.08.31. 6; **D19:** 2017.05.30. 4; 2017.05.30. 80; 2019.08.31. 3; **D20:** 2017.05.31. 97; 2019.08.31. 1; **D21:** 2017.05.31. 9; 2019.08.30. 2, **D22:** 2017.05.31. 23; 2019.08.30. 40; **D23:** 2017.05.31. 1; 2019.08.29. 1; **D24:** 2017.05.31. 13; 2019.08.31. 9, **D25:** 2019.08.29. 1; **D26:** 2017.06.22. 3; 2019.08.29. 6; **D27:** 2017.06.22. 14; 2019.08.29. 3; **D28:** 2019.07.17. 9; **D29:** 2018.08.08. 3; 2019.07.17. 23; **D30:** 2018.08.08. 3; 2019.07.17. 11; **D31:** 2018.08.08. 4; **D32:** 2018.08.08. 4; 2019.07.16. 2; **D33:** 2018.08.09. 1; 2019.07.16. 6; **D34:** 2018.08.09. 70; **D35:** 2018.08.09. 7; 2019.07.16. 7; **D36:** 2018.08.09. 4; 2019.07.16. 6; **D37:** 2018.08.10. 11; 2018.08.11. 1; 2019.07.21. 54; **D38:** 2018.08.10. 3; 2018.08.11. 40; 2019.07.21. 88; **D39:** 2018.08.10. 1; 2018.08.11. 1, 2019.07.21. 4; **D40:** 2018.08.10. 2; 2018.08.11. 17; **D41:** 2018.08.10. 1; 2018.08.11. 11, 2019.06.09. 27.



14. ábra: A *Myotis sp.* akusztikai csoport előfordulásai
Fig. 14: Occurrence sites of of the acoustic group *Myotis sp.*

Közönséges késeidenevér (*Eptesicus serotinus*)

A vizsgált területek közül hálózással a Dudlesz-erdőből, a Soproni-hegységből és a Határ menti erdőkből sikerült kimutatni, épületlakó kolóniáit pedig a terület hét pontján találtuk meg 2019-ben (**15. ábra**). Echológiai hangjai alapján sokszor nem határozható teljes biztonsággal, így sok, valószínűleg ehhez a fajhoz tartozó hang az *Eptesicus*–*Nyctalus*–*Vespertilio* kategóriába került (**16. ábra**). Előfordulásai:

Akusztikai mintavétel – mintahely: rögzítés dátuma, hangfájlok száma

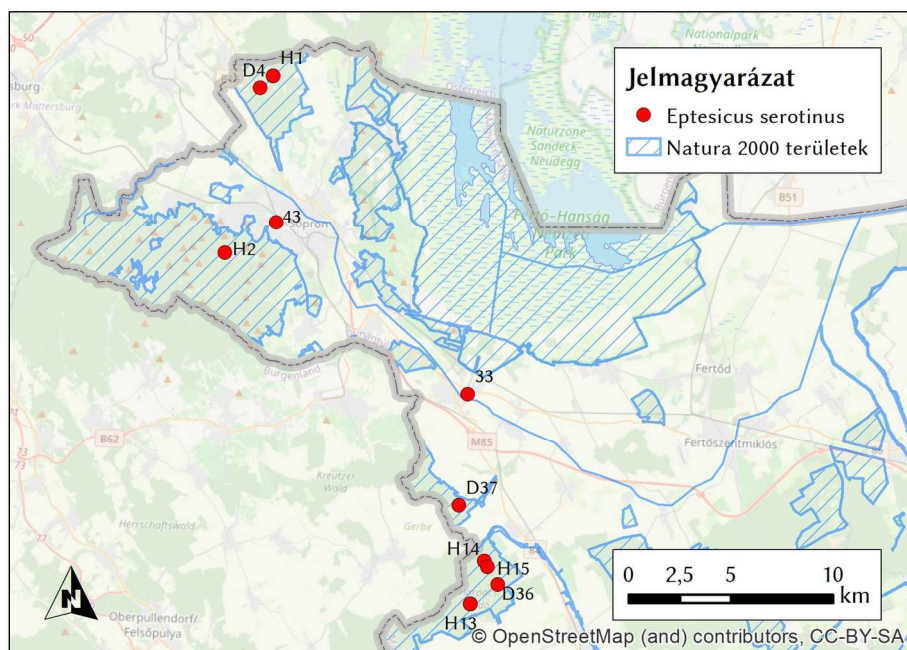
D04: 2019.07.23. 3; **D36:** 2018.08.09. 8; **D37:** 2018.08.10. 1.

Épületben – épület sorszáma, megfigyelés dátuma, becsült példányszám

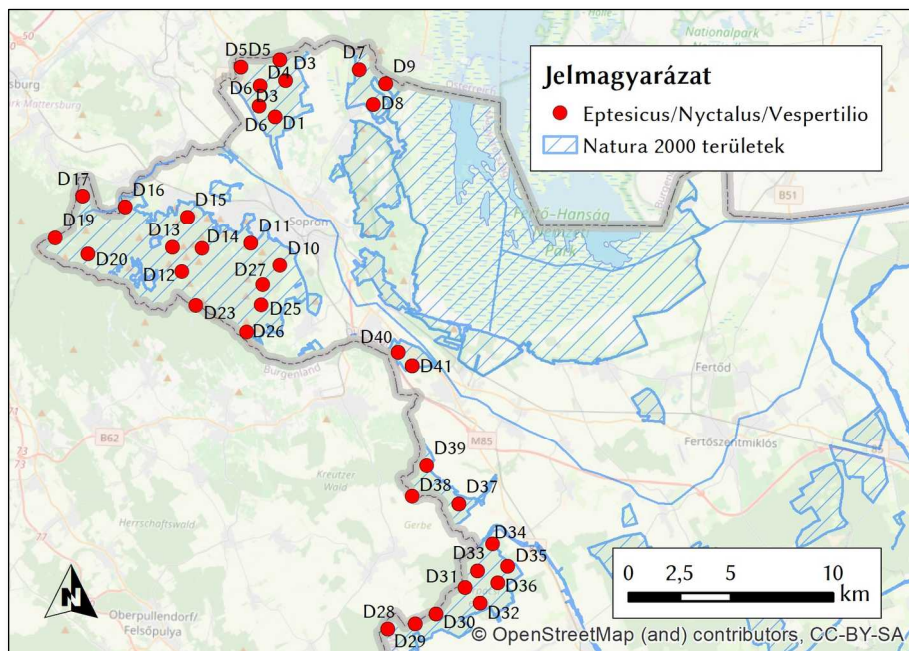
6: 2019.06.18. 20; **21:** 2019.06.20. 45; **33:** 2019.07.17. 1; **35:** 2019.06.17. 25; **36:** 2019.06.18. 1; **43:** 2019.07.18. 1; **50:** 2019.06.19. 25.

Hálózásos mintavétel – mintahely: fogás dátuma, egyedszám, ivar, reprodukciós állapot (lakt. = laktáló)

H01: 2017.07.09. 1♀ lakt.; 2017.07.10. 1♀ lakt.; **H02:** 2019.06.12. 1♂; **H13:** 2019.07.13. 1♂; 2019.07.16., 1♀ lakt., 1♀, 1♂; **H14:** 2019.07.14. 2♂; **H15:** 2019.07.15. 1♂.



15. ábra: A közönséges késeidenevér (*Eptesicus serotinus*) előfordulásai
Fig. 15: Occurrence sites of the serotine bat (*Eptesicus serotinus*)



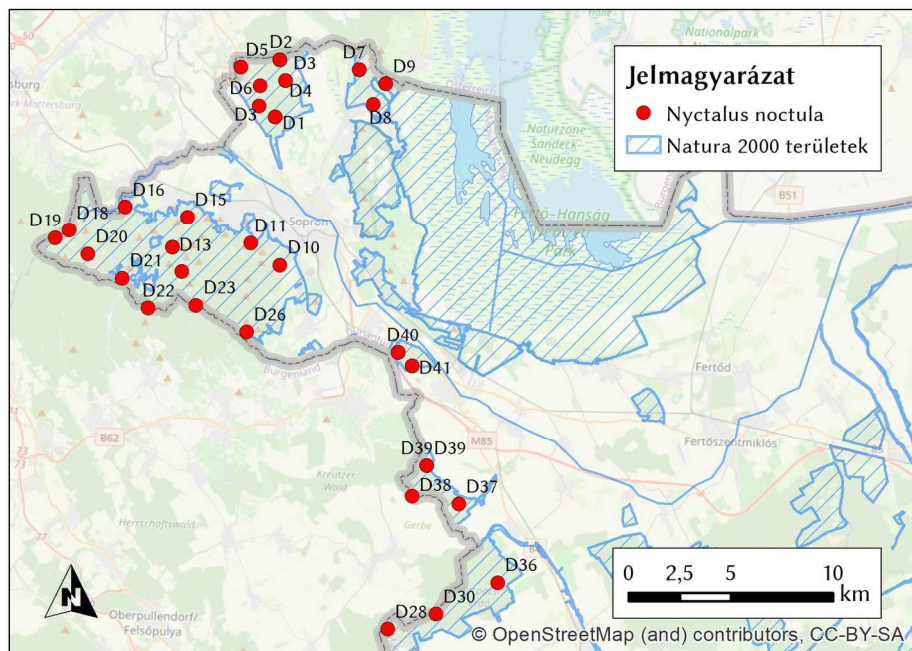
16. ábra: Az *Eptesicus*–*Nyctalus*–*Vespertilio* akusztikai csoport előfordulásai
Fig. 16: Occurrence sites of the acoustic group *Eptesicus*–*Nyctalus*–*Vespertilio*

Rőt koraidenevér (*Nyctalus noctula*)

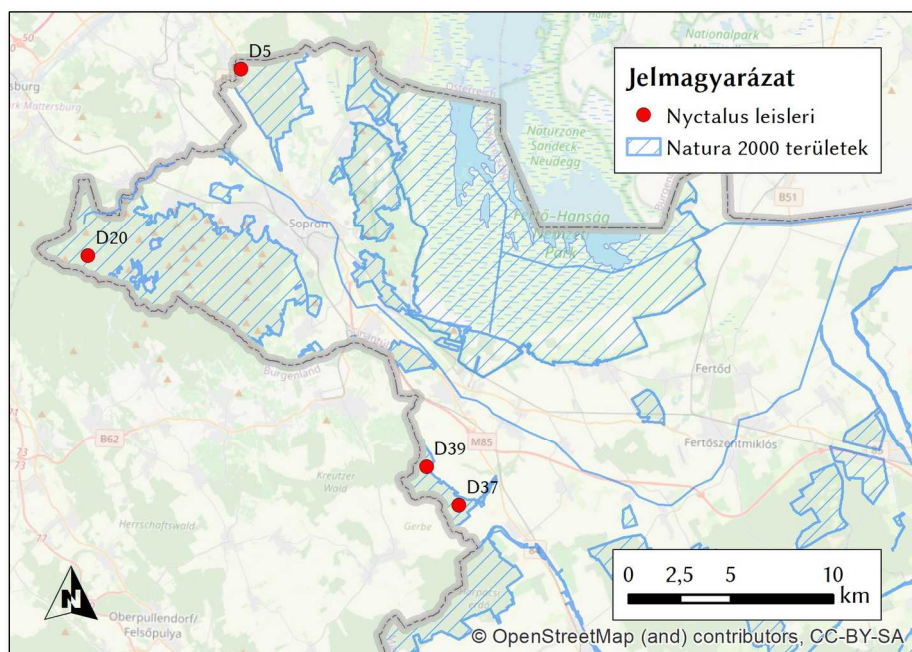
Igen gyakori denevérfajunk, az ország minden területéről vannak adatai. Igazi erdőlakó faj, bár az utóbbi évtizedekben előszeretettel telepedett meg nagy számban panelépületek réseiben is, ahol az épületek természetvédelmi szempontból nem megfelelően elvégzett hőszigetelése veszélyeztetheti. Leggyakrabban faodvakban telel át, így az erdőgazdálkodási tevékenységek telelőállományokat is veszélyeztethetnek. Igen jelentős távolságokra vonul. A terület gyakori denevérfaja, minden vizsgált területrészről előkerült (**17. ábra**). Előfordulásai:

Akusztikai mintavétel – mintahely: rögzítés dátuma, hangfájlok száma

D01: 2017.05.23. 7; 2019.07.23. 2; **D02:** 2017.05.24. 15; 2019.07.23. 9; **D03:** 2017.05.23. 17; 2019.07.23. 11; **D04:** 2017.05.23. 9; **D05:** 2017.05.23. 59; **D06:** 2017.05.23. 1; **D07:** 2017.05.24. 7; 2019.06.11. 4; **D08:** 2019.06.11. 5; **D09:** 2017.05.24. 1; 2019.06.11. 8; **D10:** 2019.08.29. 19; **D11:** 2017.05.29. 1; **D12:** 2019.08.30. 5; **D13:** 2017.05. 29. 5; 2019.08.30. 22; **D15:** 2019.08.30. 36; **D16:** 2019.08.31. 1, **D18:** 2019.08.31. 1; **D19:** 2017.05.30. 1; **D20:** 2017.05.31. 1; **D21:** 2017.05.31. 1; **D22:** 2019.08.30. 1; **D23:** 2019.08.29. 3, **D26:** 2019.08.29. 3; **D28:** 2019.07.17. 1; **D30:** 2018.08.08. 2; **D36:** 2018.08.09. 2; **D37:** 2019.07.21. 2; **D38:** 2018.08.11. 1; **D39:** 2018.08.11. 1; 2019.07.21. 24; **D40:** 2018.08.10. 1; 2018.08.11. 1; 2019.06.10. 4; **D41:** 2018.08.10. 2; 2019.06.09. 17.



17. ábra: A rőt koraidenevér (*Nyctalus noctula*) előfordulásai
 Fig. 17: Occurrence sites of the common noctule (*Nyctalus noctula*)



18. ábra: A szőröskarú koraidenevér (*Nyctalus leisleri*) előfordulásai
 Fig. 18: Occurrence sites of the lesser noctule (*Nyctalus leisleri*)

Szöröskarú koraidenevér (*Nyctalus leisleri*)

Odúlakó denevérfaj, egész évben faodvakban keres búvóhelyeket. A legnagyobb távolságokra vonuló fajok egyike. Legjelentősebb állományai középhegységi területeken élnek. A területen a ritkább fajok közé tartozik, akusztikai módszerekkel sikerült kimutatni a terület négy pontján (**18. ábra**). Előfordulásai:

Akusztikai mintavétel – mintahely: rögzítés dátuma, hangfájlok száma

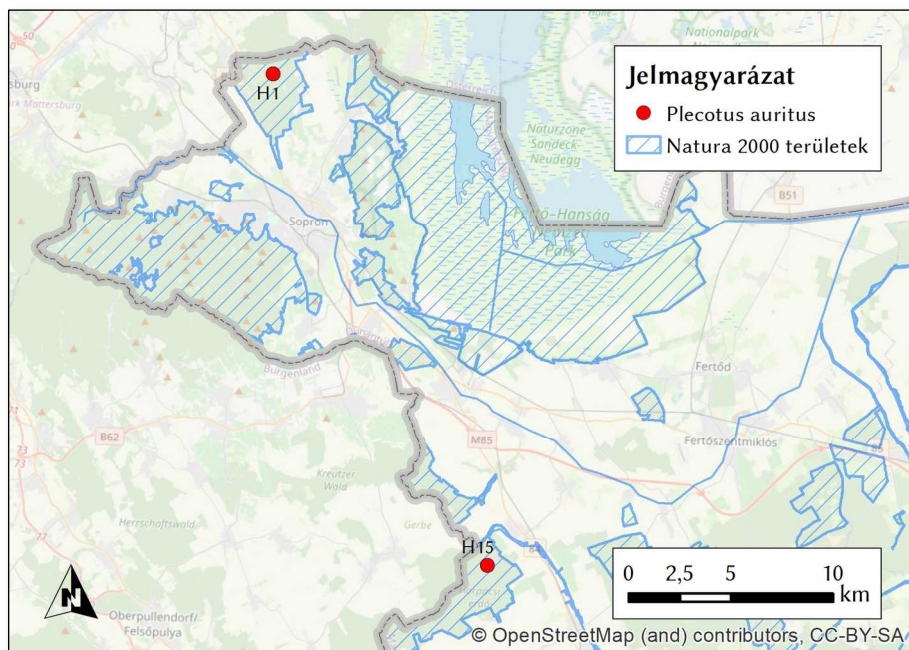
D05: 2017.05.23. 1; **D20:** 2019.08.31. 2; **D37:** 2018.08.10. 1; **D39:** 2019.07.21. 23.

Barna hosszúfülű-denevér (*Plecotus auritus*)

A terület két pontján sikerült kimutatni (**19. ábra**). A befogások során a Dudlesz-erdőben laktáló példányai is megkerültek, így bizonyított, hogy ott szaporodókolóniákkal is jelen van a faj. Akusztikai anyagokban alulreprezentált lehet, mivel nagyon kis intenzitású hangjait csak igen közelről érzékelik a detektorok. Előfordulásai:

Hálózásos mintavétel – mintahely: fogás dátuma, egyedszám, ivar, reprodukciós állapot (lakt. = laktáló)

H01: 2017.07.09. 2♀ lakt.; 2017.07.10. 1♀ lakt., 1♀; **H15:** 2019.07.15. 2♀ lakt.



19. ábra: A barna hosszúfülű-denevér (*Plecotus auritus*) észlelési pontjai
Fig. 19: Perception spots of the brown long-eared bat (*Plecotus auritus*)

Szürke hosszúfülű-denevér (*Plecotus austriacus*)

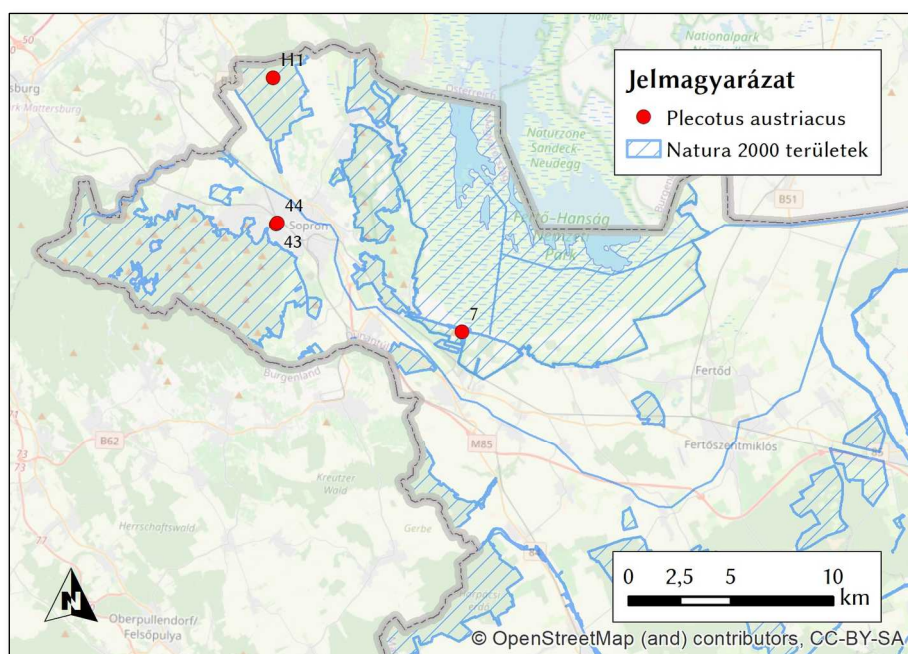
Épületlakó denevérfajunk, általában kisméretű kölykezőkolóniái szinte kizárólag épületek padlástereiben találhatóak meg. A területen nyolc épületből sikerült kimutatni, további egy előfordulása erdei hálózás eredménye (**20. ábra**). Előfordulásai:

Épületben – épület sorszáma, megfigyelés dátuma, becsült példányszám

5: 2019.06.19. 30; 7: 2019.08.07. 7; 15: 2019.07.31. 1; 27: 2019.06.20. 30; 37: 2019.06.18. 1; 39: 2019.06.17. 8; 43: 2019.07.18. 1; 44: 2019.07.18. 6; 51: 2019.06.21. 15.

Hálózásos mintavétel – mintahely: fogás dátuma, egyedszám, ivar

H01: 2017.07.10. 1♂.



20. ábra: A szürke hosszúfülű-denevér (*Plecotus austriacus*) előfordulásai
Fig. 20: Occurrence sites of the grey long-eared bat (*Plecotus austriacus*)

Szoprán törpedenevér (*Pipistrellus pygmaeus*)

Akusztikai módszerrel jól térképezhető, a régióban nincsen hasonló hangú faj. Minden vizsgált területen előfordult. A Dudlesz-erdőben és a Határ menti erdőkben egyértelműen jóval gyakoribb, mint a közönséges törpedenevér (**21. ábra**). Előfordulásai:

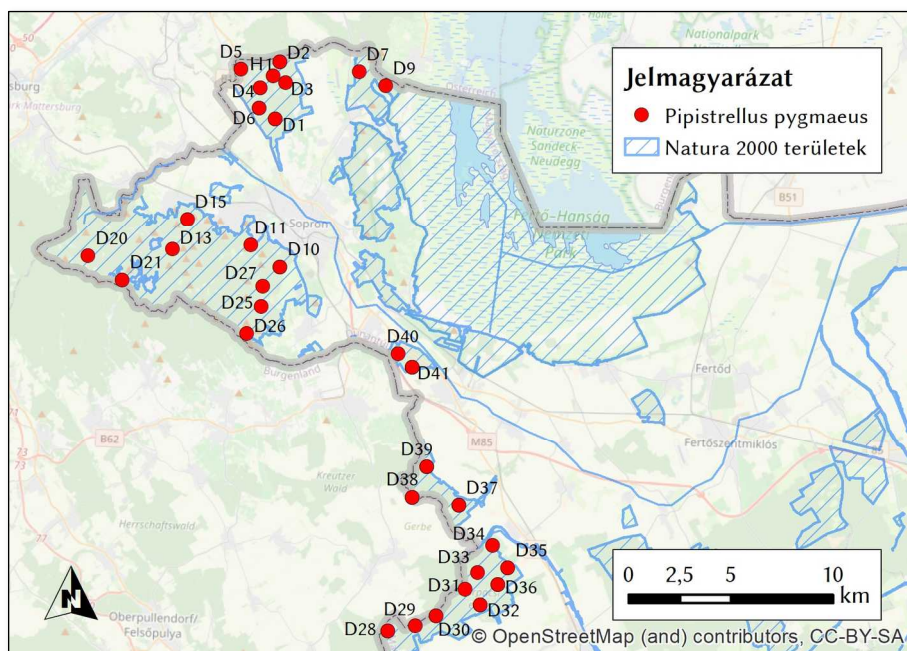
Akusztikai mintavétel – mintahely: rögzítés dátuma, hangfájlok száma

D01: 2017.05.23. 1; 2019.07.23. 1; **D02:** 2017.05.24. 5; 2019.07.23. 1; **D03:** 2017.05.23. 2; **D04:** 2017.05.23. 4; 2019.07.23. 5; **D05:** 2017.05.23. 9; **D06:** 2017.05.23. 41;

2019.07.23. 9; **D07**: 2017.05.24. 1; **D09**: 2017.05.24. 2; **D10**: 2017.05.29. 17; 2019.08.29. 56; **D11**: 2017.05.29. 20; **D13**: 2017.05.29. 1; **D15**: 2017.05.30. 26; **D20**: 2019.08.31. 2; **D21**: 2017.05.31. 1; **D25**: 2019.08.29. 1; **D26**: 2019.08.29. 2; **D27**: 2019.08.29. 2; **D28**: 2018.08.08. 3; 2019.07.17. 1; **D29**: 2018.08.08. 1; **D30**: 2018.08.08. 1; 2019.07.17. 3; **D31**: 2018.08.08. 3; **D32**: 2018.08.08. 3; 2019.07.16. 1; **D33**: 2018.08.09. 21; **D34**: 2018.08.09. 29; **D35**: 2018.08.09. 4; 2019.07.16. 2; **D36**: 2018.08.09. 8; 2019.07.16. 3; **D37**: 2018.08.10. 7; 2018.08.11. 2; 2019.07.21. 1; **D38**: 2018.08.10. 4; 2019.07.21. 1; 2018.08.11. 10; **D39**: 2018.08.10. 4; 2018.08.11. 15; 2019.07.21. 19; **D40**: 2019.06.10. 4; **D41**: 2018.08.10. 48; 2018.08.11. 8; 2019.06.09. 6.

Hálózatos mintavétel – mintahely: fogás dátuma, egyedszám, ivar

H01: 2017.07.09. 1♂.



21. ábra: A szoprán törpedenevér (*Pipistrellus pygmaeus*) előfordulásai
Fig. 21: Occurrence sites of the soprano pipistrelle (*Pipistrellus pygmaeus*)

Közönséges törpedenevér (*Pipistrellus pipistrellus*)

Mind a négy Natura 2000 területen előforduló faj (**22. ábra**). A vizsgált területek közül a Soproni-hegység területén gyakori, magasan dominál a szoprán törpedenevérről szemben. A másik három, alacsonyabb fekvésű Natura 2000 területen jóval ritkább. Előfordulásai:

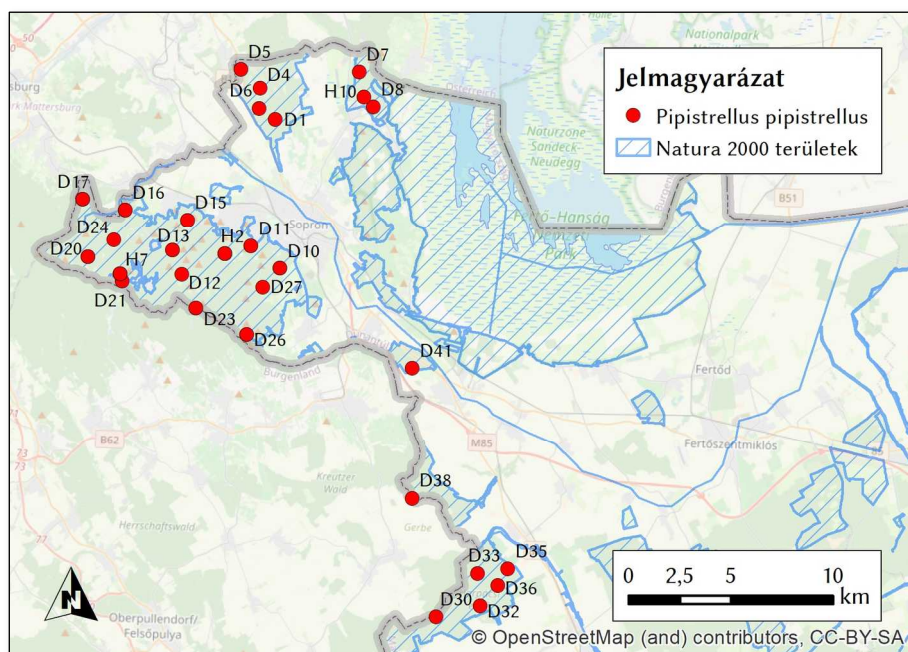
Akusztikai mintavétel – mintahely: rögzítés dátuma, hangfájlok száma

D01: 2017.05.23. 3; **D04**: 2017.05.23. 1; **D05**: 2017.05.23. 3; **D06**: 2017.05.23. 2; **D07**: 2017.05.24. 1, **D08**: 2017.05.24. 1; **D10**: 2017.05.29. 100; 2019.08.29. 81; **D11**: 2017.05.29. 4; 2019.08.29. 4; **D12**: 2019.08.30. 4; **D13**: 2017.05.29. 1; 2019.08.30. 2;

D15: 2017.05.30. 90; 2019.08.30. 4; **D16:** 2017.05.30. 2; 2019.08.31. 5; **D17:** 2017.05.30. 4, 2019.08.31. 1; **D20:** 2017.05.31. 15; 2019.08.31. 1; **D21:** 2017.05.31. 2; **D23:** 2017.05.31. 3, 2019.08.29. 12; **D24:** 2017.05.31. 3; **D26:** 2017.06.22. 3; 2019.08.29. 41; **D27:** 2019.08.29. 3; **D30:** 2018.08.08. 1; **D32:** 2019.07.16. 3; **D33:** 2019.07.16. 1; **D35:** 2019.07.16. 3; **D36:** 2019.07.16. 1, **D38:** 2019.07.21. 2; **D41:** 2019.06.09. 2.

Hálózatos mintavétel – mintahely: fogás dátuma, egyedszám, ivar, reprodukciós állapot (lakt. = laktáló), kor (subad. = subadult)

H02: 2018.07.11. 3♀, 1♀ subad., 1♂ subad.; **H07:** 2018.07.15. 1♀ lakt., 1♀, 1♀ subad., 1 n. a. subad.; 2018.07.18. 1♀ lakt., 1♀ subad., 1♂ subad.; **H10:** 2019.06.11. 1♀.



22. ábra: A közönséges törpedenevér (*Pipistrellus pipistrellus*) előfordulásai
Fig. 22: Occurrence sites of the common pipistrelle (*Pipistrellus pipistrellus*)

Durvavitorlájú törpedenevér (*Pipistrellus nathusii*)

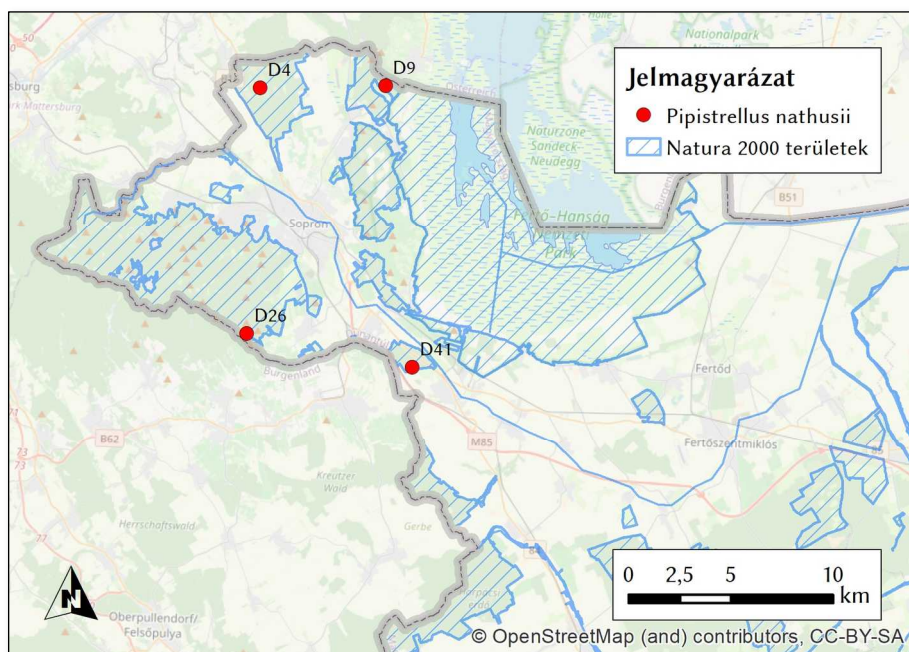
A fehérszélű törpedenevértől akusztikailag csak szociális hangjai alapján lehet megkülönböztetni, így az akusztikai monitorozás során a potenciálisan e fajhoz tartozó hangok a két fajt együttesen tartalmazó kategóriába kerültek (**23–24. ábra**). A területen gyakori, elsősorban az alacsonyabb térszíneken élnek jelentősebb állományai. Előfordulásai:

Akusztikai mintavétel – mintahely: rögzítés dátuma, hangfájlok száma
– szociális hang alapján egyértelműen azonosított előfordulások:

D04: 2019.07.23. 1; **D09:** 2017.05.24. 11; **D26:** 2017.06.22. 1; **D41:** 2019.06.09. 2.

– faji szinten nem azonosított, durvavitorlájú/fehérszélű törpedenevér kategóriába sorolt adatok:

D01: 2017.05.23. 34; 2019.07.23. 19; **D02:** 2019.07.23. 14; **D03:** 2017.05.23. 9; 2019.07.23. 22; **D04:** 2017.05.23. 3, 2019.07.23. 25; **D05:** 2017.05.23. 3; 2019.07.23. 1; **D06:** 2017.05.23. 18; 2019.07.23. 15; **D07:** 2019.06.11. 4; **D08:** 2019.06.11. 1; **D09:** 2017.05.24. 16; 2019.06.11. 7; **D10:** 2017.05.29. 59; 2019.08.29. 20; **D11:** 2017.05.29. 15; 2019.08.29. 30; **D12:** 2017.05.29. 1; **D13:** 2017.05.29. 10; 2019.08.30. 5; **D14:** 2017.05.29. 3; **D15:** 2017.05.30. 7; **D16:** 2017.05.30. 3; **D20:** 2019.08.31. 1; **D25:** 2017.06.22. 3; 2019.08.29. 1; **D26:** 2017.06.22. 9; **D29:** 2018.08.08. 3; **D30:** 2018.08.08. 8, **D31:** 2018.08.08. 8; **D32:** 2018.08.08. 26; **D33:** 2018.08.09. 1; **D34:** 2018.08.09. 5; **D35:** 2018.08.09. 6; 2019.07.16. 1; **D36:** 2018.08.09. 86; 2019.07.16. 1; **D37:** 2018.08.10. 1; **D39:** 2019.07.21. 12; **D40:** 2018.08.11. 3; **D41:** 2018.08.11. 23; 2019.06.09. 73.



23. ábra: A durvavitorlájú törpedenevér (*Pipistrellus nathusii*) előfordulásai

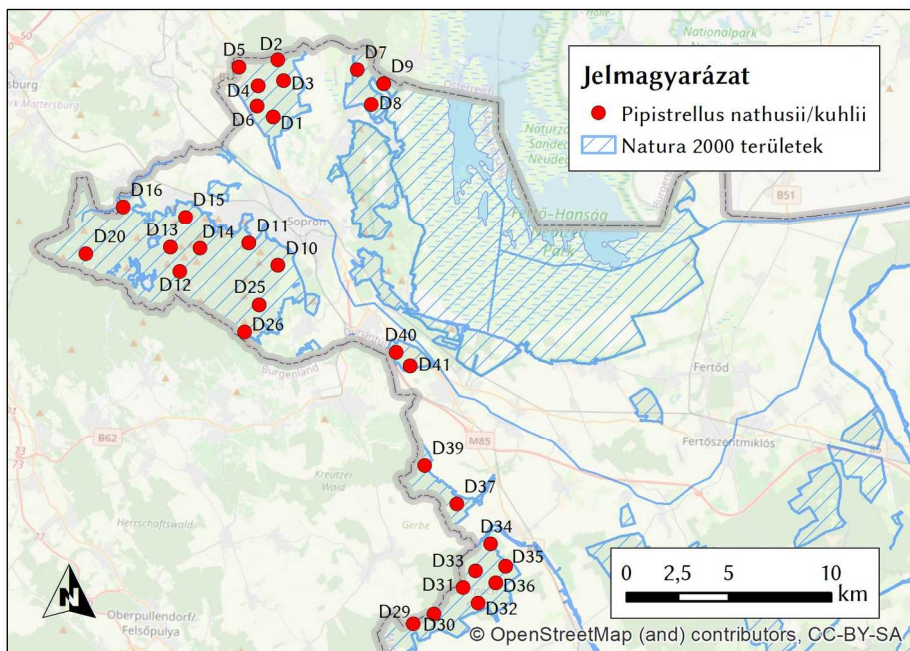
Fig. 23: Occurrence sites of Nathusius's pipistrelle (*Pipistrellus nathusii*)

Kis patkósdenevér (*Rhinolophus hipposideros*)

A kutatási területek közül a Soproni-hegység egy pontján került meg az akusztikai adatgyűjtések során (25. ábra). A területen igen ritka, lokális kipsztlása sajnos potenciális, tanyahelyeinek felderítése és védelme, táplálkozóhelyeinek megóvása kiemelten fontos lenne az itteni maradványállomány fenntartása érdekében. Előfordulásai:

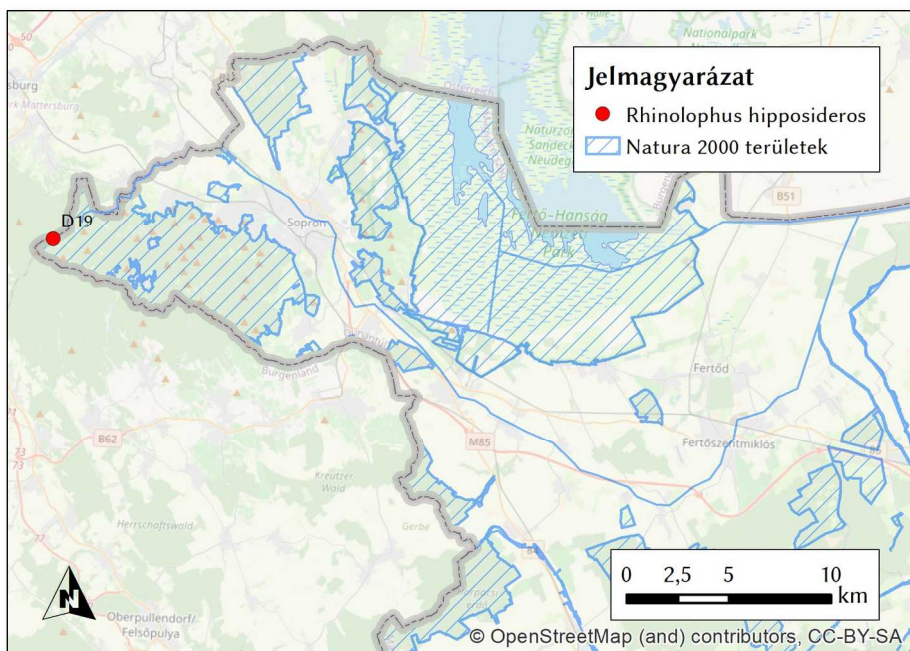
Akusztikai mintavétel – mintahely: rögzítés dátuma, hangfájlok száma

D19: 2019.08.31. 1.



24. ábra: A faji szinten nem azonosított, durvavitorlájú/fehérszélű törpedenevér kategóriába sorolt adatok

Fig. 24: Data not identified on species level but included in the category Nathusius's/Kuhl's bat



25. ábra: A kis patkósdenevér (*Rhinolophus hipposideros*) előfordulása

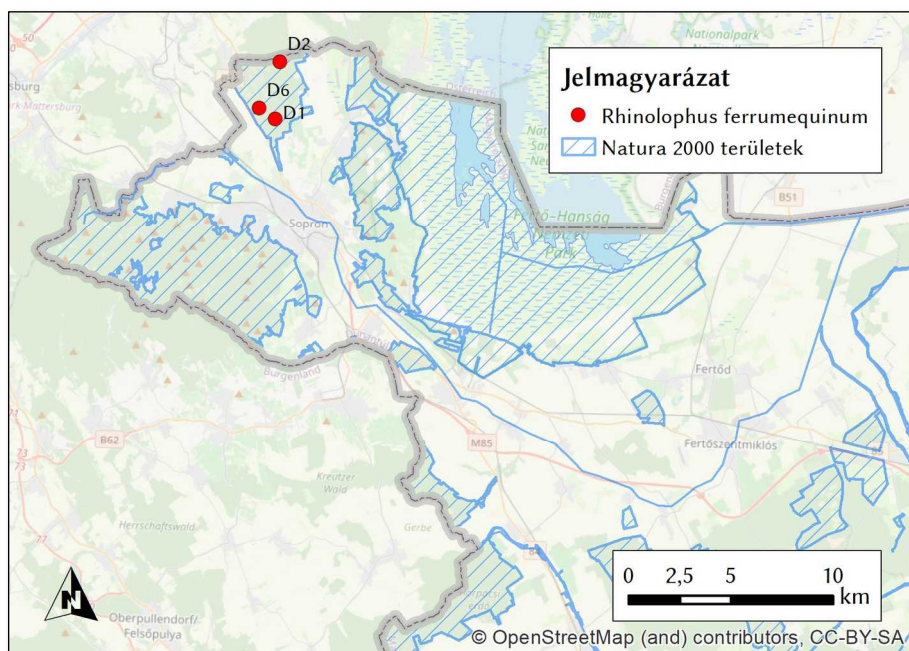
Fig. 25: Occurrence site of the lesser horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros*)

Nagy patkósdenevér (*Rhinolophus ferrumequinum*)

A Fertő–Hanság Nemzeti Park működési területéről korábban nem volt ismert a faj, e projekt során került elő első ízben. A Dudlesz-erdő akusztikai felmérése során észleltük három mintavételi helyen a fajt (**26. ábra**). Egy közeli kolónia megléte valószínűsíthető, annak táplálkozó példányait észlelhettük. A terület extrém ritka denevérfaja, valószínűleg egy rendkívül sérülékeny maradványállományról van szó, melynek fennmaradása kérdéses. Előfordulásai:

Akusztikai mintavétel – mintahely: rögzítés dátuma, hangfájlok száma

D01: 2019.07.23. 1; **D02:** 2019.07.23. 16; **D06:** 2019.07.23. 1.



26. ábra: A nagy patkósdenevér (*Rhinolophus ferrumequinum*) előfordulásai
Fig. 26: Occurrence sites of the greater horseshoe bat (*Rhinolophus ferrumequinum*)

Összefoglalás

Az ATHU 2 „Vogelwarte Madárvárta 2” projekt keretén belül 2017 és 2019 között négy határ menti Natura 2000 területen (Dudlesz-erdő, Fertőmelléki dombsor, Soproni-hegység, Határ menti erdők) folytattunk szisztematikus denevérkutatást. A kutatómunka fókuszában az erdei élőhelyek denevérállományai voltak, ezért a kutatómunka túlnyomórészt erdei élőhelyeken folytatott bioakusztikai és befogásos mintavételekből állt, illetve rádiós nyomkövetéses vizsgálatokat is végeztünk. A régió denevérfaunájának kutatása nem lett volna teljes, ha az épületlakó kolóniákat nem vizsgáljuk, hiszen az urbanizált területek épületeiben kolóniákat képző fajok sokszor erdősült

területeken táplálkoznak az éjszaka során, így nagy hangsúlyt fektettünk az alkalmas épületpadlások átvizsgálására is.

Az akusztikai mintavételek során 41 mintavételi helyen, összesen 87 detektoréjszaka történtek mintavételek. A rögzített hanganyagokban összesen 5739 denevérhang-szekvenciát azonosítottunk, ami jelentős mennyiségű biotikai adatot eredményezett. Kiemelhető eredmény az erdőlakó, fokozottan védett, Natura 2000 jelölő nyugati piszedenevér (*Barbastella barbastellus*) 33 mintavételi helyről való kimutatása. Az akusztikai kutatások fontos eredménye a nagy patkósdenevér (*Rhinolophus ferrumequinum*) megkerülése a Dudlesz-erdőből, ahol három mintavételi ponton sikerült azonosítani a faj hangjait. E fokozottan védett faj maradványállományának kimutatása új emlősfaj előfordulását jelenti a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság működési területéről. Legközelebbi hazai előfordulási helye a Bakonyban található, hozzávetőlegesen 100 km-es távolságban.

Befogásos mintavételeket összesen 23 alkalommal végeztünk 17 kijelölt mintavételi helyen. A hálózásos mintavételek során összesen 15 denevérfaj 99 egyedét fogtuk be. Fontos adatokat nyertünk a nyugati piszedenevér előfordulásáról, kilenc mintavételi helyen észleltük a fajt hálózással, több esetben kölyköt nevelő nőstényeket fogtunk, melyek egyértelműen bizonyították, hogy az adott területeken a faj szaporodókolóniákkal van jelen. Összesen 11 hálózásos mintavételi helyről 23 példányban került meg a fokozottan védett, erdőlakó nagyfülű denevér (*Myotis bechsteini*). Három mintavételi helyen kölyköt nevelő példányait is hálóztuk, amelyek egyértelműen jelezték a faj szaporodókolóniáit. Kiemelten fontos adatot sikerült produkálni 2018-ban a csonkafülű denevér (*Myotis emarginatus*) Soproni-hegységben való befogásával, mely a hegységre nézve a faj első adata volt. 2019-ben további két mintavételi helyen szintén sikerült észlelni a fajt a Soproni-hegységben, illetve a Határ menti erdők területén. Szintén fontos adat a közönséges denevér (*Myotis myotis*) öt befogásos mintavételi helyről való megkerülése, a Dudlesz-erdőben négy laktáló példányát is észleltük a fajnak, ami egyértelműen jelez egy valószínűleg jelentős egyedszámú kölykezőkolóniát a környéken.

A rádiós nyomkövetéses vizsgálatok során összesen négy faj – barna hosszúfülű-denevér (*Plecotus auritus*), nagyfülű denevér, horgasszörű denevér (*Myotis nattereri*), nyugati piszedenevér – 16 példányát jelöltük meg rádióadókkal. A követési időszakban összesen 25 szálláshelyet sikerült azonosítanunk. A jelölt denevérek sok esetben álló holtfák réseit, üregeit, illetve élő faegyedek elhalt oldalágain kialakuló réseket használtak szálláshelyként, ami hangsúlyozza a holt, illetve beteg fák jelentős szerepét az erdőlakó denevérfajok életében. Sok jelölt egyednél tapasztaltuk a gyakori búvóhelyváltást, az erdőlakó denevérfajokra általánosan jellemző dinamikus szálláshelyhasználatot, ami a fissziós-fúziós kolóniaszerkezettel van kapcsolatban. E sajátosságoknak fontos szerepe lehet a természetvédelmi kezelésben, hiszen az erdőlakó denevérfajoknak alkalmas búvóhelyek hálózatának kell rendelkezésre állni egy adott erdőrészben ahhoz, hogy ott állományuk tartósan fennmaradjon.

A Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság területén található épületlakó denevérkolóniákról számos korábbi adattal rendelkezünk, azonban a legtöbb potenciális szálláshelyen a korábbi felmérések óta átalakítást végeztek, ezért indokolt volt az ilyen épületek ismételt felkeresése, ami 2015-től kezdődött meg. 2018-tól megkezdődött a már ismert 20 példányszámúnál nagyobb kolóniák évenkénti vizsgálata. Jelen projekt keretein belül 2019-ben összesen 51 épület átvizsgálását végeztük el, melynek során öt denevérfaj jelenlétét sikerült kimutatni, továbbá két, eddig ismeretlen nagy példányszámú kolóniát találtunk.

A vizsgált területek denevérfaunája fokozottan védett, illetve Natura 2000 jelölőfajokat is magában foglal. A területek denevérfaunája értékes, az erdők – mint az itt élő denevérek számára legfontosabb élőhelykomponensek – kezelése során meg kell jelenniük a természetvédelmi szempontoknak. A folyamatos erdőborítást nem biztosító, kor- és fajfajhomogén, a természetes strukturális diverzitást meg sem közelítő erdőterületek kialakítása és fenntartása kerüendő. Az erdőlakó denevérfajok a faodvakat, a leváló fakéreg és a törzs közötti réseket használják szálláshelyként, gyakran naponta váltják búvóhelyeiket. Ennek megfelelően nagy kiterjedésű, idős és álló holtfákat nagy számban tartalmazó, őshonos fajfajokból álló erdőállományok szükségesek tartós fennmaradásukhoz. Az erdőlakó denevérállományok jövőbeni monitorozása a szerzett adatok tükrében indokolt, befogásos mintavételekkel kiegészített akusztikai módszerekkel javasolt. Az épületlakó kolóniák esetében az ember közelsége lényeges veszélyeztető tényező. Ebből adódóan a természetvédelem számára kiemelten fontos a szálláshelyek ismerete, rendszeres ellenőrzése, ezáltal a denevérkolóniák fennmaradásának biztosítása.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük Győrössy Dorottya, Sosovicska Bernadett és Szabadi Kriszta terepmunka során nyújtott segítségét.

Irodalom

- DANKOVICS R. & HALMAI Z. (2018): *Épületlakó denevérközösségek felmérése a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság területén*. Kutatási jelentés. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród.
- DANKOVICS R. & HALMAI Z. (2019): *Épületlakó denevérközösségek felmérése a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság területén*. Kutatási jelentés. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród.
- ESTÓK P. & KUGLER P. (2017): Erdei denevérközösségek kutatásának eredményei a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság területén. *Rence* 2: 19–75.
- KERTH G. & KÖNIG B. (1999): Fission, fusion and nonrandom associations in female Bechstein's Bats (*Myotis bechsteinii*). *Behaviour* 136(9): 1187–1202.
- KUGLER P., HALMAI Z. & ESTÓK P. (2017): Új adatok Győr-Moson-Sopron megye épületlakó-denevér-faunájához. *Rence* 2: 9–17.

- KUNZ T. H. & LUMSDEN L. F. (2003): Ecology of cavity and foliage roosting bats. In: KUNZ T. H. & FENTON M. B. (eds.): *Bat ecology*. The University of Chicago Press, Chicago – London: 3–89.
- LEWIS S. E. (1995): Roost fidelity in bats: a review. *Journal of Mammalogy* 76(2): 481–496.
- PÁLMAI A. (2006): *Denevérmonitoring*. Kutatási jelentés. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród.
- PÁLMAI A. (2007): *Denevérmonitoring*. Kutatási jelentés. Fertő–Hanság és Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród.
- PAPP K. (1996): Adatok Győr-Moson-Sopron megye épületlakó denevérfaunájához. *Denevérkutatás* 2: 22–27.
- PAPP K. (1997): Újabb adatok Győr-Moson-Sopron megye épületlakó denevérfaunájához. In: MOLNÁR V., MOLNÁR Z. & DOBROSI D. (szerk.): *Az I. Magyar Denevérvédelmi Konferencia (Sarród, 1997. november 29.) kiadványa*. Magyar Denevérkutatók Baráti Köre, Budapest: 21–25.
- PAPP K. (2002): Bats of the Fertő–Hanság National Park. In: MAHUNKA S. (ed.): *The fauna of the Fertő–Hanság National Park*. Volume 2. Hungarian Natural History Museum, Budapest: 815–818.
- PROGRAMGYÁR KFT. (2008): *Denevérmonitoring*. Kutatási jelentés. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród.
- RECKARDT K. & KERTH G. (2006): The reproductive success of the parasitic bat fly *Basilina nana* (Diptera: Nycteribiidae) is affected by the low roost fidelity of its host, the Bechstein's Bat (*Myotis bechsteini*). *Parasitology Research* 98(3): 237–243.
- RECKARDT K. & KERTH G. (2007): Roost selection and roost switching of female Bechstein's Bats (*Myotis bechsteini*) as a strategy of parasite avoidance. *Oecologia* 154(3): 581–588.
- SZATYOR M. (1997): Denevérfaunisztikai kutatások a Fertő–Hanság Nemzeti Parkban, különös tekintettel a Soproni-hegység és a Hanság területeire. In: MOLNÁR V., MOLNÁR Z. & DOBROSI D. (szerk.): *Az I. Magyar Denevérvédelmi Konferencia (Sarród, 1997. november 29.) kiadványa*. Magyar Denevérkutatók Baráti Köre, Budapest: 49–51.
- WILLIS C. K. R. & BRIGHAM R. M. (2004): Roost switching, roost sharing and social cohesion: forest-dwelling big brown bats, *Eptesicus fuscus*, conform to the fission-fusion model. *Animal Behaviour* 68(3): 495–505.

Bütykös hattyúk (*Cygnus olor*) telelése mezőgazdasági területeken a Fertőnél 2017/2018 és 2019/2020 között

Wintering of mute swans (*Cygnus olor*) on agricultural areas at Lake Fertő between 2017/2018 and 2019/2020

Überwinterung von Höckerschwänen (*Cygnus olor*) auf landwirtschaftlichen Flächen am Neusiedler See zwischen 2017/2018 und 2019/2020

PELLINGER ATTILA¹ & HADARICS TIBOR²

Abstract

Feeding mute swans have appeared on agricultural fields over the last ten years. Due to their increasing breeding population and the mild winter weather they can persist on parcels near to their chosen roosting sites from autumn to spring. We investigated the change in the number of individuals and feeding habits of mute swans near Tőzeggyármajor over three succeeding winters. The swans fed in this period mainly on rape, their biggest number in a wintering period varied between 135 and 220. Based on observation of marked individuals it turned out that there are individuals in the groups returning from year to year. Furthermore, it is typical for individuals showing up already in the beginning of the wintering period to stay long and for roaming individuals to join the group temporarily in the last weeks of wintering.

Bevezetés

A bütykös hattyú (*Cygnus olor*) már az 1980-as évek elején, ugyan csak kis számban, de rendszeresen költött a Fertőn, amely magyarországi szétterjedésének kiindulópontjává vált (HORVÁTH & KÁRPÁTI 1985). Napjainkra a Dunántúlon gyakorlatilag minden olyan vizes élőhelyen jelen van, ahol fészket tud építeni és elérhető táplálkozóhelyek állnak rendelkezésére. Zavart helyeken is képes megtelepedni, Győrben és a környező településeken is számos alkalommal találtunk a lakott területen belül fiókákat nevelő párokat (PELLINGER *et al.* 2017). Tavainkon és kisebb-nagyobb, lassúbb vízsebességű folyóvizeinken a vízínövényeket legeli, megfigyeléseink szerint nyáron szívesen fogyasztja a nagy tömegben elszaporodó fonalas moszatokat (*Cladophora*) is.

Mezőgazdasági területen történő téli táplálkozására első ízben 2009-ben, KOSZTRA ANDRÁS agrármérnök hívta fel a figyelmünket, ami éppen a jelenlegi

¹ Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, 9435 Sarród, Rév, Kócsagvár, E-mail: pellingier.attila@fhnp.hu

² Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Soproni Helyi Csoport

vizsgálati területet érintette. Az eltelt évek során egyre több helyen kerültek szem elé ilyen hattyúcsapatok, megítélésünk szerint ez mára általánossá vált, legalábbis a Dunántúlon, de határainkon túl (Szlovákia, Szlovénia) is ismertek ilyen téli gyülekezések. Az említett 2009-es tőzeggyári megfigyelést megelőzően – ellentétben a közeli rokon énekes hattyúval (*Cygnus cygnus*) – e fajnál ismeretlen volt a mezőgazdasági haszonnövények fogyasztása, és ezt a fajjal foglalkozó minden hazai ornitológus is megerősítette.

A többszázas hattyúcsapatok tartós jelenléte felkeltette a gazdálkodók figyelmét is, több esetben volt precedens riasztási és gyérítési engedélyek iránti kérelmek benyújtására. Vizsgálataink célja annak megállapítása volt, hogyan alakulnak ki a mezőgazdasági területeket táplálkozási céllal felkereső bütykös hattyú-csapatok, illetve hogyan alakul ezek állománydinamikája, bekövetkezhet-e számottevő kártétel, amely esetleg beavatkozást indokolhat egy ilyen erőteljesen gyarapodó állományú faj esetében?

A vizes élőhelyeken hínárfélékkel és más vízinövényekkel táplálkozó bütykös hattyúk gyülekezése mezőgazdasági területeken általában december elején kezdődik. Ma még kevés adattal rendelkezünk arról, hogy milyen környezeti tényező váltja ki ezt a viselkedést, de a jelentősebb tél eleji lehűlések bekövetkeztével várható az első madarak megjelenése a szántóföldeken, ezt követően a csapatok létszáma egy ideig folyamatosan gyarapodik, később ingadozhat.

Anyag és módszer

Vizsgálataink helyszíne a Hansági-főcsatorna mellett, Tőzeggyármajor település határában volt. A telelőhelyet jellemzően két-három naponta kerestük fel a bütykös hattyúk által legelt földrészlet beazonosítása, a madarak számlálása és a jelölt egyedek beazonosítása céljából. Tapasztalataink szerint a telelő csapatok kialakulása olyan biztonságos éjszakázóhelyekhez kötődik, amelyeket az idősebb, korábban ott telelő madarak ismernek, azokat ismételten felkeresik, és hozzájuk más egyedek is csatlakoznak. A korábbi években már meggyőződünk róla, hogy a tőzeggyármajori hattyúk a Hansági-főcsatornán, annak az Ikva-torok és a pomogyi határátkelőhely közötti szakaszán éjszakáznak, így már novemberben figyeltük a szóba jöhető táplálkozóhelyeket. A vetésforgó miatt ezek minden évben máshová esnek, így csak a telelés megkezdésekor tudtuk megállapítani, hová járnak ki a madarak.

A számlálást minden esetben elvégeztük, a növényzet magassága csak elhúzódó telelés esetén okozott némi nehézséget, viszont a gyűrűs madarak azonosításának esélyét erősen befolyásolta. A telelő csapatokban rendszerint több egyedileg megjelölt madár is beazonosítható volt. Annak érdekében, hogy növeljük ezek arányát, évek óta intenzíven jelöltük a Kisalföldön fészkelő párokat és fiókáikat, illetve lehetőség szerint a telelőhelyeken gyülekező madaraktól is megpróbáltunk néhányat megfogni és megjelölni. A bütykös hattyúk gyűrűzése a Fertőn már az 1980-as években megkezdődött, az ezredfordulóig kizárólag alumínium lábgyűrűvel (a gyors kopás és a gyűrűvesztések miatt ezek helyett később füles acélgyűrűket használtunk), ezek számos megkerüléséből több

telelőhely ismert. MOLNÁR (1997) összefoglalása szerint 500-nál több fertői gyűrűzésből 240 megkerülési adat gyűlt össze, 45 különböző élőhelyről. A fém lábgyűrű leolvasási esélyei meglehetősen rosszak, ezért a megkerülések főként a közeli téli gyülekezőhelyekről – bécsi Duna-szakasz (A), Pöstyén (SK) – származnak. Ekkor is feltűnő volt a balatoni, a velencei-tavi és a dunakanyari, azaz az ebben az időszakban legjelentősebb gyülekezőhelyekről származó visszajelentési adatok hiánya. Ez később sem változott, bár a gyűrűzési aktivitás az ezredforduló után visszaesett a Kisalföldön. Ez összefügg azzal is, hogy a fertőrákosi gyülekezőhely fokozatosan megszűnt, ennek oka nem ismert, bár összefügghet akár a növényevő amur (*Ctenopharyngodon idella*) eltűnésével is, amely a hínárállomány újbóli elszaporodásával járt együtt. A korábban a fertőrákosi üdülőtelepen gyülekező bütykös hattyúk ma már eloszlanak a tó öblözeteiben és nádas állományának belső tavaiban, megszűnt az emberek általi etetés jelentősége. ALBERT & SZINAI (2009), illetve KOVÁCS et al. (2018) hazai állományra vonatkozó, és már a (főként a Balatonnál történő) színes gyűrűzések első eredményeit is tartalmazó elemzése szerint a fertői madarak főként a Kárpát-medencében telelnek, egészen a Dráva felső szakaszán található víztározókig. Az idézett publikációkban feldolgozott adatokhoz képest jelen kutatásban a lényegesen produktívabb színes jelöléseket alkalmaztuk, a lehetőségekhez mérten preferálva az igen sok visszajelentést biztosító nyakgyűrűzést és a GPS/GSM jeladók alkalmazását.

A színes lábgyűrű leolvasásának esélye sokszorosa a hagyományos fém gyűrűhöz képest, mivel a felirat távolabbról, sőt gyakran vízben úszó madárról is leolvasható. A szintén színes nyakgyűrű felirata kedvező látási viszonyok mellett akár 500 m-es távolságból is jól látható, úszó, sőt akár repülő madár is azonosítható vele. A GPS/GSM jeladók alkalmazása ezekhez képest forradalmi változást hozott, mivel ezek az eszközök már nem igényelnek terepi megfigyelőt a pozíciók meghatározásához.

Figyelembe véve a bütykös hattyúk potenciálisan hosszú életét (amely akár két évtizednél is több lehet), az elkövetkező években a jelölt madarak leolvasásai további feldolgozható adattömeget szolgáltatnak majd.

Eredmények

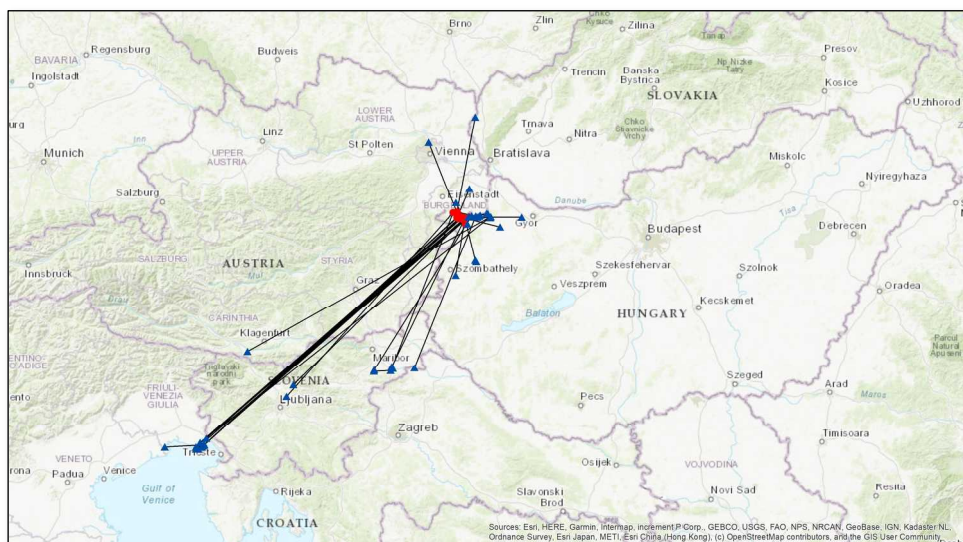
A vizsgálati területen telelő bütykös hattyúk egy része a helyi fészkelő populációi egyedei közül származik, azonban a gyűrűzésekből származó adatok szerint ezekhez távolabbi költőhelyekről is érkeznek madarak. Bár jelen kutatásunk fő célkitűzése a mezőgazdasági területhasználat vizsgálata egy konkrét területen, mégis érdemes először a jelölésekből képződő vonulási és telelési mozgalmakat áttekinteni.

A bütykös hattyú vonulásának és telelésének fertői vonatkozásai

Az eddig összegyűjtött leolvasási adatok alapján e téren több megállapítás tehető. Megerősítést nyert, hogy (hasonlóan a korábbi évtizedekhez) nincsen szoros kapcsolat a Fertő és a többi nagy hazai, elsősorban dunántúli költő- és

gyülekezőhely (Balaton, Velencei-tó, Dunakanyar stb.) között. A 2001-től megindult hansági élőhely-rekonstrukciók (PELLINGER & TAKÁCS 2012) elárasztásai (Nyirkai-Hany, Osli-Hany) és a Szigetköz vizes élőhelyei között ezzel szemben intenzív a kapcsolat, előbbieket esetében a fertői fészkelőállomány a legfontosabb forráspopuláció. Ezeknek a nagy kiterjedésű vizes élőhelyeknek a környezetében számos kisebb-nagyobb álló- és folyóvíz található, ahol egy-egy pár elszórtan sokfelé fészkel (Hansági-főcsatorna, Győr város tavai, Rábatatyai-kavicsbányató stb.), és amelyek a költési időszakot követően ott gyűlnek össze, a tél beálltával pedig ezek egy része a környező mezőgazdasági területeken táplálkozik.

A színes gyűrűk, főként a nyakgyűrűk szaporodó leolvasási, visszajelentési adatai azonban számos távolsági megkerülést is szolgáltatottak már, amelynek alapján az észak-adriai térség, különös tekintettel az Isonzo folyó torkolatának vidékére (350 km), fontos telelőhelye a fertői és egyben a kisalföldi fészkelőállománynak (1. ábra).



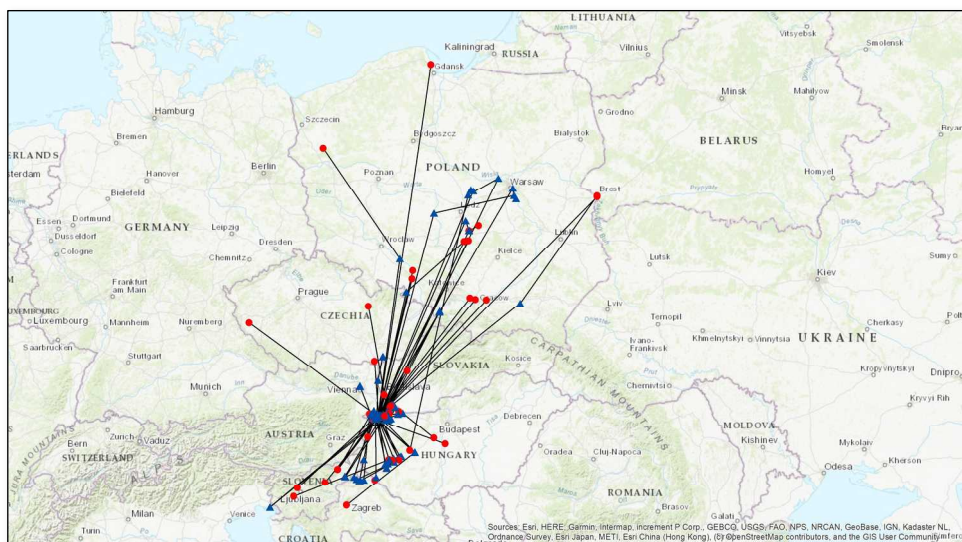
1. ábra: A Vogelwarte Madárvárta 2 projekt során a Fertőnél jelölt bütykös hattyúk (*Cygnus olor*) megkerülési helyeinek térképi ábrázolása (a gyűrűzési helyet piros pont, a megkerülési helyeket kék háromszögek jelzik)

Fig. 1: Representation of recovery locations of mute swans (*Cygnus olor*) marked at Lake Fertő during the project Vogelwarte Madárvárta 2 on the map (location of ring-marking marked with red dots, locations of recovery marked with blue triangles)

Nem egyértelmű, hogy a korábbi adatoknak részben ellentmondani látszó megkerülések (1. ábra) a sokkal hatékonyabb jelölésnek, a telelőhelyen megváltozott ornitológiai módszereknek és eszközöknek (pl. nagy teljesítményű állványos távcsövek elterjedt használata), esetleg a klímaváltozás (vagy egyéb okok) következtében eltolódó vonulási útvonalaknak köszönhető-e. Jelenleg hangsúlyosan a fészkelőállomány egyedeit és annak szaporulatát próbáljuk minél nagyobb arányban befogni, és ezzel együtt jelentős erőfeszítések történtek és a

jövőben is prioritást jelent a minél több költési időszakban végzett leolvasás, különösen a bizonyítottan fészkelő, fiókákat vezető párok esetében. Ez a két dolog összefügg, mivel a már jelentős arányban jelölt egyedek nagy eséllyel azonosíthatók a jól látható színes jelöléseknek köszönhetően.

A vizsgálati területen leolvasott, idegen jelölésű példányok egy része is minden bizonnyal a saját fészkelőpopulációhoz tartozik, mivel a gyűrűzések túlnyomó része ma is telelőhelyeken történik, jellemzően ott, ahol a madarakat etetik, ami miatt sokkal bizalmasabbak, a felkínált táplálékot akár kézből is elveszik. Érdekes, hogy ugyanezek a madarak a fészkelőhelyük környékén és más gyülekezőhelyeken teljesen vad madarakként viselkednek, az ember közelségét kerülik. A telelő csapatok feloszlása után sok bütykös hattyú kisebb kiterjedésű, akár eldugott vagy nehezen megközelíthető helyen fészkel, ezért jellemző, hogy bár több éven át azonosítható az ismert gyülekezőhelyeken télen, a közbeeső időszakokból semmilyen információ nincsen a tartózkodási helyéről, költéséről, költési sikeréről (2. ábra). A Fertőnél leolvasott gyűrűs bütykös hattyúkat lengyel, szlovák, cseh, szlovén, belorusz és horvát gyülekező helyeken jelölték.



2. ábra: A Vogelwarte Madárvárta 2 projekt során a Fertőnél megkerült bütykös hattyúk (*Cygnus olor*) gyűrűzési és megkerülési helyeinek térképi ábrázolása (a gyűrűzési helyeket piros pontok, a megkerülési helyeket kék háromszögek jelzik)

Fig. 2: Representation of ring-marking and recovery locations of mute swans (*Cygnus olor*) recovered at Lake Fertő during the project Vogelwarte Madárvárta 2 on the map (locations of ring-marking marked with red dots, locations of recovery marked with blue triangles)

Mezőgazdasági területhasználat

A tavasztól késő őszig terjedő időszakban a bütykös hattyúk vizes élőhelyeken tartózkodnak és táplálkoznak, ezidáig egyetlen esetben sem talákoztunk velük a nyári félévben mezőgazdasági környezetben. Ezzel szemben ez a viselkedés a telelési időszakban elterjedőben van. ALBERT & SZINAI (2009) bő tíz évvel ezelőtt

a faj teljes hazai telelőállományát 1000–1200 példány közöttire becsülte az ismert helyeken végzett számlálások alapján. A 2016/2017-es hideg télen a Kisalföldön megmaradó nyílt vizek közelében koncentráló csapatok számlálása alapján 1540 egyedet találtunk, melyek 81,2%-a napközben mezőgazdasági területekre húzott ki (PELLINGER et al. 2017). A két adat közötti különbség azt jelzi, hogy a faj telelő- (és fészkelő-) állománya továbbra is növekszik, illetve valószínűleg a korábbi becslés alulmérté a telet hazai vizeken töltő hattyúk számát. Saját vizsgálataink arra utalnak, hogy bányatavakon, csatornákon (ahol jellemzően nincsenek állományfelmérések) is jelentős mennyiségben jelennek meg bütykös hattyúk. Elsősorban ezek járnak mezőgazdasági területekre táplálkozni.

Az eddigi tapasztalataink alapján kijelenthetjük, hogy a hattyúk döntően a repcevetéseket preferálják, mindenkor ezek eloszlása alapján választják ki az aktuális, rendszerint tartósan használt éjszakázóhelyek közelében fekvő táplálkozóterületet. A három vizsgált telelési időszak paramétereit az **1. táblázatban** foglaltuk össze.

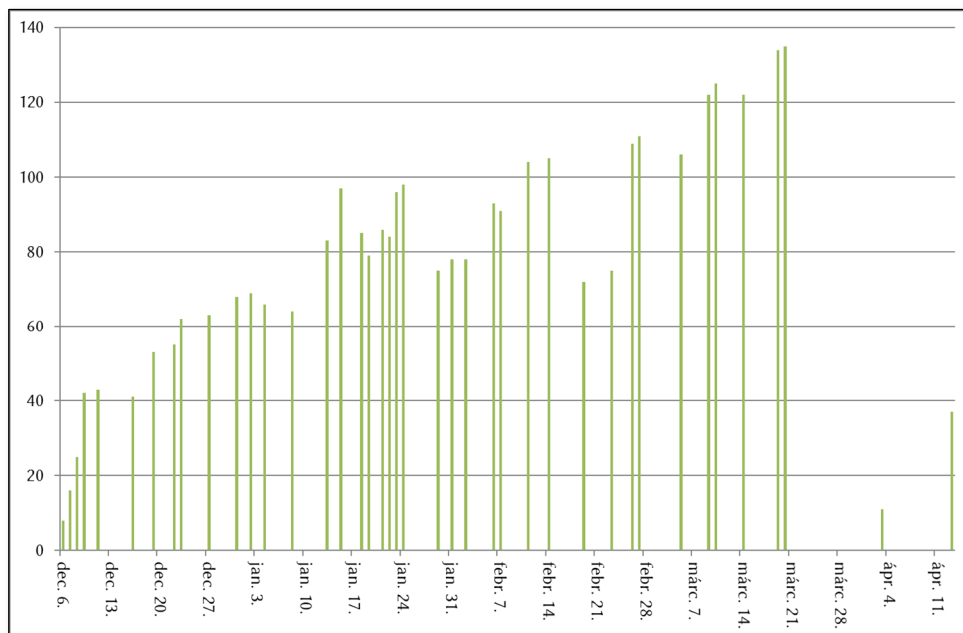
1. táblázat: A telelések jellemzői Tőzeggyármajorban

Table 1: Characteristics of winterings at Tőzeggyármajor

	2017/18	2018/19	2019/20
első nap	december 8.	december 28.	november 20.
utolsó nap	április 13.	február 20.	április 24.
legnagyobb egyedszám	135	220	161
érintett földrészletek száma	5	2	4
repce (igen/nem)	igen	igen	igen
gabonavetés (igen/nem)	nem	nem	igen
éjszakázóhely átlagos távolsága	512 m	685 m	925 m

A 2018/19-es telet megelőzően is szinte kizárólag repcekeléseken figyeltünk meg hattyúkat, bár alkalmasszerűen vetéseken is előfordult már ilyen. A sík, mezőgazdaságilag művelt Kisalföldön sokfelé találnak szinte zavartalan éjszakázóhelyet, ahol a téli időszakban emberi zavarás ritkán fordul elő. Hazánk klímája és a gazdaságosan természetű növények választéka olyan vetésszerkezetet eredményez, amelyben akár véletlenszerűen kiválasztott éjszakázóhely (álló- vagy folyóvíz) környezetében megtalálható a repce, mint legkedveltebb táplálékuk. Ez azt jelenti, hogy többnyire 1 km-es körzeten belül maradhatnak.

A 2017/18-as (**3. és 4. ábra**) és a 2018/19-es telelési időszakban (**5. és 6. ábra**) a bütykös hattyúk mezőgazdasági területen kizárólag repcét fogyasztottak, ez egybevág a korábbi tapasztalatokkal is. Decemberben a növény tölevélrózsája már olyan dús, hogy napközben szinte nem is kell gyalogolniuk, egy helyben állva vagy ülve, hosszú nyakukkal annyi növényt elérnek, hogy hosszú percekig nem kell odébb lépniük. A folyamatos táplálkozást napi egy-két alkalommal ivással szakítják meg, ehhez egyesével vagy kisebb csapatokban repülnek a vízhez.



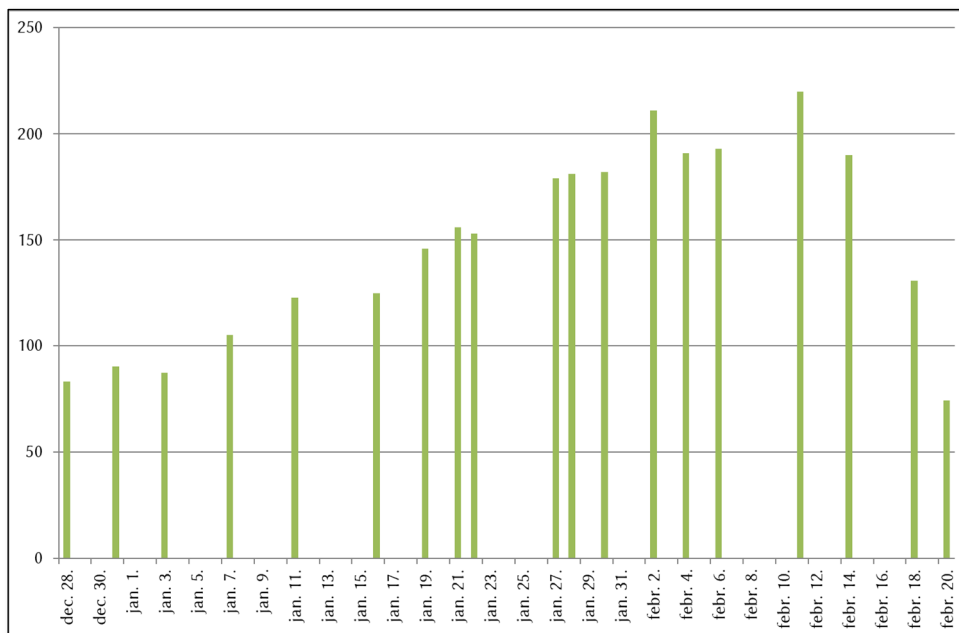
3. ábra: A tőzeggyármajori telelő bütykös hattyú-csapat egyedszámának változása 2017/2018 telén

Fig. 3: Changes in the number of individuals of the wintering mute swan group in winter 2017/2018



4. ábra: A tőzeggyármajori telelő bütykös hattyú-csapat táplálkozó- és éjszakázóhelyei 2017/2018 telén (sárga: repce)

Fig. 4: Feeding and roosting sites of the wintering mute swan group at Tőzeggyármajor in winter 2017/2018 (yellow: rape)



5. ábra: A tőzeggyármajori telelő bütykös hattyú-csapat egyedszámának változása 2018/2019 telén

Fig. 5: Changes in the number of individuals of the wintering mute swan group in winter 2018/2019



6. ábra: A tőzeggyármajori telelő bütykös hattyú-csapat táplálkozó- és éjszakázóhelyei 2018/2019 telén (sárga: repce)

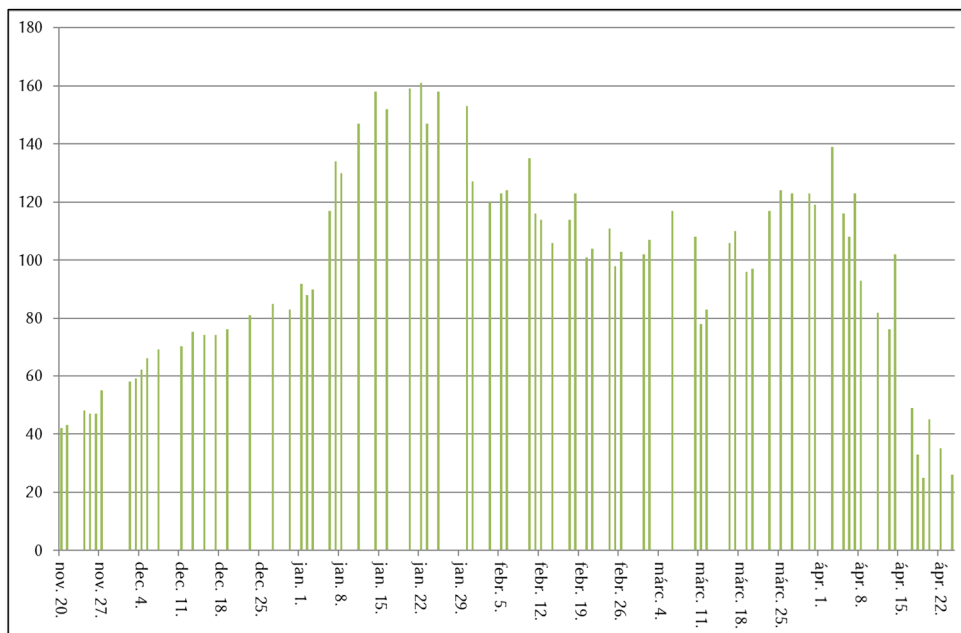
Fig. 6: Feeding and roosting sites of the wintering mute swan group at Tőzeggyármajor in winter 2018/2019 (yellow: rape)

A 2019/2000-as télen a repce mellett gabonavetésen (tritikálé) is megjelentek, esetenként váltogatták a két táplálékfeleséget (7. és 8. ábra). A korábbi évekhez képest igen hosszú, 156 napos telelési időszakban a csapat többször is éjszakázó- és táplálkozóhelyet váltott. Először a Hansági-főcsatornára, majd egy működő kavicsbányába, végül a mekszikópusztai Borsodi-dűlőbe húztak be esténként. A repceföldet csak virágzáskor hagyták el végleg, ekkor a növényzet magassága és sűrűsége már a mozgásukat is akadályozta.

A csapat nagysága a telelés során folyamatosan változott. A csapat elhagyását, újabb egyedek csatlakozását a korábbi évekhez hasonlóan a jelölt példányok ismételt megfigyelésével végeztük. Természetesen a telelő madarak túlnyomó többsége jelöletlen, azonban az utóbbi években intenzív gyűrűzőmunkát végeztünk: a Fertő és más jelentősebb fészkelőhelyek költőpárjait, ezek szaporulatát, télen pedig a vizeken összegyűlő hattyúkat fogtuk be és gyűrűztük meg. Arra törekedtünk, hogy a biztosan költő madarakat és az ivarérett telelő példányokat nyakgyűrűvel, a fiatal egyedeket színes lábgyűrűvel lássuk el. Az utolsó két évben emiatt látványosan megemelkedett az egyedileg azonosítható madarak száma és csapaton belüli aránya. A saját jelölésű madarakon kívül a másutt meggyűrűzött példányokat is azonosítottuk. A nyakgyűrűs madarak leolvasási aránya gyakorlatilag 100%, mivel akár több száz m-ről is biztosan leolvasható a feliratuk. A csupán hagyományos fém lábgyűrűnek nem csak a leolvasása nehéz, sokszor nem is látható a madarak gyűrűs lába az egyre magasabb repcében. A színes lábgyűrűk azonosításának eredményessége rosszabb a nyakgyűrűénél, de sokkal jobb a fém jelölőgyűrűénél. Mivel sok helyütt akár tömegesen fogják be a be nem fagyó vizeknél gyülekező hattyúkat, ezért sok köztük a téli gyűrűzés, ezekről általában nem állapítható meg a származási helyük, de ezeket is együtt szerepeltetjük a többi egyeddel az áttekintő **2. táblázatban**.

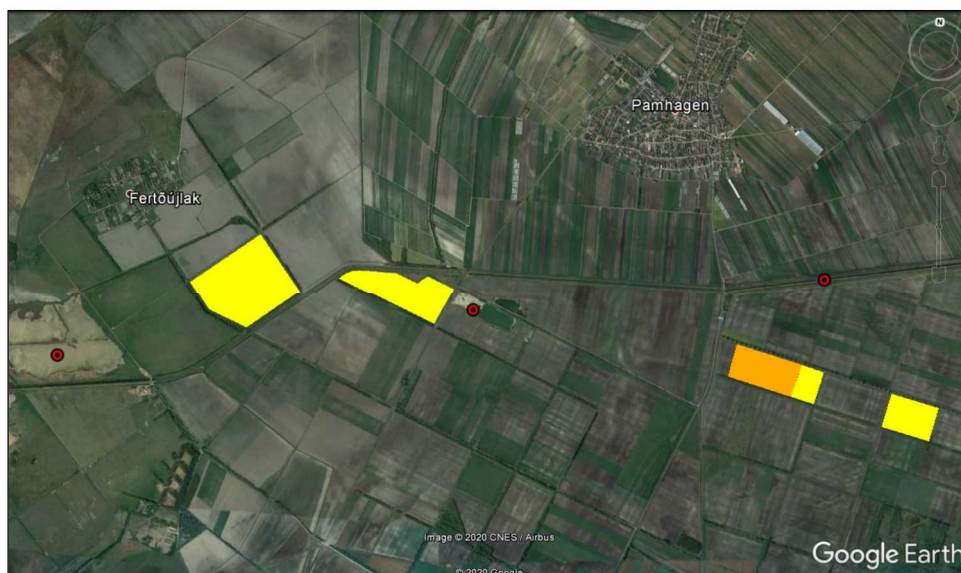
Az intenzív jelölés eredményeképpen már sokkal több egyed területhasználati viselkedését, helyi elmozdulásait és telelőhelyváltásait tudjuk nyomon követni, és az egyedileg jelölt madarak aránya a jövőben reményeink szerint tovább nő majd a folyamatosan zajló gyűrűzések következtében, amit intenzív visszakereséssel párosítunk, amint eddig is. A jelölések mellett más vizes élőhelyekre távozó madarokról is szolgáltatnak információkat.

Az elmúlt négy telelés során a csapatban összesen 49 jelölt egyedet azonosítottunk: 11 nyakgyűrűs példányt (22,4%), 21 színes lábgyűrűs egyedet (42,9%), 16 fém lábgyűrűst (32,7%) továbbá egy jeladós madarat (**2. táblázat**). Utóbbi mozgásairól sokkal pontosabb képet lehet kialakítani a GPS-jelek alapján. Összevetve a terepi megfigyelésekkel kiderült, hogy az első vizuális észlelés előtt három nappal már megjelent a csapatban, ám eleinte csak rövid időt töltött benne, így nem került szem elé a 30–60 perces napi megfigyelések alkalmával. Az ismételt és minden jelölt egyed azonosítására törekvő felmérések során is kiderült, hogy előfordulhat a színes gyűrű elvesztése, ami erősen csökkenti az újabb azonosításokat, mivel a fém gyűrű leolvasási esélyei rosszabbak.



7. ábra: A tőzeggyármajori telelő bütykös hattyú-csapat egyedszámának változása 2019/2020 telén

Fig. 7: Changes in the number of individuals of the wintering mute swan group in winter 2019/2020



8. ábra: A tőzeggyármajori telelő bütykös hattyú-csapat táplálkozó- és éjszakázóhelyei 2019/2020 telén (sárga: repce; narancs: gabonavetés)

Fig. 8: Feeding and roosting sites of the wintering mute swan group at Tőzeggyármajor in winter 2019/2020 (yellow: rape; orange: emerging grain)



9. ábra: Bütykös hattyú jelölése nyakgyűrűvel (5YK0)
Fig. 9: Marking of a mute swan with neckband (5YK0)

Fotó: Pellingér Attila



10. ábra: Repcét fogyasztó nyakgyűrűs bütykös hattyú (5MU1)
Fig. 10: Mute swan marked with neckband feeding on rape (5MU1)

Fotó: Pellingér Attila

2. táblázat: Jelölt bütykös hattyúk előfordulása a tőzeggyármajori telelőhelyen az elmúlt négy szezonban

Table 2: Occurrence of marked mute swans in the wintering site at Tőzeggyármajor over the last four seasons

Kód	Típus	2016/17	2017/18	2018/19	2019/20	Telelés
H10 / 1MT5	GPS/GSM nyomkövető				8	1
0JK8	nyakgyűrű (sárga)			2		1
0YK1	nyakgyűrű (sárga)				11	1
1JK4	nyakgyűrű (sárga)	22	31		64	3
1MU5	nyakgyűrű (sárga)			3		1
1MU9	nyakgyűrű (sárga)			10	14	2
2JK4	nyakgyűrű (sárga)	1				1
5MU1	nyakgyűrű (sárga)			4	50	2
5YK1	nyakgyűrű (sárga)				37	1
5YK4	nyakgyűrű (sárga)				2	1
5YK8	nyakgyűrű (sárga)				40	1
9JK8	nyakgyűrű (sárga)			10		1
0MJ8	lábgyűrű (sárga)				5	1
1YE8	lábgyűrű (sárga)				1	1
2MP3	lábgyűrű (sárga)			13	17	2
2MT7	lábgyűrű (sárga)				5	1
3JT5	lábgyűrű (sárga)	7				1
4MT1	lábgyűrű (sárga)			11		1
5JM1	lábgyűrű (sárga)	9				1
5KH3	lábgyűrű (sárga)			2		1
5MC2	lábgyűrű (sárga)	10				1
5MT7	lábgyűrű (sárga)				14	1
6KE4	lábgyűrű (sárga)				21	1
6YJ2	lábgyűrű (sárga)				19	1
6YJ4	lábgyűrű (sárga)				23	1
7YJ2	lábgyűrű (sárga)				32	1
85CC	lábgyűrű (sárga)				22	1
8JU5	lábgyűrű (sárga)				2	1
8YJ0	lábgyűrű (sárga)				4	1
9YJ0	lábgyűrű (sárga)				9	1
APK	lábgyűrű (piros)		3		2	2

Kód	Típus	2016/17	2017/18	2018/19	2019/20	Telelés
BLU	lábgyűrű (piros)				7	1
BLV	lábgyűrű (piros)				15	1
A2291	lábgyűrű (fém)	3	4			2
A4053	lábgyűrű (fém)	6				1
AA1476	lábgyűrű (fém)	5				1
AC7434	lábgyűrű (fém)	1				1
AC7950	lábgyűrű (fém)	7				1
AH0417	lábgyűrű (fém)				3	1
AH3580	lábgyűrű (fém)		1			1
AH4545	lábgyűrű (fém)	1				1
AH5693	lábgyűrű (fém)			5		1
HL051	lábgyűrű (fém)			3		1
HL579	lábgyűrű (fém)				1	1
HP202	lábgyűrű (fém)			2		1
LB8761	lábgyűrű (fém)			1		1
LG729	lábgyűrű (fém)			3	6	2
LG966	lábgyűrű (fém)				8	1
RV2853	lábgyűrű (fém)	7	4			2

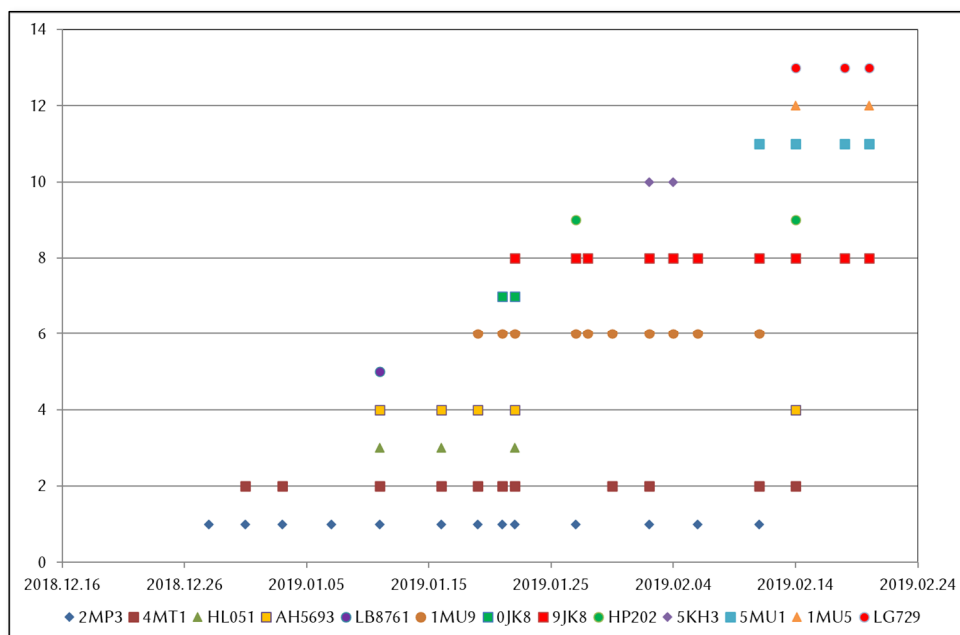
A jelölt madarak megfigyelésével következtethetünk az egyedek helyhűségére. A korábbi években azonosított madarak közül több is ismételtelen ebben a csapatban telelt. Hosszabb időtávon lesznek releváns eredmények, de már most is ismert olyan madár (1JK4), amely a vizsgált négy szezon közül hármat itt töltött Tőzeggyármajornál. A 2018/19-es szezonban is azonosították, ekkor a Kis-Balaton mellett, Kápolnapusztánál telelt ki egy hasonló méretű csapatban, szintén repcetáblán.

Bár évről évre kialakulnak új telelőhelyek (jellemzően kavicsbányatavak környékén), a legtöbb ilyen megtalált telelőhely stabilizálódik, azaz éveken át összegyűlnek a hattyúk ezeken a helyeken a téli hónapokban. Mivel a jelenség alig egy évtizede kezdődött, kevés konkrét adattal támaszthatók alá a feltételezések, miszerint az egyedek ismételtelen felkeresik ezeket a helyeket, illetve ezzel párhuzamosan egy részük időlegesen vagy véglegesen más csapatokba dezertál. Már van rá adat, hogy egy nyakgyűrűvel megjelölt bütykös hattyú (5YK4) egy telelési időszakon belül három, egymástól 25–50 km távolságban lévő különböző csapatban is megjelent (Tőzeggyármajor, Darnózseli, Bősárcány).

A már számottevő mennyiségű jelölt egyed nyomon követését lehetővé tevő 2018/19-es és 2019/20-as télen vizsgálva a tartózkodási idő hosszát látható, hogy a madarak mintegy fele (függetlenül attól, hogy mikor csatlakozott a csapathoz)

több hétig (hónapig) egy helyben marad, de megjelennek „látogatók” is, akik néhány napig időznek, majd továbbállnak (**11. és 12. ábra**). Ezzel kapcsolatban érdemes további adatokat gyűjteni, a kérdés mezőgazdasági vonatkozásai miatt.

Meg kell említeni a nálunk ritka énekes hattyúk (*Cygnus cygnus*) előfordulását a bütykös hattyúk között. A faj hazánkban szórványosan jelenik meg, eddigi ismereteink szerint a mezőgazdaságilag művelt területeken azonban előfordulásai 100%-ban a repcetvényekre korlátozódnak. Ritkasága miatt a hazai mezőgazdasági kultúrák szempontjából ma nem jelentős, azonban lassú terjedése miatt a jövőben számolni kell a bütykös hattyúéhoz hasonló táplálkozásának terjedésével.



11. ábra: Jelölt bütykös hattyúk területhasználatának időbeli változása a tőzeggyármajori telelőhelyen a 2018/19-es télen

Fig. 11: Temporal changes in the habitat use of marked mute swans in the wintering site at Tőzeggyármajor in winter 2018/19



12. ábra: Jelölt bütykös hattyúk területhasználata időbeli változása a tőzeggyármajori telelőhelyen a 2019/20-as télen
 Fig. 12: Temporal changes in the habitat use of marked mute swans in the wintering site at Tőzeggyármajor in winter 2018/19

Összefoglalás

A táplálkozó bütykös hattyúk az utóbbi tíz évben jelentek meg mezőgazdasági környezetben. Növekvő fészkelőállományuk és az enyhe téli időjárás miatt ősztől tavaszig képesek kitartani a kiválasztott éjszakázóhelyek közelében fekvő táblákon. Tőzeggyármajor közelében vizsgáltuk három egymást követő télen a bütykös hattyúk egyedszámának változásait és táplálkozási szokásait. A hattyúk ez idő alatt döntően repcét fogyasztottak, telelési időszakonkénti legnagyobb egyedszámuk 135–220 között változott. A jelölt példányok megfigyelése alapján kiderült, hogy a csapatban vannak olyan egyedek, amelyek évről évre visszatérnek, jellemző, hogy a már a telelési időszak kezdetén megjelenő példányok hosszan kitartanak, illetve hogy a telelés utolsó heteiben kóborló példányok csatlakoznak időlegesen a csapathoz.

Zusammenfassung

Höckerschwäne, die zum Füttern landwirtschaftliche Flächen aufsuchen, sind in den letzten zehn Jahren erschienen. Wegen ihrer zunehmender Brutpopulation und des milden Winterwetters können sie ab Herbst bis zum Frühjahr auf Feldern nahe ihres auserwählten Nächtigungsplatzes ausdauern. Nahe Tőzeggyármajor wurden in drei aufeinanderfolgenden Wintern die Veränderung der Individuenzahl und das Fütterungsverhalten von Höckerschwänen untersucht. Die Schwäne verzehrten in dieser Periode hauptsächlich Raps, ihre maximale Anzahl pro Periode schwankte zwischen 135 und 220. Anhand der Beobachtung von markierten Individuen stellte sich heraus, dass in der Gruppe Individuen gibt, die von Jahr zu Jahr wiederkehren. Es ist typisch, dass die zu Beginn erscheinenden Exemplare lang verweilen, und dass in den letzten Wochen der Winterung umherschweifende Exemplare sich vorübergehend zur Gruppe gesellen.

Köszönetnyilvánítás

Köszönet illeti mindazokat, akik részt vettek a számlálásokban, illetve a gyűrűzésekben, elsősorban Barna Csillát, Drogman Csillát, György Elődöt, Kugler Pétert, Mogyorósi Sándort, Nagy Leventét, Pitó Andort, Tatai Sándort és Udvardy Ferencet.

Felhasznált irodalom

- ALBERT L. & SZINAI P. (2009): Bütykös hattyú. 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.
- HORVÁTH J. & KÁRPÁTI L. (1988): A bütykös hattyú (*Cygnus olor*) magyarországi terjeszkedése. *Puszta* 3/12/: 97–115.

- KOVÁCS GY., SZINAI P., KARCZA ZS. & WINKLER D. (2018): Movements of Mute Swan *Cygnus olor* (Gmelin, 1789) (Anseriformes) based on Hungarian ringing data. *Acta Zoologica Bulgarica* 70(1): 75–81.
- MOLNÁR B. (1997): A bütykös hattyú (*Cygnus olor*) természetvédelmi- és vadgazdálkodási jelentősége a Fertő-tavon. Szakdolgozat. Soproni Egyetem, Sopron.
- PELLINGER A. (2013): Habitat restoration near Fertő. In: BOROS E., ECSI Z. & OLÁH J. (eds.): Ecology and management of soda pans in the Carpathian Basin. Hortobágy Environmental Association, Balmazújváros: 524–525.
- PELLINGER A. & TAKÁCS G. (2012): A Nyirkai-Hany vizesélőhely-rekonstrukciója. In: KÁRPÁTI L. & FALLY J. (szerk.): Fertő–Hanság – Neusiedler See–Seewinkel Nemzeti Park. Monografikus tanulmányok a Fertő és a Hanság vidékéről. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság – Szaktudás Kiadó Ház, Budapest: 254–257.
- PELLINGER A., HADARICS T. & TATAI S. (2017): A bütykös hattyú (*Cygnus olor*) áttelelő állománya a Kisalföldön 2016/2017 telén. *Rence* 2: 99–109.

GPS-Besenderung von Graugänsen (*Anser anser*) in Österreich

GPS-marking of Greylag Geese (*Anser anser*) in Austria

A nyári lúd (*Anser anser*) vizsgálata Ausztriában műholdas nyomkövetővel

HARALD GRABENHOFER¹ & BENJAMIN KNES¹

Abstract

The main idea of GPS-tagging Greylag Geese (*Anser anser*) in the Austrian part of Lake Neusiedl was to gain current information regarding the movements of the resident breeding population. Old studies emphasize wintering areas in Northern Africa (e.g. Tunisia) and the goal was to investigate if migration routes and wintering areas have changed over the last decades. Other studies emphasize a decrease in migration distance for central European Greylag Geese. Furthermore, the spatial land use and present breeding grounds of marked geese will be analyzed.

Additionally, the positions and tracks of marked Greylag Geese will be visible in real time for visitors of the National Park and will be available online (via the App Animal Tracker). This should raise public awareness and will be used for official National Park excursions.

The first bird ringing, in cooperation with Beate Wendelin and her neckband-tagging project, took place in 2018 and was repeated in 2019 and 2020. Out of a total of 24 marked geese (3 GPS-trackers financed 2020 by Esterhazy Betriebe GmbH), 11 died (possible reasons: hunting, predation, roadkill) during the following two years. Recovered GPS-trackers which still transmitted data were mounted on other Greylag Geese in the next seasons.

Some geese travelled long distances but not one migrated as far as northern Africa. The analyzed data revealed moving actions to Croatia, eastern Hungary, or northern Germany. Especially closer areas in Hungary appeared to be preferred resting sites for the breeding population of Lake Neusiedl. Some birds traveled distances of over 600 km in just a few hours.

With the start of the breeding seasons 2019 and 2020 all alive and tagged geese could be found in the area around Lake Neusiedl. Especially the eastern part of the lake seems to be important for raising chicks. Even if hatched in the western part of Lake Neusiedl, whole families travelled with high risks across the open water to graze on the eastern side.

¹ Abteilung für Forschung, Monitoring und Citizen Science; Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel; Apetlonerhof 3, A-7143 Apetlon; E-mail: h.grabenhofer@npneusiedlersee.at

Summed up, historic wintering grounds in northern Africa seem to have lost their importance for the breeding population of Lake Neusiedl. Some birds stay in the vicinity of Lake Neusiedl throughout the whole winter, some migrate to Croatia or Hungary. The generated data showed no specific general migration pattern from marked geese but individual Geese visit the same areas every year. Travel distances of Greylag Geese may have decreased in the last decades, throughout the survey winters were relatively warm, so there might be other migration patterns in harsh winters.

Einleitung

Graugänse sind im gesamten Jahresverlauf im Neusiedler See-Gebiet zu beobachten. In den Jahren 1982 und 1987 wurden bereits rund 280 Gänse mit Halsmanschetten markiert um anhand der Ablesedaten die Zugwege, sowie die Rast- und Überwinterungsgebiete der Neusiedler See-Brutpopulation der Graugans zu erforschen (DICK 1990). Im Laufe der folgenden Jahre konnten so größere Datenmengen gesammelt und ein recht klares Bild gezeichnet werden. Die am Neusiedler See brütenden Graugänse verließen demnach im August das Gebiet und kehrten erst im Herbst nach einer Schleife über Tschechien und Südpolen wieder zurück. Gut dokumentiert werden konnte auch ein winterlicher Zugweg nach Tunesien, wo am Ichkeul See einige im Neusiedler See-Gebiet markierte Gänse beobachtet wurden (DICK 1990, DICK *et al.* 1991).

Seit 2004 sind keine Nachweise für eine Überwinterung von zentraleuropäischen Graugänsen in Tunesien bekannt, die Zugwege scheinen sich – möglicherweise bedingt durch den Klimawandel – verkürzt bzw. verändert zu haben (PODHRÁZSKÝ *et al.* 2017). Auch eine frühere Ankunft der Gänse in den Brutgebieten wurde bei einer Langzeitstudie nachgewiesen (PODHRÁZSKÝ *et al.* 2017).

Diese Daten und die stark gestiegenen Mittwinterbeobachtungen von markierten Graugänsen werfen die Frage auf, ob und wie sich auch das Zugverhalten der Brutpopulation im Neusiedler See-Gebiet geändert haben könnte und speziell der Zugweg nach Tunesien erloschen ist (LABER & PELLINGER 2008). Eine von Kollegen des Nationalparks Fertő-Hanság besenderte Graugans überwinterte beispielsweise 2014/2015 in der Toskana. Eine Verkürzung der Zugwege der Graugänse scheint also auch für das Brutvorkommen im Seewinkel plausibel zu sein. Andererseits hielten sich zwei von den Kollegen im Nationalpark Fertő-Hanság besenderte Gänse im Winter in Tunesien auf (mündliche Mitteilung von Csilla Drogman – Nationalpark Fertő-Hanság).

Durch das Besendern adulter Graugänse sollen neue Erkenntnisse über die aktuellen Zugwege und Überwinterungsgebiete der lokalen Brutpopulation gewonnen werden. Außerdem sollen wichtige Daten zu bevorzugten Neststandorten und Aufzuchtgebieten erhoben werden. Diese Daten sollen in weiterer Folge Grundlage für ein naturschutzfachlich effektives Management des Nationalparks darstellen und für die Bewusstseinsbildung von Bevölkerung und Nationalparkbesuchern eingesetzt werden.

Material und Methode

In Kooperation mit Beate Wendelin (Koordinatorin der Fangaktionen), Kollegen des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel, BirdLife Österreich, der Vogelwarte Österreich und dem Nationalpark Fertő-Hanság wurden in den Frühsommern 2017–2020 an mehreren Stellen innerhalb und außerhalb des Nationalparks Graugänse mit Hilfe von Weidezäunen von Hand gefangen. Der Zeitpunkt wurde so gewählt, dass die Flugfähigkeit der adulten Gänse durch die Großgefiedermauser noch eingeschränkt war und diesjährige Gänse noch nicht ausreichend fliegen konnten, andererseits aber bereits groß genug für eine Halsmanschette waren. Eine genaue Beschreibung der Fangmethoden findet sich im Projektbericht zur Beringung und Markierung von Graugänsen von Beate Wendelin.

Vorrangig adulte Gänse wurden in den Jahren 2018, 2019 und 2020 mit fortlaufend nummerierten GPS/GSM-Sendern (Ornitela N44) (*Abbildung 1-2*) und einem Metall-Fußring, mit ebenfalls fortlaufender Nummer, ausgestattet.



Abb. 1.:GPS/GSM-Sender Ornitela N44
Fig. 1: GPS/GSM transmitter Ornitela N44



Abb. 2.: Die Autoren bei der Besenderung von „Maya“ 2018.

Fig. 2: The authors during tagging of "Maya" in 2018

Foto: Daniel Leopoldsberger

Da ein Sender eine gewisse Zusatzbelastung für die Tiere darstellt, was allerdings keine grobe Beeinträchtigung darstellt (KÖLZSCH *et al.* 2016), wurden für die Anbringung der Sender adulte Tiere ausgewählt. Die Überlebensrate adulter Gänse ist ebenfalls höher als bei diesjährigen Gänsen, wodurch das Risiko eines baldigen Verlustes herabgesetzt wird um möglichst lange Datenreihen generieren zu können (NILSSON & PERSSON 1993). Alle anderen Gänse wurden ebenfalls fußberingt und erhielten anstatt eines Senders eine eindeutig nummerierte Halsmanschette. Die Gänse wurden nach jeder Aktion intensiv nachgesucht um ihre körperliche Verfassung im Auge zu behalten.

Die verwendeten weißen Sender (X16, X17, X18 grau) mit schwarzen Codes („X00“ bis „X20“) zeichnen im Nahbereich des Neusiedler Sees alle 15 Minuten (alle 30 Minuten abseits des Neusiedler See Gebietes) die Position der Vögel. Zusätzlich werden Informationen wie die Flughöhe, der Batterieladungsstand oder abiotische Daten (wie Temperatur, Lichtintensität) übermittelt und können über die Website <https://www.movebank.org/> bezogen werden. Ein Solarpanel garantiert eine lange Funktionalität der Sender.

Im Vergleich zur herkömmlichen Markierung mit Halsmanschetten konnten aus finanziellen Gründen nur wesentlich weniger Gänse mit GPS/GSM-Sendern ausgestattet werden, die zuverlässig große Datenmengen liefern. Es wurden 19 GPS/GSM-Sender an insgesamt 23 adulten und einer juvenilen Gans angebracht (16 projektfinanziert, drei finanziert von den Esterhazy-Betrieben).

Von den 16 im Jahr 2018 beringten Gänsen kamen im ersten Jahr bereits vier Gänse zu Tode – drei Sender konnten sichergestellt und im Jahr 2019 an drei weitere adulte Gänse angebracht werden. Zwischen Juni 2019 und Juni 2020 fiel ein Sender aus, sieben weitere Sender konnten von zu Tode gekommenen Gänsen geborgen werden. 2020 wurden insgesamt fünf weitere Gänse (vier adult, ein Jungvogel) besendert, dabei kamen auch drei Sender finanziert durch die Esterhazy-Betriebe zum Einsatz. Eine Übersicht über alle besenderten Gänse findet sich in **Tabelle 1**.

Tabelle 1: Übersicht über alle besenderten Gänse

Table 1: Overview of all tagged geese

Ringcode/ Nickname	Ort der Besenderung	Besendert ab	Besendert bis	Anmerkung
X00 – Flo	Apetlon, Apetloner Badesee	22.06.2018	28.11.2019	† erlegt (Jagd)
X01 – Willi	Apetlon, Apetloner Badesee	22.06.2018	26.06.2019	† wahrsch. Verkehrsofper
X02 – Maya	Apetlon, Apetloner Badesee	22.06.2018	laufend	
X03 – Andi	Apetlon, Finklacke	25.06.2018	18.11.2019	† wahrsch. Fuchs
X04 – Michi	Apetlon, Finklacke	25.06.2018	28.10.2019	† erlegt (Jagd)
X05 – Mitzi	Apetlon, Finklacke	25.06.2018	30.01.2020	† erlegt (Jagd)
X06 – Alex	Apetlon, Finklacke	25.06.2018	laufend	
X07 – Josie	Apetlon, Finklacke	25.06.2018	24.09.2018	† Fuchs u./o. Verkehrsofper
X08 – Dani	Apetlon, Finklacke	25.06.2018	24.08.2019	† erlegt (Jagd)
X09 – Niki	Apetlon, Finklacke	25.06.2018	01.02.2019	† wahrsch. Fuchs
X09 – Chris	Apetlon, Finklacke	07.06.2019	02.07.2019	† wahrsch. Fuchs
X10 – Toni	Apetlon, Finklacke	25.06.2018	laufend	
X11 – Gustav	Apetlon, Finklacke	25.06.2018	22.09.2018	† erlegt (Jagd)
X11 – Kim	Apetlon, Finklacke	07.06.2019	laufend	Sender beschädigt – inaktiv
X12 – Gretl	Apetlon, Finklacke	25.06.2018	laufend	
X13 Johanna	Illmitz, Seezufahrt L428	25.06.2018	laufend	
X14 – Hugo	Illmitz, Seezufahrt L428	25.06.2018	laufend	
X15 – Max	Illmitz, Seebad	25.06.2018	20.07.2018	† verendet aufgefunden

Ringcode/ Nickname	Ort der Besenderung	Besendert ab	Besendert bis	Anmerkung
X15 – Ulli	Apetlon, Finklacke	07.06.2019	laufend	
X16 – Pischti	Apetlon, Finklacke	16.06.2020	laufend	von Esterhazy- Betrieben finanziert
X17 – Patschi	Apetlon, Finklacke	16.06.2020	laufend	von Esterhazy- Betrieben finanziert
X18 – Steffl	Apetlon, Finklacke	16.06.2020	laufend	von Esterhazy- Betrieben finanziert
X19 – Sascha	Apetlon, Finklacke	16.06.2020	laufend	
X20 – Charlie	Apetlon, Finklacke	16.06.2020	laufend	

Der Aufenthaltsort der besenderten Gänse ist über die App „Animal Tracker“ (gratis Download für Smartphone und Tablet) öffentlich zugänglich.

Ergebnisse

In den Wochen nach der Besenderung hielten sich alle Tiere noch im Bereich der Fangorte auf, ab Juli konnten die ersten weiteren Flugbewegungen registriert werden. In Zusammenhang mit der weitgehenden Austrocknung der Salzseen im Seewinkel in den Sommern 2018 und vor allem 2019 wichen einige der besenderten Gänse auf wasserführende Bereiche im ungarischen Nationalparkteil (z.B. Nyirkai-Hany) aus. Eine Gans flog nach Zentralungarn, drei über Tschechien nach Ostdeutschland. Andere Gänse verließen ebenfalls das im Sommer 2018 sehr trockene Neusiedler See-Gebiet und flogen zum Kis-Balaton in Ungarn und später weiter nach Kroatien.

Insgesamt lassen die Daten darauf schließen, dass die Graugänse der Neusiedler See Brutpopulation im Sommer und Herbst den westpannonischen Raum und Bereiche bis nach Ostdeutschland und Polen nutzen. Diese Gebiete sind den Gänsen offenbar gut bekannt, geeignete Plätze werden offenbar gezielt angefliegen. Auch dürfte bei den einzelnen Individuen ein hohes Maß an Tradition vorhanden sein, da jedes Jahr die gleichen Gebiete aufgesucht werden. Das gilt einerseits für Rastplätze, andererseits auch für Brutplätze und Aufzuchtgebiete innerhalb des Neusiedler See-Gebietes. Zum Überwintern hielten sich im Untersuchungszeitraum viele Gänse wieder am Neusiedler See oder in nahen ungarischen oder maximal kroatischen Gebieten auf.

In nachfolgenden Absätzen wird kurz auf die Flugbewegungen ausgewählter besendeter Gänse eingegangen.

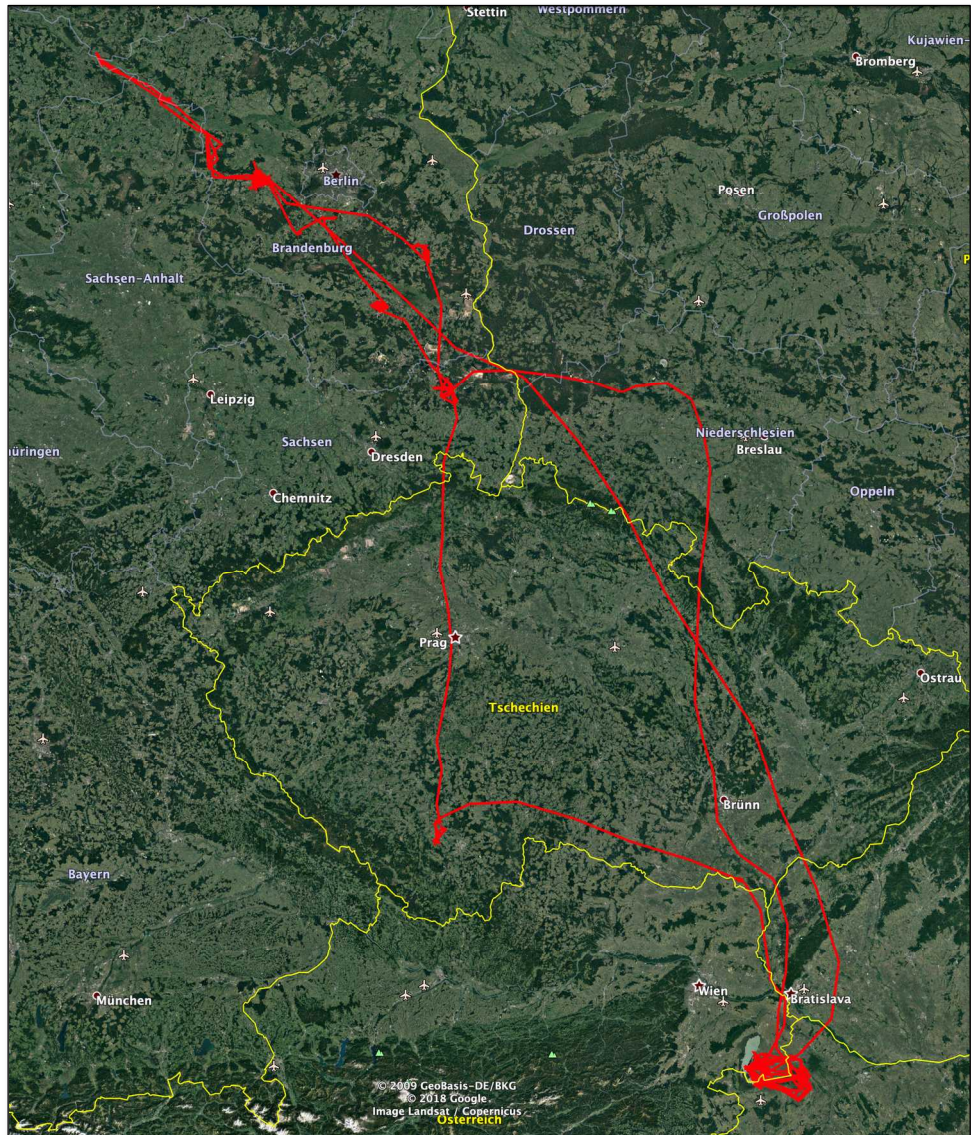


Abb. 3.: Flugbewegungen der Graugans „Johanna“ (X13) in den Jahren 2018/2019

Fig. 3: Flight movements of the greylag goose "Johanna" (X13) in the years 2018/2019

Zugbewegungen anhand der Graugans „Johanna“ – X13

In der Nähe des Seebads Illmitz, am Rand des Schilfgürtels des Neusiedler Sees, wurde am 25.06.2018 fast eine komplette Gänsefamilie gefangen und markiert. Die Gans wurde mit einem Sender ausgestattet, vier Gösse erhielten Halsmanschetten, nur ein Gössel und der Ganter wurden nicht erwischt. Die folgenden Tage verbrachte die Familie noch weiter in der Nähe, Ende Juli wurden Daten dann zuerst aus Tschechien und ab Ende August aus Sachsen und Brandenburg übertragen. Im November trat „Johanna“ die Rückreise an, die

680 Kilometer bis zum Neusiedler See wurden in rund acht Stunden zurückgelegt. „Johanna“ graste kurz darauf mit den vier ebenfalls markierten Junggänsen, einem unmarkierten Gössel und einem ebenfalls unmarkierten Partner auf einer Wiese im Seewinkel. Es ist also davon auszugehen, dass die ganze Familie die Reise gemeinsam angetreten ist. Den Winter verbrachte „Johanna“ im Neusiedler See Gebiet, die folgende Brutsaison 2019 verlief für sie weniger erfolgreich. Mitte April wurden sie und ihr Partner noch mit vier Gösseln beobachtet, die Jungvögel waren aber bald nicht mehr zu sehen. Danach konnte „Johanna“ noch einmal zusammen mit einem der markierten Gössel des Vorjahres beobachtet werden, bevor sie Mitte August dann – diesmal ohne die mit Junggänsen offenbar notwendigen Zwischenstopps – wie im Vorjahr in die Ost-Havelniederung flog (*Abbildung 3*). „Johanna“ befand sich auch 2020 wieder im Brutgebiet Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel – traditionell wieder mit Neststandort in der Nähe des Seebads Illmitz. Selbst ein sechstündiger Hubschraubereinsatz in Zusammenhang mit einem Schilfbrand ganz in der Nähe konnte sie nicht vom Nest vertreiben.

Das Gänsepaar „Andi“ (X03) und „Mitzi“ (X05)

Im Zuge der Beringungsaktion im Juni 2018 wurden auch zwei miteinander verpaarte Gänse mit GPS-Sendern versehen. Seit ihrer Markierung waren sie immer gemeinsam unterwegs, ob im Neusiedler See-Gebiet, am Kis-Balaton oder an der kroatischen Drau. Von 29.10.2018 bis 01.11.2018 unternahmen sie eine kurze Ungarn-Rundreise, die vom Kis-Balaton bis in die ostungarische Hortobagy-Puszta und zurück an den Neusiedler See führte. Dabei zeigte sich, dass die Graugänse große Bereiche als Lebensraum nutzen und einzelne Gebiete sehr gezielt anfliegen. Beide Individuen wurden leider im Winter 2019/2020 tot aufgefunden.

Die weitesten Strecken – „Dani“ (X08)

Manche Gänse sind offenbar wanderfreudiger als andere. Im Spätsommer in Ostdeutschland und Polen, im Winter dann in Slawonien (Kroatien) – insgesamt bereiste „Dani“ in den 14 Monaten, die er verfolgt werden konnte, neun Staaten und legte dabei über 10 000 Kilometer zurück (*Abbildung 4*). Eine Strecke von 580 Kilometern – nahe Berlin bis an den Neusiedler See – flog er in etwa fünfeinhalb Stunden, also mit einer Durchschnittsgeschwindigkeit von über 100 km/h. Leider endete seine Reise im August 2019 abrupt vor dem Lauf eines Jagdgewehrs in der Nähe von Budweis in Böhmen.

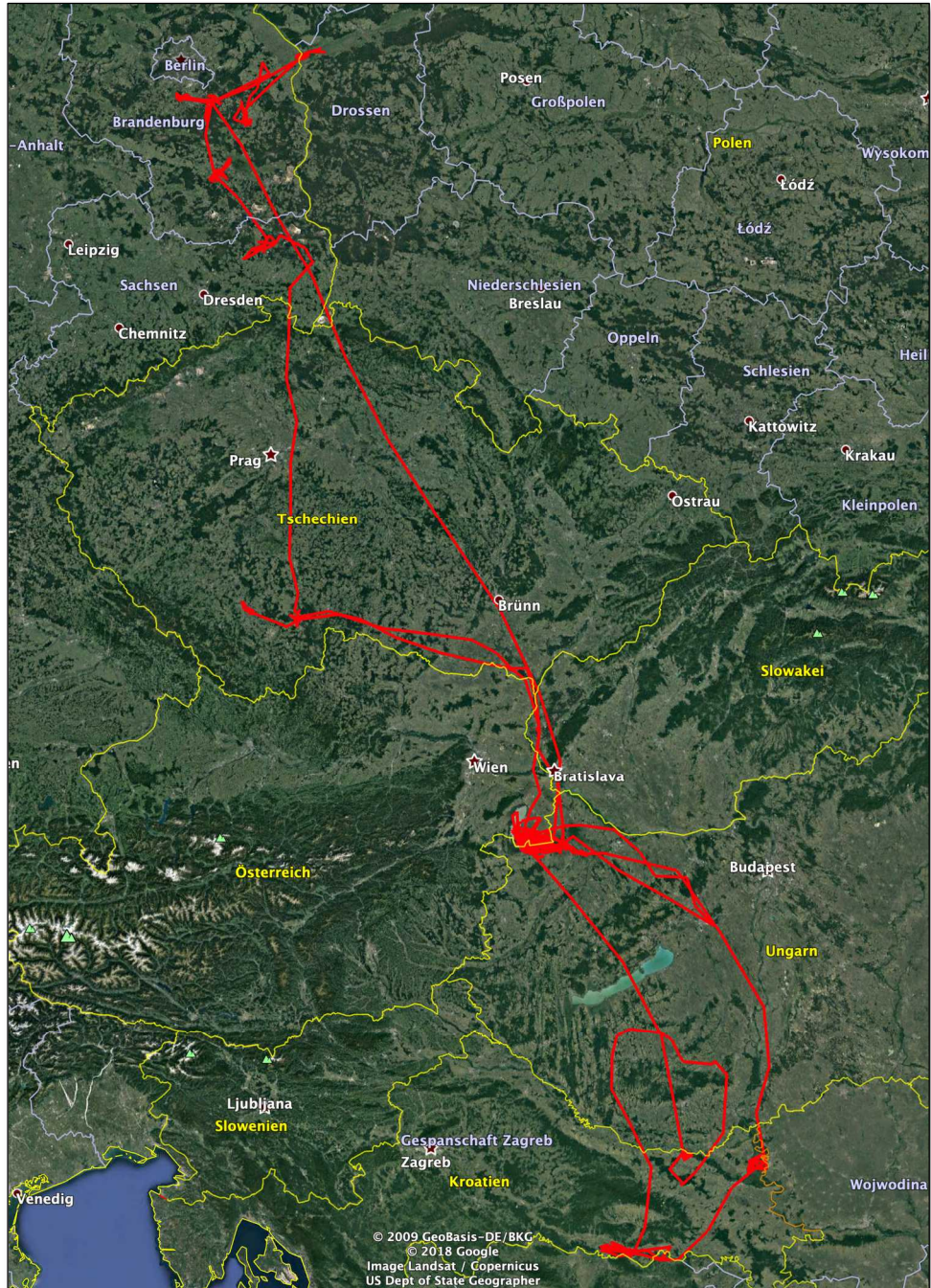


Abb. 4.: Flugwege der Graugäns „Dani“ (X08)
Fig. 4: Flight routes of the greylag goose "Dani" (X08)

Wie „Dani“ (X08) erging es leider auch einigen weiteren besenderten Gänsen. „Gustav“ (X11) wurde ebenfalls ein Opfer der Gänsejagd, „Willi“ (X01) wurde wahrscheinlich von einem Auto angefahren. „Josie“ (X07) kollidierte möglicherweise zuerst mit einem Auto und wurde dann von einem Fuchs weggetragen – jedenfalls lassen die Daten das vermuten. „Niki“ (X06) wurde wie auch „Chris“ (X09) von einem Fuchs gerissen. Obwohl wir auch diese Gänse gerne länger verfolgt hätten, liefern diese Daten auch Einblicke in die Todesursachen unserer Graugänse.

Alle (überlebenden) besenderten Graugänse hielten sich 2019 und 2020 während der Brutzeit im Neusiedler See-Gebiet auf und obwohl in den letzten Jahrzehnten sehr viel über die Graugänse am Neusiedler See bekannt wurde, schaffen die Tiere es trotzdem zu überraschen. Anfang des Jahres 2019 zeigte sich, dass drei besenderte Graugänse am Westufer des Neusiedler Sees im Schilfgürtel brüteten. Da alle drei aber 2018 etwa sechs Kilometer östlich des Sees gefangen und mit GPS-Sendern ausgestattet wurden, stellte sich die Frage, wo diese Gänse in diesem Jahr ihre Jungen aufziehen würden – in kleineren Aufzuchtgebieten am Westufer oder doch im Hauptbrutgebiet am Ostufer. Zweitere Möglichkeit wurde im Kollegenkreis diskutiert und letztlich für sehr unwahrscheinlich gehalten. Immerhin geht es um die Überquerung des Neusiedler Sees, eine Strecke von mindestens vier Kilometern über die offene Wasserfläche, was ein erhebliches Risiko darstellt. Tatsächlich lieferten die GPS-Sender Daten, die ein Schwimmen über den See belegen.

Evaluierung

Prinzipiell lässt sich kein einheitliches Bild der Flugbewegungen mit den Senderdaten erkennen, vielmehr entsteht der Eindruck, dass die am Neusiedler See brütenden Graugänse große Teile Mitteleuropas nutzen und bestimmte Gebiete immer wieder aufsuchen. Wenn die Bedingungen passen, bleiben sie dann für gewisse Zeit dort. Die milden Winter veranlassten keine der besenderten Gänse zu einer größeren Reise nach Süden.

Außerhalb der Brutzeit wurden nähergelegene Gebiete in Ungarn (Nyirkai-Hany, Kis-Balaton) von mehreren Gänsen recht stark frequentiert. Der norddeutsche Raum, sowie das Grenzgebiet Kroatien/Bosnien Herzegowina und Ungarn stellen potenziell attraktive Vorwinterquartiere bzw. Überwinterungsgebiete dar. Auch der Seewinkel selbst dient immer wieder als Überwinterungsort. Die lokale Graugans-Brutpopulation scheint ihre Zugwege wie erwartet verkürzt zu haben. Demnach scheint Nordafrika kein relevantes Winterquartier mehr darzustellen. Das gilt jedenfalls für den sehr kurzen untersuchten Zeitraum. Allerdings muss dabei auf die ungewohnt milden Winter der letzten Jahre hingewiesen werden. Ein strengerer Winter mit Eis und Schnee im Neusiedler See-Gebiet und auch weiter südlich würde wahrscheinlich mehr Aufschluss über die Zugwege der Gänse geben. Generell ist natürlich eine Verkürzung der Zugwege v.a. nach Süden in Zusammenhang mit gehäuft auftretenden milden Wintern in Mitteleuropa in Zusammenhang mit dem Klimawandel naheliegend.

Selbstverständlich werden die Flugbewegungen der besenderten Graugänse weiterhin genau verfolgt. Es bleibt zu hoffen, dass es noch viele interessante Einblicke in das Leben und in die Migrationsbewegungen der Seewinkler Graugänse geben wird.

Zusammenfassung

Durch das Besendern von Graugänsen (*Anser anser*) mittels GPS/GSM-Sendern sollen Informationen zu aktuellen Zugbewegungen und bevorzugten Aufzuchtsgeländen der lokalen Brutpopulation gewonnen werden. Es gilt zu klären, ob Überwinterungsgelände in Nordafrika, wie in Studien aus den 80er-Jahren beschrieben, auch heute noch eine Rolle im winterlichen Wegzug der Graugänse spielen oder ob, wie andere Studien zeigen, eine Verkürzung und Veränderung der Zugwege der zentraleuropäischen Graugänse stattgefunden hat. Außerdem sollen die Daten Auskunft über die lokale Raumnutzung der Graugänse im Brutgebiet geben.

Die aktuellen Aufenthaltsorte aller besenderten Graugänse können von jedermann über die App „Animal Tracker“ jederzeit abgerufen werden. Dies soll der Öffentlichkeitsarbeit und den offiziellen Nationalpark-Exkursionen als zusätzliches Transportmittel für das Thema Graugänsschutz dienen.

Alle Beringungsaktionen wurden in Kooperation mit Beate Wendelin und ihrem Halsmanschetten-Projekt durchgeführt. Seit 2018 konnten insgesamt 24 Gänse besendert werden (drei Sender wurden von den Esterhazy Betrieben finanziert), wobei 11 Gänse in den nächsten zwei Jahren verstarben. Als Todesursachen konnten die Jagd, Prädation und der Straßenverkehr identifiziert werden. Weiter funktionstüchtige Sender konnten sichergestellt und in den Jahren 2019 und 2020 an weitere Gänse angebracht werden.

Lange Flugdistanzen wurden von einzelnen Gänsen in sehr kurzer Zeit zurückgelegt (über 600 km in wenigen Stunden). Neben Norddeutschland wurden nähergelegene ungarische Feuchtgebiete häufig frequentiert. Die Wichtigkeit des Seewinkels für die Jungenaufzucht zeigt der Fall von in Apetlon beringten Gänsen, die obwohl sie im Schilfgürtel am Westufer des Sees erfolgreich gebrütet haben, mit ihren Jungen die gefährliche offene Seefläche durchschwammen und an der Ostseite zu grasen begonnen haben.

Die Ergebnisse zeigen eine erwartete Veränderung der Zugwege im Vergleich zu den historischen Daten. Gebiete in Norddeutschland, Kroatien und Ungarn wurden von den Graugänsen aufgesucht, keine Gans flog aber Distanzen bis zum Mittelmeer. Zu Beginn der Brutzeit 2019 und 2020 waren alle zum Zeitpunkt lebenden Gänse wieder im Neusiedler See Gebiet anwesend.

Zusammenfassend kann man sagen, dass die Zugwege der Graugänse aus dem Seewinkel im Untersuchungszeitraum erheblich kürzer waren als bei Studien aus den 1980er Jahren. Manche Gänse überwinterten in Deutschland, Kroatien oder Ungarn, manche blieben auch am Neusiedler See. Die Winter im Untersuchungszeitraum waren allerdings ungewohnt mild, sodass sich die Zugwege und Überwinterungsgelände in strengen Wintern möglicherweise

wesentlich anders gestalten können. Bei Eintreten schnee- und eisreicher Winter wird sich möglicherweise zeigen welche Gebiete noch als Winterquartiere dienen können.

Összefoglalás

A Fertő osztrák részén végzett vizsgálat célja információkat gyűjteni a nyári ludak (*Anser anser*) helyi költőállományának mozgalmairól műholdas nyomkövetővel történő jelöléssel. Korábbi tanulmányokban egyik fő telelőterületként Észak-Afrikát (pl. Tunézia) hangsúlyozták, újabb kutatások a közép-európai nyári ludak vándorlási távolságának csökkenését emelik ki. Célunk az volt, hogy megvizsgáljuk, változtak-e a vonulási útvonalak és a telelőterületek az elmúlt évtizedekben, ezen kívül elemezzük a megjelölt egyedek táplálkozóterület-használatát és jelenlegi költőterületeit.

A nemzeti park látogatói számára valós időben látható és online elérhető lesz a jelölt egyedek aktuális helyzete és korábbi elmozdulásaik is megtekinthetőek lesznek az Animal Tracker alkalmazáson keresztül. Ennek célja a téma iránt érdeklődők tájékoztatása, valamint a nemzeti parkba látogatók számára történő bemutatás. Első ízben Beate Wendelin nyakgyűrűs madárjelölő projektjével együttműködésben 2018-ban került sor a jeladók felhelyezésére, ezt folytattuk tovább 2019-ben és 2020-ban. Az összesen 24 megjelölt nyári lúd közül (három GPS-nyomkövetőt 2020-ban az Esterhazy Betriebe GmbH finanszírozott), a jelölést követő két évben 11 egyed elpusztult (lehetséges okok: vadászat, ragadozók, gázolás az utakon). A felújított, működőképes GPS-nyomkövetőket a következő években más nyárilúd-egyedekre szereltük fel. Egyes madarak nagy távolságokat tettek meg, de közülük egy sem vándorolt Észak-Afrikáig. Az elemzett adatok szerint a vonulás során Horvátországban, Kelet-Magyarországon és Észak-Németországban jelentek meg az általunk jelölt nyári ludak. Legnagyobb arányban a közelebb fekvő magyarországi területek a kedvelt pihenőhelyeik. Néhány madár 600 km-t meghaladó távolságokat tett meg mindössze néhány óra alatt. A 2019-es és 2020-as költési időszak kezdetével valamennyi életben lévő jelölt nyári lúd a Fertő környékén tartózkodott. A fiókák nevelésében a tó keleti része tűnik fontosnak. Még akkor is, ha fiókáik a Fertő nyugati részének nádasaiban keltek ki, a családok jelentős kockázatot vállalva átúsztak a nyílt vízben és a keleti part menti gyepeken táplálkoztak a fiókanevelési időszak végéig. Összefoglalva, úgy tűnik, hogy az észak-afrikai hagyományos telelőhelyek elvesztették jelentőségüket a Fertő költőpopulációja szempontjából. A madarak egy része a tél folyamán végig a Fertő közelében marad, a többi Horvátország és Magyarország vizes élőhelyein szóródik szét. A kapott adatok nem mutattak specifikusan a megjelölt libákra jellemző vándorlási mintázatot, de az egyes egyedek évente ugyanazokat a területeket látogatják. A nyári ludak vonulási távolságai az elmúlt évtizedekben csökkentek. A vizsgálat időszakában a telek viszonylag enyhék voltak, ezért a zord teleken más vándorlási szokások is előfordulhatnak.

Danksagung

Wir (Abteilung „Forschung, Monitoring und Citizen Science“ des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel) möchten uns bei allen Beteiligten der Fangaktionen und Ringablesungen sehr herzlich bedanken! Zuallererst geht unser Dank an unsere Projektpartner Nationalpark Fertő-Hanság, Biologische Station und Wassercluster Lunz, ohne die das gesamte Förderprojekt nicht stattfinden hätte können. Die Mitarbeiter der Biologischen Station und des Nationalparks Fertő-Hanság waren auch aktiv an den Arbeiten zur Gänsebesenderung beteiligt wofür wir uns an dieser Stelle ausdrücklich bedanken. Großer Dank geht überdies an Beate Wendelin und Daniel Leopoldsberger, die mit Know-how und viel zeitlichem Aufwand die Fangaktionen professionell vorbereitet und koordiniert haben. Weiters wäre ohne die Mithilfe und Kooperation der Vogelwarte Österreich und langjährigen, erfahrenen GänseforscherInnen und -fängerInnen von BirdLife Österreich eine Besenderung der Gänse nicht möglich gewesen. Nicht zuletzt ergeht selbstverständlich ein großes Dankeschön an alle KollegInnen aus Österreich und Ungarn, die als freiwillige HelferInnen mit vollem Einsatz in den frühen Morgenstunden zur Stelle waren.

Literatur

- DICK G. (1988): Internationales Beringungsprogramm Graugans (*Anser anser*): Methode und Zielsetzung. *BFB-Bericht* 68: 11–17.
- DICK G. (1990): Ortstreue und Zusammenhalt markierter Graugänse, *Anser anser*, im Brutgebiet Neusiedler See: erste Analysen. *BFB-Bericht* 74: 129–135.
- DICK G., REHFISCH M., SKINNER J. & SMART M. (1991): Wintering Greylag Geese *Anser anser* in North Africa. *Ardea* 79(2): 283–286.
- KÖLZSCH A., NEEFJES M., BARKWAY J., MÜSKENS G.J.D.M., VAN LANGEVELDE F., DE BOER W.F., PRINS H.H.T., CRESSWELL B.H. & NOLET B.A. (2016): Neckband or backpack? Differences in tag design and their effects on GPS/accelerometer tracking results in large waterbirds. *Animal Biotelemetry* 4: 13.
- LABER J. & PELLINGER A. (2008): Die durchziehenden und überwinternden Gänsebestände der Gattung *Anser* und *Branta* im Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel. *Egretta* 49: 35–51.
- NILSSON L. & PERSSON H. (1993): Variation in survival in an increasing population of the Greylag Goose *Anser anser* in Scania, southern Sweden. *Ornis Svecica* 3(3-4): 137–146.
- PODHRÁZSKÝ M., MUSIL P., MUSILOVÁ Z., ZOUHAR J., ADAM M., ZÁVORA J. & HUDEC K. (2017): Central European Greylag Geese *Anser anser* show a shortening of migration distance and earlier spring arrival over 60 years. *Ibis* 159 (2): 352–365.

Barna rétihéja (*Circus aeruginosus*) vonulásának, és területhasználatának vizsgálata műholdas jeladóval

Survey of the migration and habitat use of the western marsh harrier (*Circus aeruginosus*) with satellite transmitter

Untersuchung des Zugverhaltens und der Habitatnutzung von der Rohrweihe mit Satellitensendern

VÁCZI MIKLÓS¹

Abstract

The marsh harrier (*Circus aeruginosus*) is a poorly researched species in Hungary: we had insufficient information about its migration, wintering and especially its habitat use. In present research we applied experiences gained during a previous Interreg project, especially regarding capture and satellite tagging (choosing appropriate type of transmitters and their mount).

Our goal was the survey of nesting habits, habitat use and feeding of this „conflict species”, however, we also gained information about its migration. Within the survey adult birds (7 ind) were tagged with Ecotone L1 Saker GPS-GSM transmitters in the region of Lake Fertő/Neusiedl as a significant breeding site of the species, for feeding survey Reconyx HC600 cameras (4 pc) were purchased. The difficulty of capture is shown by the fact that in each season another type of trap was efficient, further, among birds captured too early (before May) there were still migrating ones. Locally breeding individuals can be caught with certainty only from the beginning of May.

Based on our results so far, the species uses a far larger area in the breeding period compared to birds of prey investigated prior (e.g. common buzzard). Tagged individuals, despite returning to the site of capture don't breed in certain years (however, this may vary from season to season). The migration of the species occurs in a wide path through the Mediterranean region in September and April, including the Mediterranean islands; its wintering grounds lie in the western part of Central Africa.

Feeding survey has come up with less results up to now, partly due to difficult localization of nests, partly due to limits of the camera. It can be recommended to apply another technology and perhaps more cameras at each nest. The behavior of young birds not being tagged up to now needs further research, as well as the origin of individuals appearing in the winter.

¹ Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, 9435, Sarród, Rév-Kócsagvár, E-mail: vaczi.miklos@fhnp.hu

Bevezetés és előzmények

A barna rétihéja (*Circus aeruginosus*) Magyarországon a kevésbé kutatott fajok közé tartozik. Vonulásáról, teleléséről és különösen területhasználatáról – de a költőállomány nagyságáról is – csupán kevés információval rendelkezünk (TÓTH 2009). Vadgazdálkodók által vélelmezett károkozását – több más ragadozó madár fajhoz hasonlóan – csupán a ragadozók iránt megnyilvánuló általános ellenérzések táplálják (FABÓK et al. 2015), ám amíg az elmúlt évtizedekben több faj táplálkozási szokásait vizsgálták, a barna rétihéjával kapcsolatban ezek hiányosak (TÓTH et al. 2006). Ezért már korábbi projektek során is célul tűztük ki e faj vizsgálatát a mai kornak megfelelő modern eszközökkel, hiszen életmódjából adódóan – többnyire sűrű nádasokban költ, ideje nagy részét szántóföldi környezetben egész nap vadásztatva tölti (HARASZTHY 2000) – terepi megfigyelése időigényes feladat. A fészkelőhelyek megkeresése is nehéz pusztán vizuális megfigyeléssel, ezért feltételeztük, hogy a jeladózott madarak mozgásmintázata segítségével könnyebb lesz azokat megtalálni, és ezáltal a költés lefolyásáról, sikerességéről, a táplálék összetételéről több információt szerezni. Utóbbihoz a más ragadozó fajoknál bevált mozgásérzékelős vadkamerákat terveztük felszerelni, természetesen a terepi adottságokhoz igazítva (pl. külön rögzítési pontot kell a nádasban a kamera számára kiépíteni). Jelen kutatásunkhoz felhasználtuk a korábbi HU-SK Interreg és az AT-HU Madárvárta I. projektek keretében szerzett tapasztalatokat, különösen a befogás és a jeladó típusának kiválasztása, felszerelése tekintetében.

Anyag és módszer

A vizsgált faj életmódja

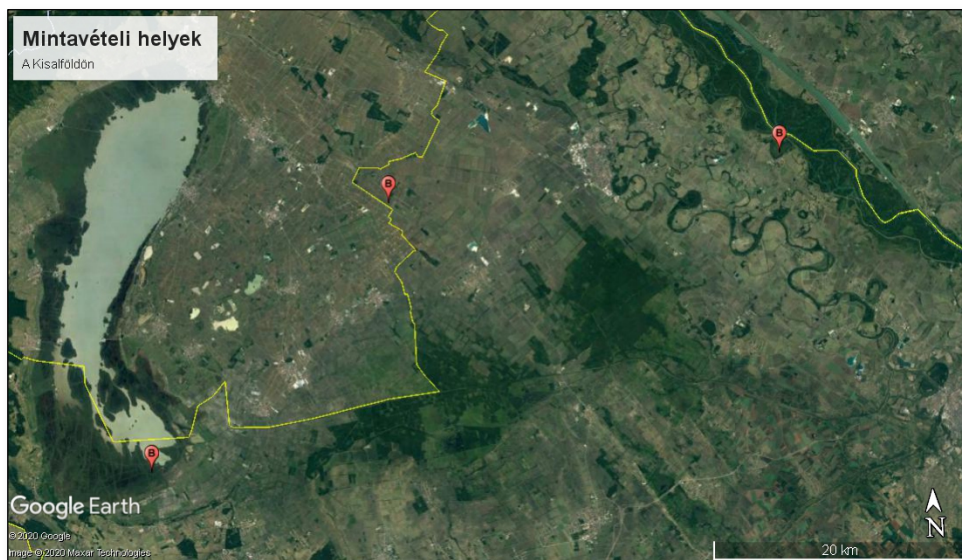
Euráziában és Afrika északi részén költ, hozzá nagyon hasonló fajok élnek szinte az egész Óvilágban. Síkvidéki mocsarakban, nádasokban szinte mindenhol fészkel, ezek hiányában ritkán mezőgazdasági területeken, száraz gyepeken is megtelepszik. Tavaszii visszaérkezésük után a párok látványos nászrepülést mutatnak be. Fészket nádszálakból építi. Mivel vizes környezetben költ a talajon, a fészkekanyagának magasan a vízszint fölött kell tartania a fészkealját. A tojó 3-6 tojást rak, a fiókák 32 nap kotlás után kelnek ki. A tojásokat csak a tojó melegíti, a fiókákat is ő eteti, eközben a hím vadászik, ő gondoskodik a család táplálékellátásáról. A fiókák 40 napos korban hagyják el a fészket. A rétihéjék sajátos módon vadásznak. A nyílt területen a növényzet felett néhány méterrel pásztázzák át vadászterületüket, ha megpillantanak valamit, rávágnak. A barna rétihéja tápláléka kisemlősökből, kisebb madaraktól és fiókáikból, tojásokból, békákból, ritkán halakból áll.

A faj állománya az 1970-es években nagyon megfogyatkozott. A dúvadirtás szabályainak szigorodása kedvezően hatott a fészkelő párok számára. A kedvező helyzet megőrzéséhez a vadászati és természetvédelmi szakemberek együttműködésére van szükség. Vonuló madár, április és október között tartózkodik hazánkban. A telet általában Afrika Szaharán túli részén tölti, de egyre több esetben fordulnak elő áttelelő példányok. Hazai költőállományának becsült nagysága 5000-10000 pár (Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület 2020).

A vizsgálati helyek bemutatása

Fertő keleti partvidéke

A Fertő-Hanság Nemzeti Park területe négy részre osztható. Az egyik névadó terület, a Fertő-táj foglalja magába a Fertő-tavat, a körülötte elterülő, helyenként több kilométer széles nádas, a part mentén található szikes réteket, mocsár- és lápréteket, illetve a Fertőmelléki-dombsor egy részét. A Fertő magyar oldalának nagy része nádas mocsár. Az összefüggő mocsárvilágot csak a belső tavak, valamint a közlekedés céljára létrehozott vízi utak (csatornák) hálózata töri meg. A növénytani szempontból nem túlzottan változatos nádasok között, kisebb nagyobb foltokban gyékényes és teletőszás állományok, a part menti területeken pedig magassásosok találhatóak (DINKA & ÁGOSTON-SZABÓ, 2012). A növényfajok közül a vízi gerincteleneket fogyasztó közönséges rence (*Utricularia vulgaris*) mellett a belső tavakon előforduló, hazánkban korábban ritka, újabban erősen terjedő tenger melléki kákát (*Schoenoplectus litoralis*) emeljük ki. A viszonylag szegényes növényvilág azonban rendkívül gazdag állatvilágnak biztosít élőhelyet – különösen a madarak tekintetében. A Fertő kiterjedt nádasainak természetvédelmi jelentőségét növeli, hogy kontinensünkön a nádasok kiterjedése gyors ütemben csökken. A vizsgálati helyszíneket az **1. ábrán** láthatjuk, míg a fertői barna rétihéja befogások helyszíneit a **2. ábra** mutatja be.



1. ábra: Vizsgálati helyszínek a Kisalföldön
Fig. 1: Study sites in the Little Hungarian Plain

Mosoni-sík

Mezőgazdaság által erősen meghatározott terület, amelyen a Duntántúl egyetlen tűzok-költőállománya (FARAGÓ 2018) található. Része a hazai Natura 2000 hálózatnak, kiterjedése 13209 ha. A terület megőrzése érdekében a helyi

gazdálkodók bevonásával és a termelésszerkezet kedvező kialakításával agrár-környezetgazdálkodási programok elősegítése zajlik (ÁNGYÁN & PODMANICZKY 2003).

A zömében szántóföldi környezetbe ékelődő kis élőhelyfoltok (fasorok, földutak szegélye, kisebb legelők stb.) nyomokban őrzik az itt feltételezhetően valamikor kiterjedt erdős sztyepp vegetáció maradványait tavaszi héricscel (*Adonis vernalis*), árvalányhaj fajokkal (*Stipa* spp.), selymes boglárkával (*Ranunculus illyricus*). A területhez kötődő legfontosabb európai közösségi jelentőségű madárfajok: túzok (*Otis tarda*), kerecsensólyom (*Falco cherrug*), rétisas (*Haliaeetus albicilla*), parlagi sas (*Aquila heliaca*), kék vércse (*Falco vespertinus*). Alkalmanként előfordul a hamvas rétihéja (*Circus pygargus*) és a tárgyi kutatás célfaja a barna rétihéja is, amennyiben alkalmas fészkelőhelyet talál az őszi vetésű gabonákban – elsősorban mezei pocok (*Microtus arvalis*) gradációs éveiben. További jellegzetes emlős fajok a mezei nyúl (*Lepus europaeus*), és a már csak szórványosan előforduló mezei hörcsög (*Cricetus cricetus*), az közönséges ürge (*Spermophilus citellus*) pedig visszatelepítésre került e Natura 2000 oltalom alatt álló vidék egyetlen aktívan használt legelő területére, a Várbalogi Héricses TT-re. Külön érdekesség, hogy a szántóföldi szegélyekben fennmaradt egy kis populációja a molnárgörénynek is (CSERKÉSZ et al 2020)

Érdekességképpen említhető, hogy egyes években nagyobb létszámú (20-50) fiatal és immatur tollazatú barna rétihéja nyaral át különösen Mosonszolnok környékén, ahol csoportos éjszakázó helyét is megfigyeltük (30 pd).



2. ábra: Befogási helyszínek a Fertő- tónál

Fig. 2: Sampling (capture) points at Lake Fertő/Neusiedl

Szigetköz

A Szigetköz tipikus folyók szabdalta ártéri síkság, helyenként kisebb homokháttakkal. A középkorban bizonyosan ártéri – őserdő jellegű – vadban gazdag erdőrengetegek uralták, vizeiben bőséges volt a halállomány. Azóta az ember az ősi tájat fokozatosan átalakította. Napjainkra erdők, rétek, láprétek és mocsarak foltjaival, holtágakkal és vízfolyásokkal tarkított, jórészt mezőgazdasági kultúrtájává változott, de legértékesebb részei 1987 óta a 9681 ha kiterjedésű Szigetközi Tájvédelmi Körzethez tartoznak. A természetközeli állapotú erdők őrzik a szigetközi erdők eredeti faji összetételét. Ezek legnagyobb részben alacsonyártéri bokorfüzesek és fűzligetek, melyek főként a Duna hullámterében fordulnak elő. Kisebb állomány képviseli a magas ártéri keményfaligetek, ezek a Mosoni-Duna mentén és Dunasziget térségében találhatóak.

A keményfaligetek lombkoronaszintjében a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) és magas kőris (*Fraxinus excelsior*) jellemző, ritkábban hamvas éger. Cserjeszintje dús, gypeszintjében montán és alhavasi jellegű dealpin elemek, szubmediterrán és atlanti mediterrán orchideafélék, mint a ritka bangók kosborok, madársisak és kígyónyelv tenyésznek. Leggyakoribb növénytársulásuk a nádasok és a hozzájuk kapcsolódó magassásos rétek, ezen belül ritka reliktum a zombéksásosok. A nedves rétek közül legelterjedtebbek a mocsárréti társulások. Ritkák, reliktum jellegűek az üde és hegyi láprét és a meszes talajú láprét maradványok. Gyakoriak a kaszálórétek (LOVÁSZI 2002). Egész Szigetközre a vízi és vízkedvelő fajok a jellemzők. A Duna elterelését követő azonnali hatások a vizes élőhelyek állatvilágát negatívan érintették, ám ennek ellenére a mai napig értékes a Szigetköz állatvilága, különösen a madarak tekintetében (PELLINGER & TATAI 2014).

Befogási időpontok

Mivel a cél helyben költő adult madarak befogása volt, ezért a szakirodalomból és saját megfigyeléseinkből arra következtettünk, hogy az áprilistól augusztusig tartó költési időben kell megkísérelnünk a befogásokat. Más ragadozómadár-fajoknál alkalmazott eddigi technikákkal kezdtünk, melyek közül a legáltalánosabbak az élő házi galambbal felcsalizott különböző hálótípusok, ezeket azonban akkor célszerű használni, ha az átlagosnál nagyobb a madarak táplálék igénye – ez költési időben a nagyfiókás kor, ami esetünkben nagyjából júliusra esik. Ennél korábban a kisfiókás korban (májustól júniusig) valószínűsíthető, hogy a költőhelyek közelében agresszívan támadja a műhuval felcsalizott hálót., később Később viszont a már kirepülő fiatalok miatt nem érdemes próbálkozni, mert nem volt cél fiatal madarak befogása.

A több szezonon át tartó befogási kísérletek során jöttünk rá arra, hogy a főként tavasszal (áprilisban) a vadászható varjúfélék gyéritésére használt élvefogó, ún. „Larsen-csapda” (főként, ha tojással is fel volt csalizva) automatikusan fogja a rétihéját – de csak a vadászterületükön, pl. a nyílt legelőkön, jól látható helyen kihelyezve. Egy alkalommal a nyári (júniusi) hónapban is sikerült ugyanígy fogni egy hímét. Ettől eltérő időszakokról pedig azért nincs adatunk, mert akkor nincsenek is használatban ezek a típusú csapdák.

A napszakokat tekintve jóval több fogás esett a reggeli és késő délelőtti órákra (9–11-ig hét estben), két esetben pedig délután 13–15 óra között jártunk sikerrel. Erre eddig magyarázatot nem találtunk, viszont azt vizuális megfigyeléseink is megerősítették, hogy a rétihéják jóval többet mozognak a költőhelyeik közelében a délelőtti órákban (gyakrabban figyeltünk meg nászrepülést is), késő délutántól kezdve (17–18 óra között) pedig feltűnően kisebb az aktivitásuk.

Befogási módszerek

Barna rétihéja befogásáról kevés tapasztalattal rendelkezünk, ezért a más, hasonló méretű fajoknál már bevált módszerekkel kezdtünk próbálkozni (VÁCZI et al 2014). Ezek egyike a hagyományos „kockahálós” befogás, ahol élő házigalambot használtunk csalinak, mert ezzel korábban már sikerült olyankor is fognunk rétihéját, amikor nem ez volt a cél faj (**3. ábra**). Az tapasztaltuk, hogy abban az időszakban, amikor nagyobb a zsákmányigénye a fajnak – pl. nagyfiókás korban – akkor bátrabban támadja az élő csali, ezen kívül azonban szinte soha nem reagált rá. Hasonló eredményeket értünk el a csapóhálóval, akár élő, akár zsákmánymaradék (nyúlláb, galambszárny stb.) volt a csali.



3. ábra: *Hagyományos, kockahálós módszerrel fogott barna rétihéja hím*
Fig. 3: *Male marsh harrier captured using the traditional square net method*

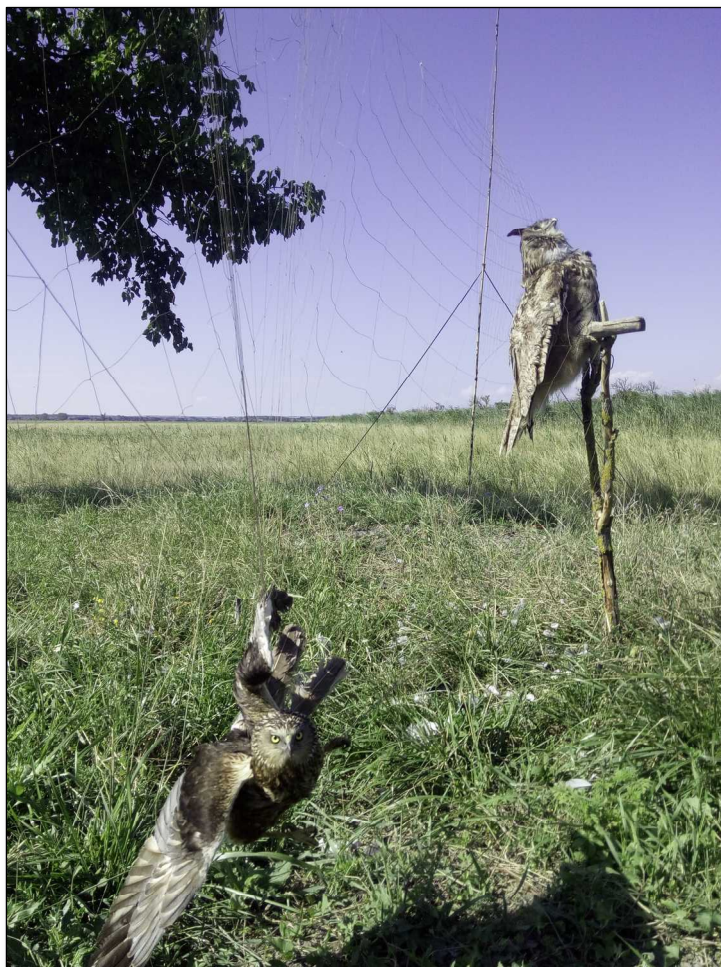
Időközben kiderült, hogy a főként áprilisban használt ún. Larsen csapda (különösen, ha az élő varjú csali mellett tojás is volt behelyezve) is gyakran produkál fogást, főként, ha fáktól távolabb, nyílt területre helyeztük ki (**4. ábra**). Később már célzottan alkalmaztuk ezt a befogási módszert a rétihéják táplálkozóterületén (rövid fűvű legelőkön, frissen kaszált lucernán stb.).



4. ábra: Barna rétihéják Larsen csapdában

Fig. 4: Marsh harriers in a Larsen trap

A fészkelőhelyek közelében azonban a fentiek ritkán működtek, jóval több eredményt értünk el a május-júniusi időszakban a nádas szélén felállított műuhus függőhálóval (10x10 cm-es lyukbőségű, 6-8 m hosszú, 2 m magas, egy vagy többzsebes háló rugalmasan rögzített bambusz stanglikra felállítva a földtől 1,5 m magasságban, a madarak repülési irányára és a szélirányra merőlegesen), ahol csalinak műuhut használtunk (**5. ábra**). Bár az öreg madarak közül nem mindegyik támadta ezt a készséget, időnként azonban 5-7 madár is odagyűlt riasztó hangját hallatva és bukórepüléssel támadva a műbaglyot, míg egyikük túl alacsonyra szállva beleakadt a hálóba. A fogás többnyire akkor volt sikeres, ha a madár a földre lógva maradt a hálóban, ellenkező esetben néha kiszabadult. Természetesen ez a módszer csak állandó felügyelettel alkalmazható. Érdekességként említendő, hogy az összes ily módon fogott rétihéja (4 pd) de. 9 és du. 13.00 között került kézre, késő du. 17-18 óra után pedig egyáltalán nem tapasztaltunk aktivitást a háló körül.



5. ábra: Műuhus módszerrel fogott barna rétihéja hím
Fig. 5: Male marsh harrier captured using a plastic eagle-owl

Az alkalmazott jeladó típus és felszerelése

A madarak jelölésére a korábbi projektekben is alkalmazott Ecotone L1 Saker GPS-GSM típusú, lengyel gyártmányú, 22 g tömegű készülékeket használtuk. Előnyük a kis súly és az önálló (napelemes) áramellátás mellett a távműködtethetőség. A gyártó által hozzáférhetővé tett kontroll-panelen tudtuk a jeladó beállításait ellenőrizni és szükség szerint változtatni – mint pl. a jelsűrűség (30 perctől a 24 óránkénti GPS koordináta mérés) vagy a működési időtartam (24 órában vagy a beállított reggeli és esti időpont között) tekintetében. Ezidáig az **1. táblázatban** feltüntetett madarakat jelöltük meg jeladóval.

1. táblázat: Az FHNPI által eddig jelölt összes barna rétihéja összefoglaló táblázata

Table 1: Summary table of all marsh harriers tagged by FHNPD so far

No.	Jeladó azonosító	Felszerelés ideje	Helyszíne	Fogási módszer	Ivar	Működés időtartama	Jeladó/madár sorsa
HU-SK Interreg							
1	HUHA03	jún.14	Szigetköz	kockaháló	tojó	2016.03.01	ismeretlen
Madárvárta I.							
2	FERT01	júl.14	Fertő	műuhu+háló	tojó	2014.10.01	nem ad/él
3	FERT02	ápr.15	Fertő	csapóháló	hím	2016.08.01	visszafogás
4	FERT04	jún.19	Mosoni-sík	műuhu+háló	tojó	jelenleg is	működik/él
Madárvárta II.							
5	NEWD16	ápr.18	Fertő	Larsen csapda	tojó	jelenleg is	működik/él
6	NEWD17	jún.18	Fertő	műuhu+háló	hím	2019.05.01	ismeretlen
7	NEWD18	máj.18	Fertő	műuhu+háló	hím	jelenleg is	működik/él
8	NEWD19	máj.20	Fertő	műuhu+háló	hím	jelenleg is	működik/él
9	NEWD20	szept.17	Fertő	sérülten kézrekerült	hím	2017.10.01	elpusztult

A költési időben a lehető legtöbb jelet vártuk az adótól, hogy a madár viselkedéséről, terület használatáról minél több, részletesebb adatot kapjunk – különösen a költési időszak elején, amikor a fészek megtalálása volt a fő cél – vonulásakor viszont elegendő a 3–12 óránkénti, a telelő helyen pedig a napi egy adat is.

A szakirodalom (CALVO & FURNESS 1992) szerint az ilyen közepes testű ragadozómadár ragadozómadár-fajokra a jeladót célszerű a hátoldalra, a madarak súlypontjának közelében, hátizsákszerűen rögzíteni. Mi kétféle módszert, egyrészt a vállakon és a mellcsontnál keresztezve átvezetett, másrészt a hátón a faroktőig, onnan a combok alatt a mellcsonton át a vállakig vezetett teflonszálakkal rögzítést alkalmaztunk (**6. ábra**).

Az eddigi tapasztalatok alapján a madarakat nem befolyásolhatja jelentősen negatív módon a hátukon hordott jeladó, mert két egyed második, éve, egy korábbi projektből projekt során felszerelt madár pedig már hatodik éve viseli azt. Az eddigi egyetlen visszafogott hím madár (FERT02) tollai, bár kopottak voltak a hátoldalon a meghibásodott jeladó alatt, de a hím madár jó kondíciója, tollzatának épsége és az a tény, hogy társaihoz hasonlóan megjárta Afrikát, arra enged következtetni, hogy módszerünk nem befolyásolta negatívan ezeket az egyedeket.



6. ábra: Barna rétihéja hím a felszerelt jeladóval a hátán
Fig. 6: Male marsh harrier with mounted transmitter

Táplálék vizsgálat vadkamerával

A barna rétihéja táplálékösszetételét már vizsgálták hazánkban a fészkekhez behordott táplálék alapján (TÓTH *et al.* 2008). Ezt a már jól bevált módszert alkalmaztuk mi is és ehhez szereztünk be Reconyx Hyperfire HC600 vadkamerát a Madárvárta II. projekt során, mert tapasztalataink szerint eddig minden körülmények között megbízhatóan működött. A készülék mozgásérzékelős és infravakuval is ellátott, ezért éjjel-nappal működik a változó fényviszonyoktól függetlenül. A képkészítés módját és sebességét szintén korábbi tapasztalatok alapján úgy választottuk meg, hogy a lehető legtöbb kép készüljön a behordott zsákmányról (minden mozgásra három fotó 1-5 másodpercenként, majd 1-3 perc szünettel), de ne terhelje feleslegesen a készülék memóriakártyáját.

Egyedüli problémát a kamera stabil rögzítése okozta, hiszen alapesetben ezeket egy pánttal valamilyen szilárd függőleges tárgyra (pl. fatörzsre) szokás

rögzíteni, a nádban pedig erre csak úgy volt lehetőségünk, ha legalább egy, de gyakran két 5x5 cm-es, 2 m hosszú akáckarót vertünk bele a mocsaras talajba, a fészektől 0,5-1 m távolságban.

A felvételek alapján a madarak (fiókák és szülei) viselkedését a kihelyezett készülék nem, vagy alig befolyásolta, az etetések, a kis fiókák takarása, majd a kirepülés az elvártnak megfelelően történt. Egy esetben tapasztaltuk, hogy a tojó madár nem mert eteteskor a fészekre szállni a kamerával vizsgált időszakban, ezért szerepét a hím vette át.

A barna rétihéja táplálkozásvizsgálatát 2019-ben kezdtük meg. Három aktív fészket sikerült megtalálnunk, többnyire a terepen megfigyelt zsákmányt hordó hím egyedek követésével. A jeladóval szerelt madarak közül csak a kotló tojók jelölik ki pontosan a fészkek helyét, azonban még ilyenkor is előfordul, hogy csak hosszas földi és légi (drónos) keresés után sikerült azt fellelni a sűrű nádasban. A hímek a költési idő elején jobbra a territórium kijelölésével és nászrepüléssel foglalkoznak, kotlaskor rendszerint átadják a fészkekről felszálló tojónak a zsákmányt, és csupán nagyfiókás korban szállnak be néha a fészekre a fiókák etetése céljából. Így az ő adataik nem alkalmasak fészkelőhely-beazonosítására – annál inkább a territórium és a vadászterület paramétereinek meghatározására.

Eredmények és értékelésük

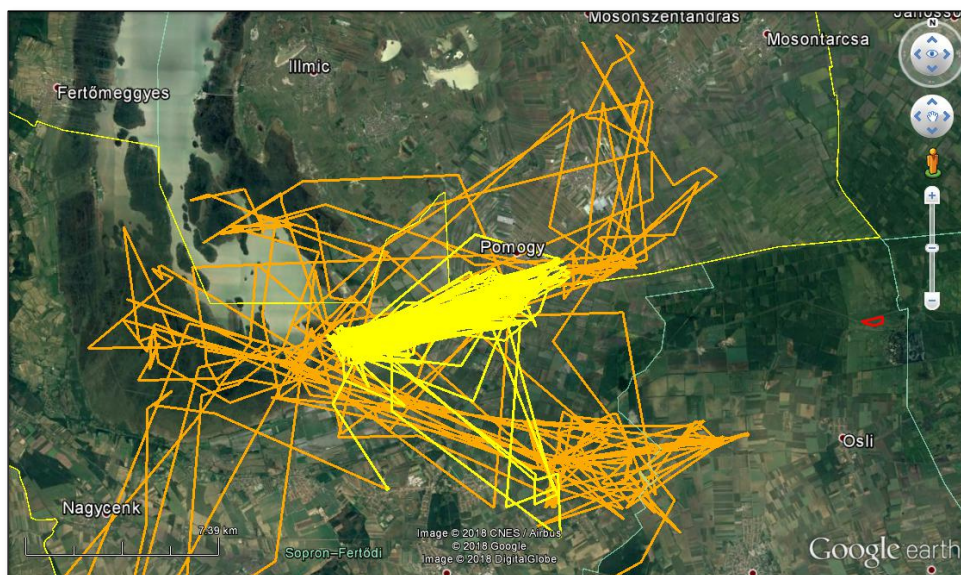
Fészkelőhely-választás

A vizsgálataink során a fajra jellemző (HARASZTHY 2000) fészkelőhelyeket regisztráltuk, úgymint vízben álló nádas (n=4) és magassásos mocsárrét (n=1). Az előbbi élőhelyből három a Fertő-tó kiterjedt nádasában, míg egy további a Mosoni-síkon, kubikgödörben volt. Az összes említett élőhelynél legalább a költés kezdetén 0,5-1m mély víz állt a fészkek alatt, ami a legsűrűbb foltokban, az előző évi avas nádra épült.

A különböző években a madarak nem használták az előző évi fészkeket. Az előző projektek során (HU-SK Interreg 2014.) jelölt egyik tojó a különböző években hasonló élőhelyen (nádasodó holtág vagy mellékág a Szigetközben), de nem azonos helyszínen költött – a két különböző költőhely távolsága 2 km volt. Egy szintén korábban (Madárvárta I. projektben 2014-ben) jelölt fertői tojó, melynek nem működik az adója, mind a mai napig megfigyelhető a befogásának közelében, és bár konkrét fészket egyszer sem sikerült megtalálni, de vizuális megfigyeléseink alapján az eredetileg feltételezethez képest legalább 1km-re választott költőhelyet. A terepi munka során egy jelöletlen pár 2019. és 2020. évi fészkelőhelyét is sikerült megtalálnunk, ezek közötti távolság legalább 250 m volt (az előző évi fészkelőhelyet nem használták, ez esetben lehetséges, hogy nem ugyanazok az egyedek voltak, de ettől függetlenül a konkrét fészkek helye a territóriumon belül biztosan változott). A mosoni-síki madár költőhelye egy 100m² kiterjedésű nádas egy kubikgödörben, ahol túl sok választása nem lehetett, ennek ellenére ott sem tért vissza a korábbi fészkére.

A territóriumok mérete

Az eddig jelölt összes madár (n=9) közül csak a költő hímeknél figyeltünk meg territoriális viselkedést, a tojók a telelőhelyről történt megérkezésük után rövidesen kotlásba kezdtek, ezért nem alkalmasak a territóriumok méretének megállapítására. Így megállapításainkat az eddigi 4 hím egy-egy költési szezonjára tudjuk vonatkoztatni, egyrészt azért, mert egyes példányoknál a jeladó egy szezon után elromlott (FERT02, NEWD17), míg másoknál (NEWD18 és NEWD19) mindaddig csak egy költés volt.



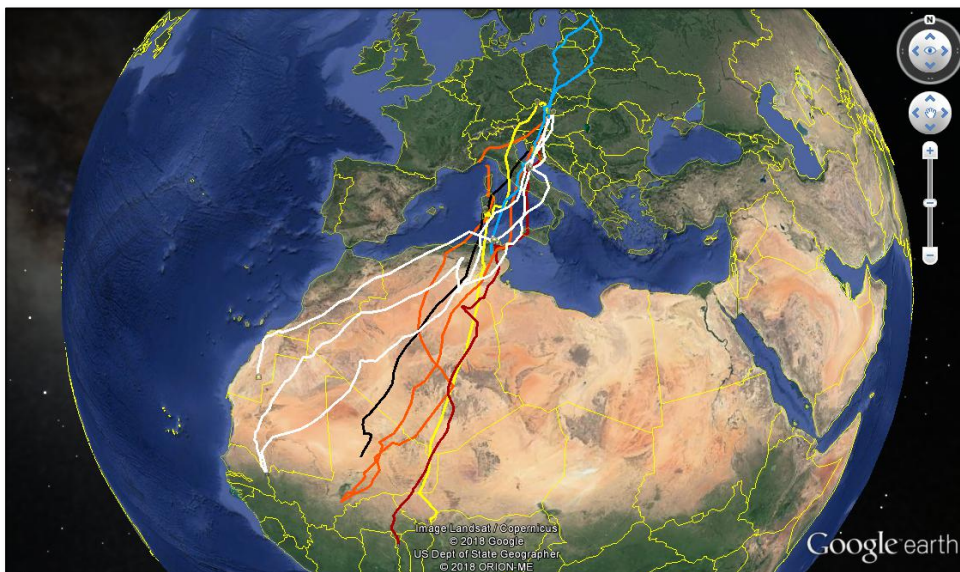
7. ábra: A költő és átnyaraló öreg madarak mozgásmintázatának összehasonlítása a nyári hónapok adatai alapján
(citromsárga: költésben levő hím, narancssárga: átnyaraló hím)

Fig. 7: Comparison of the movement pattern of breeding and over-summering adult birds based on summer data
(yellow: breeding male, orange: over-summering male)

Azt, hogy költő (territóriumot fogláló) madárról van-e szó, részben terepi megfigyelésekből (nászrepülés, zsákmány átadás a tojónak), részben pedig a teljes költési időben a jeladó által mért GPS koordináták eloszlásából következtettünk (7. ábra). Míg a territoriális madarak jelei a teljes költési időben a fészkelőhely egy bizonyos szűk területére koncentrálnak, addig a nem költőké néhány hetente változott, esetenként 5–20 km-re egymástól – feltételezhetően a táplálékkinálat függvényében. Esetünkben gyakran volt megfigyelhető, hogy a tipikus élőhelyektől (nádasok, vizes élőhelyek) távol, mezőgazdasági környezetben tartózkodtak hetekig, gyakran ott is éjszakáztak. Az éjszakázóhelyek mindig a szántóföldek közé ékelődött magasabb növényzetű (nádas, sásos, de legalábbis gazos, művelés nélküli) foltokban, sávokban voltak.

Vonulás

A nagy mennyiségű adat részletesebb, tudományos szintű elemzése külön kerül publikálásra, röviden összefoglalva az eddigi eredményeket megállapítottam, hogy a hazánkban költő barna rétihéják április második felében érkeznek vissza telelőhelyeikről ($n = 5$), azonban ekkor még lehetnek nálunk északabbra költő populációk átvonuló egyedei ($n = 2$). A helyben fészkelők szeptember első hetében indulnak délre ($n = 7$), az északabbra költők előbb ($n = 2$). A telelőhelyre október/novemberben érkeznek meg ($n = 5$). Vonulásuk kontinensünkön egy szűk sávban halad DNy felé, a Mediterráneumon történő átkelés során szétszóródnak és az ottani szigetek érintésével szelik át a Földközi-tengert ($n = 7$). A telelőhelyek a Szaharától délre, Mauritania, Mali és Niger déli részeire esnek (**8. ábra**), a 9. és 18. szélességi kör között, a 4. hosszúsági körtől Ny-ra ($n = 5$). Kérdéses azonban, hogy honnan származnak a nálunk telelő példányok (a Fertőn 3-8 pd).



8. ábra: Az eddig jelölt barna rétihéják vonulási útvonalai

Fig. 8: Migration paths of marsh harriers tagged so far

A vizsgálatok során bebizonyosodott, hogy a tavaszi hónapokban hazánkban megfigyelhető, adult tollazatú madarak gyakran csak átvonulók, illetve a teljes költési időszakban itt (költési időben, költésre alkalmas helyen) tartózkodó egyedek nem mindegyike fészkel, ami aztán évről évre változhat. Emiatt az öreg madarak egyszerű összeszámolása nem ad pontos információt az adott év költőállományára vonatkozóan.

Táplálékvizsgálat

A behordott zsákmányállatok faji összetételét nehéz volt megállapítani, mert azok gyakran vagy a szülők, vagy a fiókák takarásában voltak. Az eddigiek során

kiértékelt 2292 felvételtől csupán 55-ön látszik etetés, ezeken 23 különböző zsákmányállat, túlnyomó többségben (13 pd = 57%) mezei pocok (*Microtus arvalis*), vagy egyéb hasonló méretű kisemlős látható. A többi felvételen 4 pd (17%) fiatal mezei nyúl (*Lepus europaeus*) és 6 pd (26%) egyéb, nem meghatározható kistestű zsákmány van (**2. táblázat**) A kapott eredmények jórészt átfednek az eddigi kutatások megállapításaival (PALLOS 2010).

Ezek az első eredmények arra engednek következtetni, hogy 2019-ben a jelölt madarak vadászterületén (Fertő környéke, Dél-Hanság és Mosoni-sík) mezei pocok gradáció lehetett, amit megerősített az a tény is, hogy abban az évben (2014 óta először) számos réti fülesbagoly (*Asio flammeus*) költést is regisztráltunk, ami tipikusan e zsákmányfaj felszaporodásakor jelenik meg nagyobb számban.

2. táblázat: Barna rétihéja táplálkozás vizsgálatának eredményei egy fészekalj alapján 2019-ben
Table 2: Detailed results of the feeding survey of marsh harrier based on one brood in 2019

Ssz	Dátum	Időpont	Megjegyzés	Zsákmány
_0172	2019.06.24	6:39	öreg madár	kisemlős
_0442	2019.06.24	2:46	öreg madár	mezei pocok
_0443	2019.06.24	2:46	fióka eszik	
_0504	2019.06.24	4:56	öreg madár	kisemlős
_0544	2019.06.24	6:14	öreg madár	kisemlős
_0582	2019.06.24	7:53	öreg madár	kisemlős
_0769	2019.06.25	7:19	öreg madár	nem látszik
_0814	2019.06.25	9:03	öreg madár	nem látszik
_0832	2019.06.25	10:02	öreg madár	mezei nyúl
_0833	2019.06.25	10:02	fióka eszik	
_0834	2019.06.25	10:02	fióka eszik	
_0949	2019.06.25	2:09	öreg madár	nincs zs
_0950	2019.06.25	2:09	öreg madár	
_0951	2019.06.25	2:09	öreg madár	
_0964	2019.06.25	2:41	öreg madár+fióka eszik	mezei nyúl
_0965	2019.06.25	2:41	fióka eszik	
_1240	2019.06.26	6:18	öreg madár	nem látszik
_1241	2019.06.26	6:18	öreg madár	
_1258	2019.06.26	7:02	öreg madár	nem látszik
_1259	2019.06.26	7:02	öreg madár	
_1260	2019.06.26	7:02	öreg madár	
_1288	2019.06.26	8:47	öreg madár	kisemlős
_1289	2019.06.26	8:47	öreg madár	

Ssz	Dátum	Időpont	Megjegyzés	Zsákmány
_1300	2019.06.26	9:03	öreg madár	mezei pocok
_1301	2019.06.26	9:03	öreg madár	
_1302	2019.06.26	9:03	öreg madár	
_1363	2019.06.26	11:25	öreg madár	kisemlős
_1364	2019.06.26	11:25	öreg madár	
_1365	2019.06.26	11:25	öreg madár	
_1369	2019.06.26	12:02	öreg madár	mezei pocok
_1370	2019.06.26	12:02	öreg madár	
_1371	2019.06.26	12:02	öreg madár	
_1405	2019.06.26	3:13	öreg madár	mezei nyúl
_1406	2019.06.26	3:13	öreg madár	
_1407	2019.06.26	3:13	öreg madár	
_1828	2019.06.27	11:02	öreg madár	
_1829	2019.06.27	11:02	öreg madár	mezei pocok
_1830	2019.06.27	11:02	öreg madár	
_1858	2019.06.27	1:48	öreg madár	mezei nyúl
_1859	2019.06.27	1:49	öreg madár	
_1860	2019.06.27	1:49	öreg madár	
_1921	2019.06.27	5:08	öreg madár	mezei pocok
_1922	2019.06.27	5:08	öreg madár	
_2023	2019.06.27	8:33	öreg madár	nem látszik
_2024	2019.06.27	8:33	öreg madár	
_2230	2019.06.28	7:47	öreg madár	
_2231	2019.06.28	7:47	öreg madár	
_2232	2019.06.28	7:47	öreg madár	mezei pocok
_2260	2019.06.28	8:35	öreg madár	nem látszik
_2261	2019.06.28	8:35	öreg madár	
_2278	2019.06.28	9:25	öreg madár	kisemlős
_2279	2019.06.28	9:25	öreg madár	
_2280	2019.06.28	9:25	öreg madár	

Feladatok és javaslatok a további vizsgálatokkal kapcsolatban

- a befogásokat célszerűbb a nyári hónapokra időzíteni a költőhelyek közelében
- fészkelőhelyek keresése vizuális háromszögelés, vizuális megfigyelés és drón használat együttes alkalmazásával
- további jelölések: párok, fiókáik, és az áttelelők jelölése is fontos lenne a jövőben
- fészekkamerázás javítása (pl. két kamera alkalmazása, video frame-ek elemzése stb.)
- jóval részletesebb, statisztikai elemzés minél több madár minél több szezon lefedő adataiból, ami többek között arra is enged következtetni, mekkora lehet egy-egy költőpár területigénye, így akár egy térség költőállományának nagyságára is következtethetünk (ezzel a módszerrel inkább minimum-maximum értékeket, vagy akár egy terület eltartóképességét határozhatjuk meg, ami azonban a táplálékellátottság függvényében évente változhat). Ehhez jóval több madár jelölése szükséges a jelenleginél – különböző élőhelyeken és tájegységekben.
- más élőhelyeken (pl. gabonában) költő párok jelöléses vizsgálata is szükséges a jövőben.

Köszönetnyilvánítás

A kutatásban az alábbi személyek nyújtottak segítséget, akiknek ezúton is köszönjük a munkáját: Ásványi Antal, Gyórig Előd, Kalocsa Béla, Kozma László, Kugler Péter, Németh Árpád, Pető Zsolt, Szabó Csaba, Tamás Enikő Anna Dr., Tóth László Dr., Zuberecz Boglárka.

Összefoglalás

A barna rétihéja a Magyarországon kevésbé kutatott fajok közé tartozik, vonulásáról, teleléséről és különösen területhasználatáról kevés információval rendelkezünk. Jelen kutatásunkhoz felhasználtuk a korábbi Interreg projektek keretében szerzett tapasztalatokat, különösen a befogás és a jeladó típusának kiválasztása, felszerelése tekintetében.

Célunk elsősorban e „konfliktus faj” fészkelési szokásainak, területhasználatának és táplálkozásának vizsgálata, de képet kaptunk a vonulásáról is. A vizsgálatokhoz a Fertő-tó térségében, mint jelentősnek ismert fészkelő területén kerültek felnőtt madarakra (7 pd) Ecotone L1 Saker GPS-GSM típusú jeladók, a táplálkozás vizsgálatokhoz Reconyx HC600 vadkamerákat (4 db) szereztünk be. A befogás nehézségeit jelzi, hogy minden időszakban más csapda volt alkalmas, illetve a túl korán (május előtt) befogott madarak között átvonulók is voltak, helyben költőket csak ezután lehet nagy biztonsággal befogni.

Eddigi eredményeink szerint a faj jóval nagyobb területet használ költési időben, mint az eddig vizsgált ragadozómadár ragadozómadár-fajok (pl.

egerészölyv). A jelölt egyedek bár visszatérnek a befogás helyszínére, de bizonyos években nem költenek (ez azonban szezononként változhat). Vonulása széles sávban zajlik a mediterráneumon Mediterráneumon keresztül szeptemberben és áprilisban a földközi-tengeri szigetek érintésével, telelni Közép-Afrikába nyugati felébe megy (TÓTH 2014).

Táplálkozás vizsgálata – részben a fészkek nehéz felderíthetősége, részben a vadkamera korlátai miatt – kevés eredményt hozott eddig, célszerű lenne más technológiát és esetleg fészkenként több kamerát alkalmazni. További vizsgálatot igényel az eddig még nem jelölt fiatal madarak viselkedése, illetve annak tisztázása, hogy a faj télen is megfigyelhető egyedei honnan származnak.

Zusammenfassung

Die Rohrweihe ist in Ungarn eine wenig erforschte Art: Wir hatten ungenügend Informationen über ihre Wanderung, Überwinterung und vor allem ihre Lebensraumnutzung. In der hier vorgestellten Forschung haben wir die Erfahrungen aus einem früheren Interreg-Projekt angewendet, besonders in Bezug auf den Fang und die Satellitenmarkierung (Auswahl geeigneter Sendertypen und ihrer Befestigung).

Unser Ziel war die Erfassung der Nistgewohnheiten, der Habitatnutzung und der Fütterung dieser "Konfliktart", aber auch Informationen über ihre Migration. Im Rahmen der Erhebung wurden erwachsene Vögel (7 Ind.) mit Ecotone L1 Saker GPS-GSM-Sendern in der Region des Fertő/Neusiedler Sees als bedeutender Brutplatz der Art markiert, für die Fütterungsuntersuchung wurden Reconyx HC600 Kameras (4 Stk.) angeschafft. Die Schwierigkeit des Fangens zeigt sich in der Tatsache, dass in jeder Jahreszeit ein anderer Fallentyp wirksam war, außerdem gab es unter den zu früh (vor Mai) gefangenen Vögeln noch Zugvögel. Vor Ort brütende Individuen können erst ab Anfang Mai mit Sicherheit gefangen werden.

Nach unseren bisherigen Ergebnissen nutzt die Art in der Brutzeit eine weitaus größere Fläche als die zuvor untersuchten Greifvögel (z.B. Mäusebussard). Markierte Individuen brüten trotz der Rückkehr an den Fangort in bestimmten Jahren nicht (dies kann jedoch von Jahreszeit zu Jahreszeit variieren). Die Wanderung der Art erfolgt im September und April auf einem breiten Zugweg durch den Mittelmeerraum, einschließlich der Mittelmeerinseln; ihre Überwinterungsgebiete liegen im westlichen Teil Zentralafrikas.

Die Fütterungserhebung hat bisher weniger Ergebnisse erbracht, teils wegen der schwierigen Lokalisierung der Nester, teils wegen der Limits der Kamera. Es wird empfohlen, eine andere Technologie und vielleicht mehr Kameras an jedem Nest einzusetzen. Das Verhalten der Jungvögel, die bisher nicht markiert wurden, muss noch weiter erforscht werden, ebenso wie die Herkunft der im Winter erscheinenden Individuen.

Felhasznált irodalom

- ÁNGYÁN J. & PODMANICZKY L. (szerk.) (2003): *A FHNP „Mosoni-sík” ÉTT mintaterületének programterve*. Környezet- és tájgazdálkodási Intézet, Gödöllő.
- CALVO, B. & FURNESS R.W. (1992) A review of the use and the effects of marks and devices on birds. *Ringing & Migration* 13 (3): 129–151.
- CSERKÉSZ T., KISS Cs. & OTTLECH B. (2020): Zsákmány és ragadozó együttélése agrárkörnyezetben: a mezei hörcsög (*Cricetus cricetus*) és a molnárgörény (*Mustela eversmanii*) napi és szezonális aktivitásmintázata kotorékoknál. *Állattani Közlemények* 105: (1-2): 95–113.
- DINKA M. & ÁGOSTON-SZABÓ E. (2012): A nádasok ökológiája. In: KÁRPÁTI L. & FALLY J. (szerk.): *Monografikus tanulmányok a Fertő és a Hanság vidékéről*. Szaktudás Kiadó, Budapest: 82–95.
- FABÓK V., KOVÁCS E. & KALÓCZKAI Á. (2015): Érintettek percepcióinak feltárása egy védett ragadozómadarakkal kapcsolatos konfliktusban a Jászság SPA részvételi tervezési folyamata során. *Természetvédelmi Közlemények* 21: 64–75.
- FARAGÓ S. (2018): *A túzok a Kisalföldön*. Soproni Egyetem Kiadó, Sopron.
- HARASZTHY L. (2000): *Magyarország madarai*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- LOVÁSZI P. (ed.) (2002): *Javasolt különleges madárvédelmi területek Magyarországon*. MME, Budapest.
- MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET (2020): Magyarország madarai: Barna rétihéja. <http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/-madaradatbazis-ciraer>. Letöltés dátuma: 2020-10-07
- PALLOS ZS. (2010): A barna rétihéja táplálék-összetétele. *Heliaca* 8: 82–85.
- PELLINGER A. & TATAI S. (2015): Vonuló és telelő vízimadár állományok a Szigetközben (2012/2013–2014/2015). *Magyar Vízivad Közlemények* 26: 235–246.
- TÓTH L. (2014): Barna rétihéja. In: HARASZTHY L. (ed.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár.
- TÓTH L. (2009): Barna rétihéja. In: CSÖRGŐ T., KARCZA ZS., HALMOS G., MAGYAR G., GYURÁCS J., SZÉP T., BANKOVICS A., SCHMIDT A. & SCHMIDT E. (ed.) *Magyar Madárvonulási Atlasz*. Kossuth Kiadó, Budapest: 361–362.
- TÓTH L., PAPP S., PALATITZ P. & SZÉLL A. (2006): Rádiós képtovábbító rendszer alkalmazása barna rétihéja fészkelésének vizsgálatánál. *Vadbiológia* 12: 62–69.
- VÁCZI M., TAMÁS E. A. & KALOCSA B. (2014): Több faj jeladós vizsgálata egy területen. *Heliaca* 12: 91–97.

Vízimadár-számlálások a mekszikópusztai elárasztások területén 2017–2019 között

Waterbird monitoring on the habitat reconstruction area at Mekszikópuszta between 2017 and 2019

Wasservogelzählungen in den Überschwemmungsgebieten bei Mekszikópuszta 2017-2019

PELLINGER ATTILA¹ & HADARICS TIBOR²

Abstract

In the period 2017-2019 bird population counts were conducted on flooded areas of the wetland restoration site in Mekszikópuszta (Nyéki szállás, Pap-rét, Borsodi-dűlő, Cikes) targeting 69 chosen waterbird species. The work is a continuation of a monitoring started earlier, including weekly survey of above areas. In the period investigated the draught started earlier was continuing, thus part of the sites dried up relatively early. The drought didn't favor the breeding of waterbirds, and also the state of the area in the dry period was not optimal for migrating and feeding groups of birds. However, dry weather favored habitat management activities, being mainly necessary for pushing back expanding reed. Habitat management included mowing, flail-mowing as well as grazing with Racka sheep and Hungarian grey cattle. Management could be accomplished on a bigger area and in better quality than in previous years, contributing to maintaining the salt character of the site.

Weekly monitoring bird counts let us obtain a picture about bird movement in the survey area, being especially important in the case of Lake Fertő where – due to its location in the border area – in the scope of its importance, only few ornithological research was conducted over several decades. This monitoring has to be maintained also in the future to gain long-term detailed data sets about waterbird migration and the population dynamics of the species.

In the survey period species with the highest number of individuals were Eurasian teal, mallard, northern shoveler, ruff, northern lapwing, avocet, gadwall, Eurasian wigeon, crane and red-crested pochard. The number of species was more or less even from spring to autumn, however, the number of individuals in the autumn exceeded that in spring significantly, following a drop during the summer drought.

¹ Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, 9435 Sarród, Rév, Kócsagvár, E-mail: pellinger.attila@fhnp.hu

² Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Soproni Helyi Csoport

Bevezetés

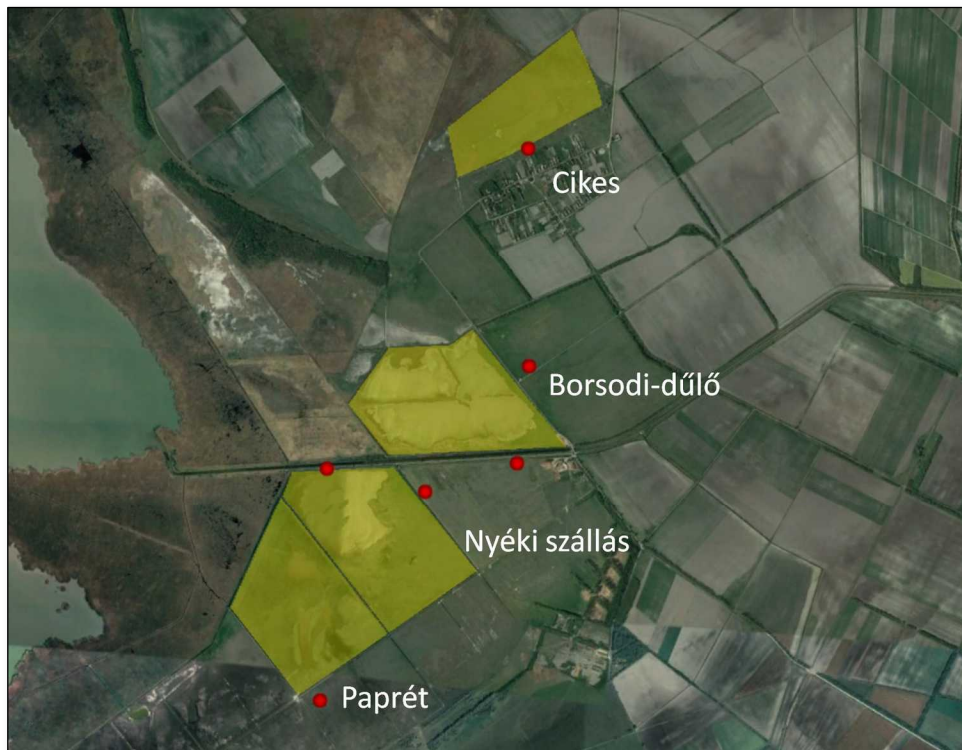
A Fertő–Hanság vízrendszeren a 18. században kezdődtek meg az intenzív lecsapolási munkálatok. Kétszáz év alatt az egykori Fertő-meder nagy része – a mélyebben fekvő délkeleti oldalon – szárazra került. A mederben a vízszint csökkentése miatt gyors elnádásodás zajlott le a múlt század első harmadában, ezáltal a madárélőhelyek alapvetően alakultak át, ami számos faj eltűnését vagy megritkulását eredményezte (KÁRPÁTI 1989, TRASER 1983). 1990-re lehetőség nyílt egy vizesélőhely-rehabilitáció megvalósítására Mekszikópusztán (KÁRPÁTI 1991), amely részlegesen helyreállította az egykori vízviszonyokat a területen, illetve kiváló fészkelő-, táplálkozó- és pihenőhelyet jelent nagyszámú vízimadár faj részére (KÁRPÁTI & PELLINGER 2012). Az elárasztások – amellet, hogy megfelelő természetvédelmi kezeléssel együtt ismét biztosítják a vízrendezések utáni tőfejlődés következtében megszűnt parti, sekély vízborítású élőhelyeket – kedvező feltételeket teremtenek a vízi madarak állományainak vizsgálatára. A tómeder elnádásodása, amely jórészt a 20. század első felében zajlott le, majd lelassulva bár, de napjainkig folytatódik, olyan térbeli struktúrát eredményezett, amely a tulajdonképpeni tómederben gyakorlatilag megghiúsítja hasonló jellegű monitoringvizsgálatok elvégzését. A partvonalat kerítő 1–7 km széles, helyenként tagolt nádas – az egykori, ma már elnádásodott öblözetekből lefűződött belső tavakkal, a részben a nádaratásra, részben a feltöltődő nádas nem kielégítő vízutánpótlására visszavezethető okokból kialakult kisebb-nagyobb megközelíthetetlen tarfoltokkal – szinte teljesen áttekinthetlenné vált (PELLINGER 2000, 2001).

A mekszikópusztai elárasztásokon heti rendszerességű vízimadár-számlálásra első ízben 1998-ban került sor. Az ezt megelőző időszakból is rendelkezünk adatokkal a területről, azonban az egyes fajok éves állománydinamikájának megismeréséhez rendszeresen, azonos módszerrel végzett felmérésre van szükség. Az elárasztásokon végzett monitoring célja a vízimadár fajok állománydinamikájának vizsgálata a Fertő magyarországi részén, továbbá az élőhelyrekonstrukciós területek jelentőségének nyomon követése az átvonuló, táplálkozó, pihenő madárállományok szempontjából. További cél olyan vízkormányzási, területkezelési gyakorlat kialakításának megalapozása, amely hosszú távon is biztosítja a megfelelő élőhelyeket a vízi madarak számára.

Anyag és módszer

A vizsgálati terület leírása

Mekszikópusztán az első elárasztások 1989 őszén történtek meg, dr. Kárpáti László elképzelései szerint. Az elárasztások a tómeder délkeleti részén, az egykori változó vízborítású „árterületen” vannak. A Fertő és a Hanság mintegy 200 éven át tartó sorozatos lecsapolási munkálatainak eredményeként – amelynek a szóban forgó területre legnagyobb hatású beavatkozása a Pomogy (Pamhagen) és Hegykő között megépített Körgát – megszűnt a tó a rendszeres, az uralkodó erős északnyugati szelek által ide kihajtott vizekből származó kiöntése. A beavatkozásokat extenzív mezőgazdasági hasznosítás – legeltetés – követte, amely az 1980-as évek derekára erősen visszaszorult.



1. ábra: A vizsgálati terület a Fertő délkeleti részén az állandó megfigyelőhelyekkel
Fig. 1: Survey area on the southeastern part of Lake Fertő with the constant observation spots

A határsávba eső terület védetté nyilvánítását követően, különösen az 1980-as évek végén, a terület állami tulajdonba került, így Kiss Jenő műszaki tervei alapján történt meg az élőhely-rekonstrukcióhoz szükséges műtárgyak megépítése a Hansági-főcsatorna jobb partján – Nyéki szállás és Paprét –, illetve részben a bal parti területeken – Borsodi-dűlő és Cikes – is. Rendszeres elárasztásokra 1998-ig csak a jobb parti területeken került sor, a bal parton határos területek tulajdonosaival kialakult jogi természetű vita miatt. Habár az élőhely-rekonstrukció a kitűzött ökológiai célokat elérte, az üzemeltetés tapasztalatai és a nádas gyors terjedése indokoltta, hogy a jobb és bal parti területek alternatívan eláraszthatóak legyenek úgy, hogy a fészkelő- és táplálkozóterületek folyamatos rendelkezésre állása mellett az elárasztásra nem kerülő területeken időben végrehajthatóak legyenek a nádasodás ellen alkalmazott területkezelések (kaszálás, legeltetés). Ezt 1998-ban már az időközben rendeződött tulajdonviszonyok is elősegítették.

Az elárasztások vízviszonyai a vizsgálati időszakban

2017-ben február utolsó harmadáig lényegében minden vízfelület befagyott. A Hansági-főcsatorna jobb parti elárasztásain, vagyis a Nyéki szálláson és a Papréten csak a legmélyebb mederrészen volt vízborítás, amely június közepére

tűnt el teljesen, ekkor már vízmadarak sem maradtak ott. A kiszáritás célja az elnádásodás elleni legeltetés biztosítása volt. A bal parton a Borsodi-dűlő teljesen feltöltött állapotban volt, azonban vízének nagy része a csapadékból származott (2. *ábra*). A korábbi tapasztalatok szerint ilyenkor csökkennek a madármennyiségek, ezért márciusban – még a költségek előtt – ebből néhány cm-nyit leengedtünk, és tóvízzel pótoltuk. Az év végére a Nyéki szállás és a Paprét medrének mélyebb részein ismét megállt a kevés csapadékvíz, majd decemberben a vizek ismét részlegesen befagytak.



2. ábra: 2017. évi vízviszonyok: Paprét, május 28. és Borsodi-dűlő, június 1.

Fig. 2: Water coverage in 2017: Paprét, May 28th and Borsodi-dűlő, June 1st

Fotó: Kalmár Sándor (jobb) és Pellingér Attila (bal)

2018-ban már január végére megszűnt a fagyott állapot. A téli csapadék miatt a nem árasztott jobb parti területek mélyebb részein, de sokfelé a gyepen is, volt némi vízborítás. Július közepére ezek nagyrészt (később teljesen) kiszáradtak, és a Borsodi-dűlőben is jelentősen csökkent már a vízszint. Október végétől már a csapadékból származó víz mennyisége elegendő volt ahhoz, hogy a párolgási veszteség és az elszivárgás hatása ellenére újból megjelenjenek sekély vízfelületek a jobb parti részekben, a Borsodi-dűlőbe viszont tóvízzel történő árasztással pótoltuk a nyári hónapok vízvesztését. Az év vége komolyabb fagyok nélkül jött el, a vizek nem voltak befagyva.



3. ábra: 2018. évi vízviszonyok: az elárasztások, május 7. és Nyéki szállás, május 24.

Fig. 3: Water coverage in 2018: flooded sites, May 7th and Nyéki szállás, May 24th

Fotó: Pellingér Attila

2019-ben egy január végi rövid fagyos periódustól eltekintve a tél kifejezetten enyhe volt. Tavasszal a teljes vizsgálati területen volt némi vízborítás, még a Cikesben is. A korán érkező nyári meleg és a csapadékmentes időjárás következtében már június első felében mutatkoztak a kiszáradás jelei a jobb parton (Nyéki szállás és Paprét), amelynek területkezelési munkái miatt mesterséges vízpótlás nem történt. Július második felében már csak a Borsodi-dűlőben maradt meg a vízborítás, de a forróság miatt ott is rohamosan csökkent. A madarak táplálkozóterületének biztosítása érdekében nyár végén kevés tóvízzel pótolunk valamennyit a párolgási veszteségből. Az őszi és a téli időszakban lényegében nem változott a helyzet: a kánikulai időjárás elmúltával a csapadék kevés vizet visszapótol az elárasztásokon, de a szokásosnál alacsonyabb vízborítás alakult ki télire. Év végéig kemény fagyok nem voltak, folyamatosan voltak nyílt vízfelületek a madarak számára.



4. ábra: 2019. évi vízviszonyok: Cikes, április 25. és az elárasztások, augusztus 22.

Fig. 4: Water coverage in 2019: Cikes, April 25th and flooded sites, August 22nd

Fotó: Pellingert Attila

A tartósan sekély vízzel borított területeken az elnádasodás újra meg újra megindul, ennek megakadályozására legeltetni és/vagy kaszálni kell a vízszint lehető legalacsonyabb szinten tartása vagy a terület teljes kiszáritása mellett. A bal és jobb parti részek alternatív eláraszthatósága lehetővé teszi, hogy ha szükséges, akkor csak az egyik oldalon legyen árasztás a madarak számára, és ezt a területfenntartás szükséges munkálatainak elvégzése érdekében váltogathassuk.

Alkalmazott módszerek

A számlálást a mexzikópusztai élőhely-rekonstrukció négy, egymástól függetlenül árasztható részterületén (Nyéki szállás, Paprét, Borsodi-dűlő, Cikes) végeztük el. Ha a terület egységek határain kívül figyeltünk meg madarakat, akkor azt hozzászámoltuk a legközelebbi területhez. Értelemszerűen ez csak a közvetlenül szomszédos, „látótávolságon belüli” területekre vonatkozik. Erre azért volt szükség, mert a tapasztalatok szerint a napi mozgás során, különösen a kihúzásra hajlamos fajok a megfigyelési időszak kezdetén gyakran már ott láthatók. A távolabb talált egyedek, csapatok a felmérésből kimaradtak.

Rögzítettük a vízállást, különösen akkor, ha valamelyik területen nem volt vízborítás.

A monitoring hetente elvégzett madárszámláláson alapul (PELLINGER 2001). A négy részterületen minden évben, elárasztott és kiszáritott állapotban is számláltunk, az adatokat a terepen külön-külön, területrészenként rögzítettük. A madárszámlálások elvégzését jelenleg hat megfigyelőtorony is segíti, emellett a terepi tapasztalatok alapján több olyan pont is kijelölésre került, amelyek a területek körbejárása során alkalmasak állandó megfigyelőhelynek, ezek elhelyezkedését is az **1. ábra** szemlélteti.

A heti egy alkalommal elvégzett számlálásokon kívül eső köztes napokon rendszertelenül és nem teljes körűen jegyeztünk fel megfigyelési adatokat, ezeket jelen összegzésben nem használtuk fel, azonban az ezekből nyert információk rámutatnak, hogy egyes fajok esetében igen rövid idő alatt is szélsőségesen ingadozhat az egyedszám. Ilyen faj pl. a daru (*Grus grus*), amely a Dunántúlon néhány markáns hullámban vonul át, és ilyenkor átmenetileg ezres egyedszámú csapatai is számlálhatók, míg az év nagy részében (és két ilyen hullám között) nagyságrendileg kevesebb látható. Hasonló a helyzet a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*) esetében, mivel ez a faj ősszel akár ezres csapatokban táplálkozik a környező szántókon napközben, éjszakázni viszont a tó mély vizű öblözeteibe húznak be csapatai. Előre kiszámíthatatlan módon ezek a nagy csapatok a reggeli (és az esti) órákban olykor átmenetileg megszállnak az elárasztásokon, esetleg alkalmilag ott is éjszakáznak. A fajok túlnyomó többsége esetében a heti számlálás kielégítő pontossággal reprezentálja a vonulási hullámokat, a monitoringalkalmak ritkítása azonban egyre több fajnál okozna a fentiekhez hasonló problémákat (PELLINGER 2003).

A hetente elvégzett számlálások során valamennyi vízimadár faj állomány-nagyságát felvételeztük, azonban az egyes évek fajgazdagságának és a fajok mennyiségi viszonyainak összevethetősége érdekében azt a 69 fajt választottuk ki, amelyek rendszeresen előfordulnak, megszámlálhatók (mennyiségük jó közelítéssel megbecsülhető) és reprezentálják a területek eltérő vízborításából adódó élőhelyi változatosságot. Ezt a 69 fajt az **1. táblázat** mutatja be.

1. táblázat: A hosszú távú monitoringra kiválasztott vízimadár fajok

Table 1: Waterbird species chosen for long-term monitoring

Bütykös hattyú (<i>Cygnus olor</i>)	Sarlós partfutó (<i>C. ferruginea</i>)
Bütykös ásólúd (<i>Tadorna tadorna</i>)	Temminck-partfutó (<i>C. temminckii</i>)
Böjti réce (<i>Spatula querquedula</i>)	Fenyérfutó (<i>C. alba</i>)
Kanalas réce (<i>S. clypeata</i>)	Havasi partfutó (<i>C. alpina</i>)
Kendermagos réce (<i>Mareca strepera</i>)	Apró partfutó (<i>C. minuta</i>)
Fütyülő réce (<i>M. penelope</i>)	Sárszalonka (<i>Gallinago gallinago</i>)
Tőkés réce (<i>Anas platyrhynchos</i>)	Vékonycsőrű víztaposó (<i>Phalaropus lobatus</i>)
Nyílfarkú réce (<i>A. acuta</i>)	Billegetőcankó (<i>Actitis hypoleucos</i>)
Csörgő réce (<i>A. crecca</i>)	Erdei cankó (<i>Tringa ochropus</i>)

Üstökösréce (<i>Netta rufina</i>)	Piroslábú cankó (<i>T. totanus</i>)
Barátréce (<i>Aythya ferina</i>)	Tavi cankó (<i>T. stagnatilis</i>)
Cigányréce (<i>A. nyroca</i>)	Réti cankó (<i>T. glareola</i>)
Kontyos réce (<i>A. fuligula</i>)	Füstös cankó (<i>T. erythropus</i>)
Kerceréce (<i>Bucephala clangula</i>)	Szürke cankó (<i>T. nebularia</i>)
Szárcsa (<i>Fulica atra</i>)	Kis sirály (<i>Hydrocoloeus minutus</i>)
Daru (<i>Grus grus</i>)	Viharsirály (<i>Larus canus</i>)
Kis vöcsök (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)	Sárgalábú sirály (<i>L. michahellis</i>)
Búbos vöcsök (<i>Podiceps cristatus</i>)	Lócsér (<i>Hydroprogne caspia</i>)
Feketenyakú vöcsök (<i>P. nigricollis</i>)	Küszvágó csér (<i>Sterna hirundo</i>)
Gólyatöcs (<i>Himantopus himantopus</i>)	Fattyúszerkő (<i>Chlidonias hybrida</i>)
Gulipán (<i>Recurvirostra avosetta</i>)	Fehérszárnyú szerkő (<i>Ch. leucopterus</i>)
Bíbic (<i>Vanellus vanellus</i>)	Kormos szerkő (<i>Ch. niger</i>)
Aranylile (<i>Pluvialis apricaria</i>)	Kis kárókatona (<i>Microcarbo pygmaeus</i>)
Ezüstlile (<i>P. squatarola</i>)	Nagy kárókatona (<i>Phalacrocorax carbo</i>)
Parti lile (<i>Charadrius hiaticula</i>)	Kanalségem (<i>Platalea leucorodia</i>)
Kis lile (<i>Ch. dubius</i>)	Bakcsó (<i>Nycticorax nycticorax</i>)
Széki lile (<i>Ch. alexandrinus</i>)	Üstökösgém (<i>Ardeola ralloides</i>)
Kis póling (<i>Numenius phaeopus</i>)	Szürke gém (<i>Ardea cinerea</i>)
Nagy póling (<i>N. arquata</i>)	Vörös gém (<i>A. purpurea</i>)
Kis goda (<i>Limosa lapponica</i>)	Nagy kócsag (<i>A. alba</i>)
Nagy goda (<i>L. limosa</i>)	Kis kócsag (<i>Egretta garzetta</i>)
Kőforgató (<i>Arenaria interpres</i>)	Parlagi sas (<i>Aquila heliaca</i>)
Sarki partfutó (<i>Calidris canutus</i>)	Rétisas (<i>Haliaeetus albicilla</i>)
Pajzsoscankó (<i>C. pugnax</i>)	Vándorsólyom (<i>Falco peregrinus</i>)
Sárjáró (<i>C. falcinellus</i>)	

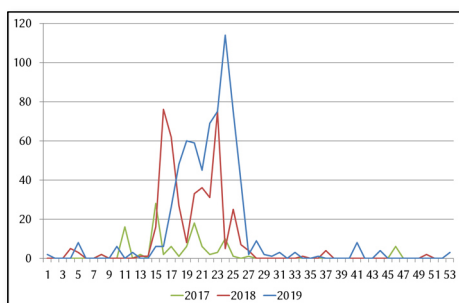
Az eredmények részletes bemutatásánál a 69 madárfaj közül csak azok szerepelnek, amelyek értékelhető számban és alkalommal fordultak elő, a többi csak az összesítések során lett figyelembe véve. A vadludak azért nem kerültek be a számlált fajok közé, mivel a nyári lúd (*Anser anser*) és a nagy lilik (*A. albifrons*) a szeptembertől márciusig terjedő időszakban ugyan nagy egyedszámban fordul elő a vizsgálati területen, azonban napi aktivitásuk dinamikájának jellege – aktívan húznak ki és be reggeltől estig, ezért folyamatosan és erősen változik az egyedszámuk – miatt lehetetlen egy konkrét számmal leírni a jelen lévők mennyiségét. Ugyancsak erősen változik az elárasztásokon és a Fertő öblözeteiben, valamint a tó magyarországi és ausztriai részén éjszakázók/tartózkodók aránya, emiatt a monitoringvizsgálatból kizárásra kerültek. Felmérésük monitoring jelleggel, magyar–osztrák havi szinkronszámlálással folyik.

A kiválasztott fajok esetében, amennyiben a számlált mennyiségek lehetővé teszik, a vizsgálati időszak éves dinamikáját diagramon szemléltetjük, ezt minden olyan esetben elhagytuk, amikor a kevés előfordulási alkalom vagy a kis egyedszámok miatt a vizuális megjelenítés nem volt indokolt.

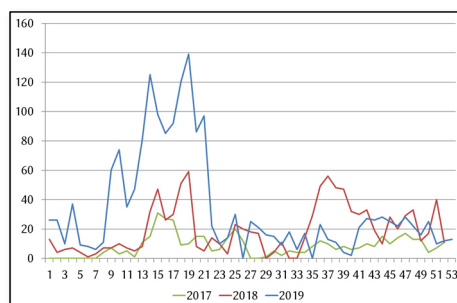
Eredmények és megvitatásuk

Bütykös hattyú (*Cygnus olor*)

A tó magyarországi részén 20–30 pár fészkel. Korábban a költési időszak után nagy számban gyülekeztek a Fertőrákosi-öbölben, mára ez jellemzően az öblözetek vízfelületeire és a nádasba záródott belső tavakra tevődött át. Az elárasztásokat egyre nagyobb számban keresik fel, főleg nyáron a nem fészkelők, és egyre hosszabban időznek, ha van elegendő víz számukra (5. ábra). Főként *Cladophora* algákkal táplálkoznak, amelyek a nyári melegben nagy tömegben lepik el a sekélyebb vizeket. A Hanság elárasztásain több száz példány tel el nyaral át, vagyis a populáció folyamatosan nő (PELLINGER et al. 2017), és a madarak ezeket az élőhelyeket váltogatják az év során.



5. ábra: A bütykös hattyú (*Cygnus olor*) vonulásdinamikája
Fig. 5: Migration dynamics of *Cygnus olor*



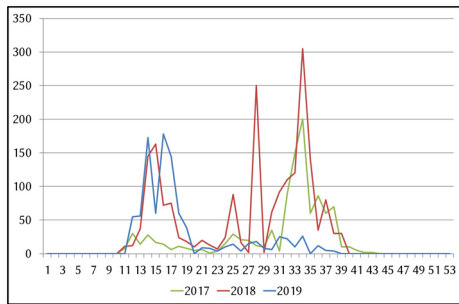
6. ábra: A bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) vonulásdinamikája
Fig. 6: Migration dynamics of *Tadorna tadorna*

Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*)

A 18. században még fészkel a Tisza torkolatában, azóta kóborló álló- és folyóvizeinken (szeptember–április), egyesével vagy kis csapatokban. 1996-ban és 1997-ben sikeresen költött a Fertőhöz közeli Petőházán, a cukorgyár ülepítőtavain (HADARICS 1996, MOGYORÓSI 1997). A Fertőn azóta folyamatosan emelkedik a számuk, és szinte egész évben láthatók (6. ábra). Fészkel a tó ausztriai felén és rendszertelenül Mekszikópuszta környékén is. Fészkelőként megtelepedésére számítani lehet további vizes élőhelyeken, és valószínűleg a gyülekezések egyedszáma is tovább növekszik majd. A fertői állomány jelenleg a más vizes élőhelyeken megtelepedő bütykös ásólúd-párok forrásállománya.

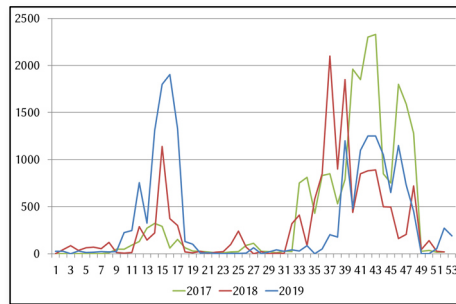
Böjti réce (*Spatula querquedula*)

Mivel hosszú távú vonuló, az utóbbi évtizedekben a vonulási útvonalán és a telelőhelyein történt kedvezőtlen változások (pl. intenzív vadászat, élőhelyek megszűnése) miatt állománya megcsappant (7. *ábra*). Sikeres költését a Fertő vidékén évtizedek óta nem sikerült igazolni. Esetleg fészkelhet időnként az elárasztásokon is, de fiókat vezető tojókkal nem talákoztunk. Jellemzően csörgő récékkel (*Anas crecca*) együtt látható.



7. *ábra*: A böjti réce (*Spatula querquedula*) vonulásdinamikája

Fig. 7: Migration dynamics of *Spatula querquedula*



8. *ábra*: A kanalas réce (*Spatula clypeata*) vonulásdinamikája

Fig. 8: Migration dynamics of *Spatula clypeata*

Kanalas réce (*Spatula clypeata*)

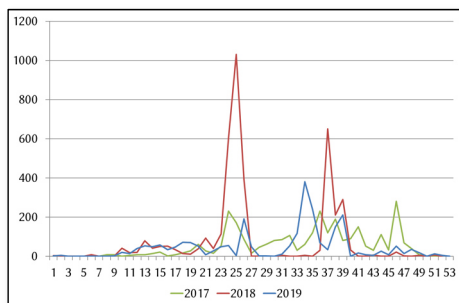
Szórványos fészkelő és nagy egyedszámban átvonuló az elárasztásokon és a Fertőn is. Az őszi vonuláson tömeges, tavasszal némileg kisebb számban és rövidebb idő alatt vonul át. Rendszerint nyár folyamán is látható néhány példány a megmaradó kis vízfelületeken (8. *ábra*). Az ezredforduló előtt költött, de fiókat vezető tojót évek óta nem sikerült megfigyelni.

Kendermagos réce (*Mareca strepera*)

Az elárasztásokon általában 2–4 pár költ, de találtuk már ennél nagyobb számban, laza telepben fészkelve is (PELLINGER 2015). Nyár elején változó egyedszámmal gyülekeznek itt vedlő csapatai, összegyedszámuk meghaladhatja az ezer példányt (9. *ábra*). Őszi vonulása során a tó nyílt vízfelületein, öblözetekben, belső tavakban is nagy csapatokban találjuk.

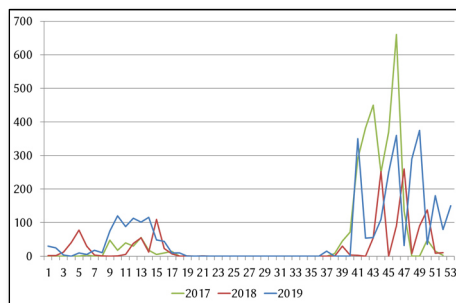
Fütyülő réce (*Mareca penelope*)

Az átvonulók egyedszáma ingadozik, de minden évben láthatóak többszázcsapatos csapatok. Előszeretettel tartózkodik az elárasztásokon, ahol kedvező táplálkozóhelyet talál. A többi növényevő úszórécehez hasonlóan a sekély vízborítású részekben vagy a gyepen legel, jellemzőek a nagy, több fajból álló vegyes csapatok. Az őszi vonuláson lényegesen nagyobb egyedszámban gyülekezik, mint tavasszal, és ha nem fagy be teljesen ez elárasztások vize, akkor nagy számban ki is telelhet (10. *ábra*).



9. ábra: A kendermagos réce (*Mareca strepera*) vonulásdinamikája

Fig. 9: Migration dynamics of *Mareca strepera*

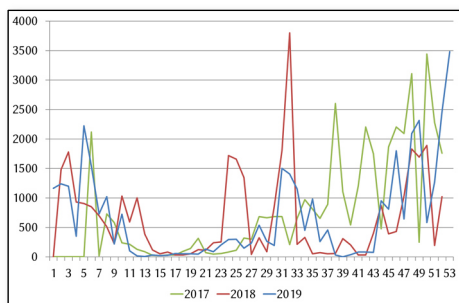


10. ábra: A fűtyülő réce (*Mareca penelope*) vonulásdinamikája

Fig. 10: Migration dynamics of *Mareca penelope*

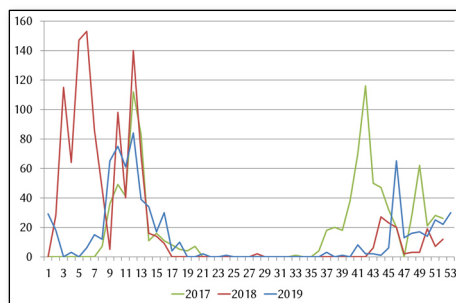
Tőkés réce (*Anas platyrhynchos*)

A leggyakoribb költő vadrécefaj a Fertő nádövében és a szikeseken is (**11. ábra**). A vonulás során a maximális egyedszám az egyes években jelentősen ingadozhat az elárasztásokon, de nem ismert az itt, illetve a nyílt vízben és a nádasban (ott a felmérés megoldhatatlan) tartózkodók mennyiségi aránya. A vizsgálati évek száraz időjárása miatt csökkenő tavi vízszint mellett biztosan nagy tömegek vannak a nádas tarfoltjain, és előszeretettel gyülekeznek vedlésre a tőkés récék a csatornatöltéseken is.



11. ábra: A tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) vonulásdinamikája

Fig. 11: Migration dynamics of *Anas platyrhynchos*



12. ábra: A nyílfarkú réce (*Anas acuta*) vonulásdinamikája

Fig. 12: Migration dynamics of *Anas acuta*

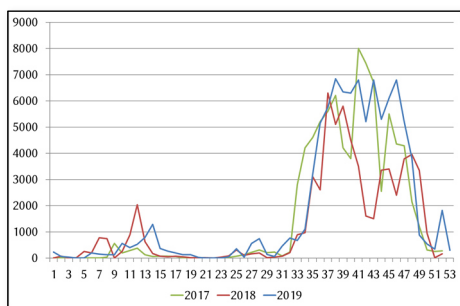
Nyílfarkú réce (*Anas acuta*)

Kifejezetten ritka fészkelő faj az elárasztásokon, eddig csak egy alkalommal sikerült bizonyítani költési kísérletét (PELLINGER 2007). A vonulása az időjárási és vízviszonyok szerint kissé változó csúcsokkal folyik ősszel és tavasszal, a fészkelési időszakban rendszertelenül figyelhető meg egy-egy, vagy néhány példány. Tél végén rendszerint már az olvadás első jeleire megjelennek első példányai, és ehhez hasonlóan a tél első felében a kemény fagyokig kitart néhány madár (**12. ábra**).

Csörgő réce (*Anas crecca*)

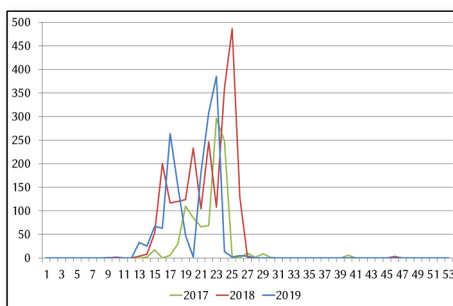
Tömeges tavaszi (március–április) és őszi (szeptember–október) átvonuló, illetve gyakori téli vendég, elsősorban állóvizeken, míg folyóvizeken kevésbé gyakori. Alkalmilag költ is egy-egy pár, Mekszikópusztán is találtunk már fiókákat vezető tojókat (PELLINGER 2005, 2018b).

A legnagyobb egyedszámban átvonuló vadrécefaj. Mind a Fertő nyílt vizén, mind az elárasztásokon jellemző, hogy a vonulási időszakban egyedszáma meghaladja a többi fajét, gyakran többet számolhatunk, mint a többi réceféléből összesen, akár jóval 10 000 pld. felett. Néhány egyed minden évben átnyáral, enyhébb teleken pedig változó számban áttelelhet (**13. ábra**). A klímaváltozás miatt egyre gyakoribb enyhe telek miatt erre a jövőben is számítani lehet.



13. ábra: A csörgő réce (*Anas crecca*) vonulásdinamikája

Fig. 13: Migration dynamics of *Anas crecca*



14. ábra: Az üstökösréce (*Netta rufina*) vonulásdinamikája

Fig. 14: Migration dynamics of *Netta rufina*

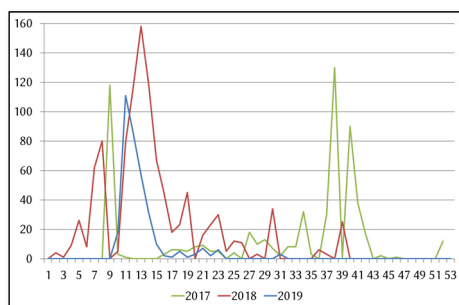
Üstökösréce (*Netta rufina*)

Korábban csak kóborlásra fordult elő Magyarországon – főleg a Fertőn – tavasszal (március) és késő ősszel (október–november), de az 1980-as évek közepe óta növekvő számban fészkel a Dunántúl különböző pontjain, 1983 óta a Fertőn (KÁRPÁTI 1987, PELLINGER & MOGYORÓSI 2016), 1985 óta a Kis-Balatonon és a rákövetkező néhány év óta a Dinnyési-Fertőn, Rétszilason és Soponyán. A Dunántúlon egyre gyakoribb faj, a Fertőn ma már tömeges átvonuló, a Dunától keletre viszont továbbra is csak alkalmi kóborlóként jelenik meg (március–október).

1983-ban észlelt első fertői költését követően rendszeres fészkelővé vált a nádasban, de költ az elárasztásokon is 2–5 pár. A tavaszi vonulás során mennyisége 2014-ig folyamatosan növekedett, ekkor legnagyobb egyedszáma meghaladta az 1600 pld.-t. Később ez a szám 300–600 pld. közé esett vissza, ennek oka nem ismert (**14. ábra**). Tavasszal szinte kizárólag az elárasztásokon figyelhető meg. Őszi vonulásra ezzel ellentétben csak a tó öblözeteiben látható, egyedszáma ekkor meg sem közelíti a tavaszi vonulásra számláltakat.

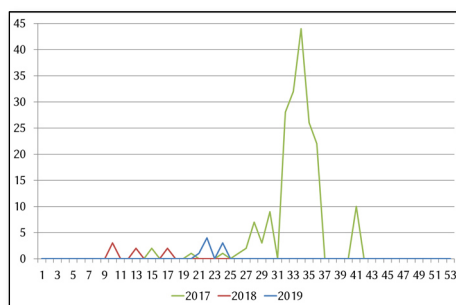
Barátréce (*Aythya ferina*)

Egyes években néhány pár fészkel az elárasztásokon és a nádasban, ez ma már nem jellemző. Mivel mélyebb vizekben, elsősorban vízi rovarokkal, csigákkal táplálkozik, egyedszáma a sekély vizű elárasztásokon nem éri el a növényevő fajokét, de egyes években kiugróan magas is lehet (max. 800–1000 pld). A kisvizekkel jellemezhető vizsgálati időszakban ezt az értéket meg sem közelítette (**15. ábra**).



15. ábra: A barátréce (*Aythya ferina*) vonulásdinamikája

Fig. 15: Migration dynamics of *Aythya ferina*



16. ábra: A szárcsa (*Fulica atra*) vonulásdinamikája

Fig. 16: Migration dynamics of *Fulica atra*

Cigányréce (*Aythya nyroca*)

A Fertőn többfelé költ, de ritka. A számára kedvező vízborítottság mellett többször fészkel 1–5 pár az elárasztásokon, a vizsgált években viszont nem költött. Általában csak néhány példány látható az elárasztásokon, de tudjuk, hogy főként tavaszi vonuláson preferálja a szűkebb, növényzettel többé-kevésbé benőtt csatornákat. Természetvédelmi szempontból kiemelkedő jelentőségű, veszélyeztetett faj.

Kontyos réce (*Aythya fuligula*)

Kis számban költ a Hanság közeli elárasztásain. Hasonló életmódú, mint a barátréce (*Aythya ferina*), de egyedszáma alatta marad azének. A Fertő nyílt vizén sem vonul át jelentős számban, miközben telente az alig 50 km-re lévő bőszi víztározón többezres csapatokban telelő, domináns faj, 12 000 – 27 000 példánnyal (BALÁZ et al. 2020). Alacsony egyedszáma a Fertő kontyos récék számára nem kielégítő táplálékkínálatával lehet összefüggésben.

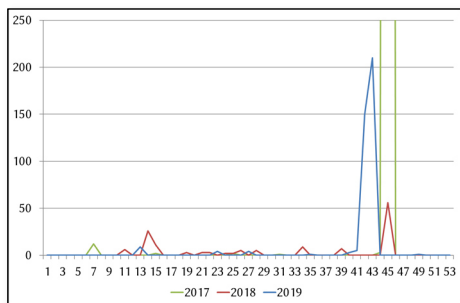
Szárcsa (*Fulica atra*)

A Fertőn az egyik leggyakoribb fészkelő vízmadárfaj, de a szárazság következtében csökkenő vízszint miatt már kevesebb a költőpárok száma, mint korábban. A vízállástól függően néhány pár költ az elárasztásokon is, de ez a vizsgált időszak aszályos éveiben elmaradt. Korábban akár igen nagy tömegben is gyülekezett a sekély vizű elárasztásokon (a vonulás tetőzésekor akár 3000 pld.), azonban ilyenre hosszú évek óta nem volt példa (**16. ábra**).

Daru (*Grus grus*)

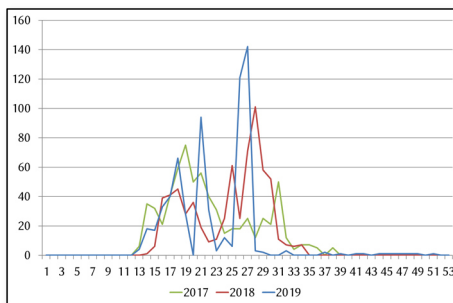
Hazánkban az 1910-es évekig fészkelte. Azóta rendszeres tavaszi (március–április) és tömeges őszi (szeptember–november) átvonuló, elsősorban a Tiszántúlon; a Dunántúlon az ezredfordulóig csak szórványosan mutatkozott. A Hortobágy az európai állomány egyik legjelentősebb őszi gyülekezőhelye, az erről leágazó nyugat-délnyugati irányú új vonulási útvonalon egyre több daru vonul át a Dunántúlon, ahol jelenleg az egyetlen ismert pihenő- és éjszakázóhelye a Fertő (PELLINGER 2018a).

A mekszikópusztai elárasztásokon a többeszes csapatok csak ritkán szállnak meg, mivel fő éjszakázóhelyük a Madárvárta-öbölben van, táplálkozni pedig a száraz gyepekre és a kukoricatarlókra járnak ki. Az átnyaráló és áttelelő darvak viszont szívesen és gyakran tartózkodnak itt, bár sokkal kisebb egyedszámban (~5–50 pld). A diagram y-tengelyét ezért nem a maximális 5000 pld.-hoz állítottuk be, mert akkor a méretarány miatt a jellemző egyedszámok nem lettek volna megjeleníthetőek (**17. ábra**).



17. ábra: A daru (*Grus grus*) vonulásdinamikája

Fig. 17: Migration dynamics of *Grus grus*



18. ábra: A gólyatöcs (*Himantopus himantopus*) vonulásdinamikája

Fig. 18: Migration dynamics of *Himantopus himantopus*

Gólyatöcs (*Himantopus himantopus*)

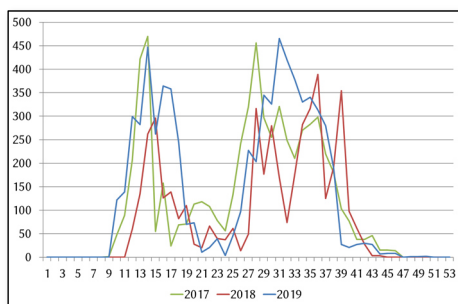
A faj korábban kisszámú fészkelő volt, főleg a Dél-Alföld, a Hortobágy és a Kiskunság szikesein, azonban az elmúlt húsz évben a fészkelőpárok száma gyorsan emelkedett, és ezzel párhuzamosan számos vizes élőhelyen megtelepedett. Újabban az állomány jelentős része a szikeseken kívül, szikkasztókon, halastavakon, belvizeken költ. Az utóbbi évtizedben a Dunántúlon is sokfelé fészkel. Vonuló (április–szeptember).

A Fertőnél az állomány nagyobb része rendszerint a Fertőzug (Seewinkel) tavainál telepedik meg. A fészkelőhelyet kereső párok tavasszal megjelennek az elárasztásokon is, de nem minden évben telepednek meg, és jellemzően 5–25 pár között változik az állomány nagysága. (PELLINGER et al. 2010). A száraz és forró nyarak miatt a Fertőzug szikes tavai hamar kiszáradnak, és a teljes helyi állomány nyár közepén Mekszikópusztán koncentrálódik (**18. ábra**).

Gulipán (*Recurvirostra avosetta*)

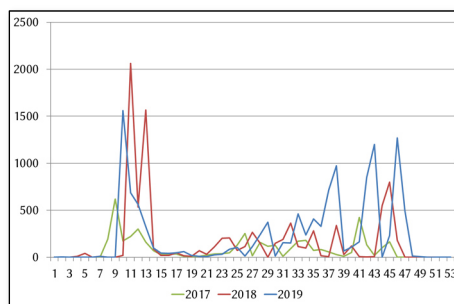
Az 1990-es évekig szinte kizárólag az Alföld szikes tavain, lecsapolt halastavain, szikkasztótavain és kiöntésein költött, az utóbbi évtizedekben állománya jelentősen megnőtt. Mára szinte minden vizes élőhelyen fészkelhet, beleértve a vizes években kialakuló belvizeket is. A Fertőzug szikes tavainál a 20. század folyamán végig költött, Mekszikópusztán az első elárasztásokat követően alakult ki jellemzően 5–25 páros állománya. Azokban az években emelkedett meg a számuk, amikor a közeli szikes tavakban nem vagy alig volt víz (PELLINGER 1993). Erősebben kötődik a szikesekhez, mint az egyébként hasonló élőhelyigényű golyátöcs (*Himantopus himantopus*). Vonuló (március–november); költés után csapataik több hónapot időznek a nagyobb lecsapolt halastavakon.

A vizsgált időszakban – éppen a szárazság miatt – kiemelkedően erősen koncentrálódtak a gulipánok az elárasztásokon. Legkésőbb a fiókák kirepüléséig a Fertőzug tavaiból eltűnt a víz, így minden madár a mekszikópusztai Borsodi-dűlőben vagy a Nyéki szálláson gyűlt össze (**19. ábra**).



19. ábra: A gulipán (*Recurvirostra avosetta*) vonulásdinamikája

Fig. 19: Migration dynamics of *Recurvirostra avosetta*



20. ábra: A bíbic (*Vanellus vanellus*) vonulásdinamikája

Fig. 20: Migration dynamics of *Vanellus vanellus*

Bíbic (*Vanellus vanellus*)

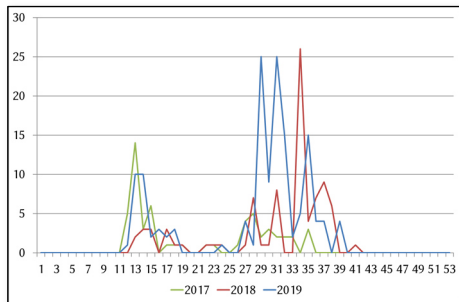
A leggyakoribb fészkelő partimadár a Fertőn. Korán fészkel, ezért belvizes években a költőpárok erősen szétszóródnak, ilyenkor a vonulás sem koncentrálódik a part menti, mélyen fekvő, ebben az időszakban mindig vízzel borított területekre. Felméréseink három éve alatt ősszel és tavasszal is viszonylag nagy számban vonult át az elárasztásokon (**20. ábra**), de az átvonuló csapatok nagysága így sem volt kiemelkedően nagy. Fészkelőállománya a költési időszakban érvényesülő vízhiány miatt csökkent.

Kis lile (*Charadrius dubius*)

Kisszámú fészkelő az ország egész területén, folyózatonyokon, homok- és kavicsbányákban, szikes tavakon, lecsapolt halastavakon. A jelentős földmunkákkal és kavicskitermeléssel járó autópálya-építkezések (társágunkban az M85 és az M86) számos új, potenciális fészkelőhelyet teremtettek, legalább

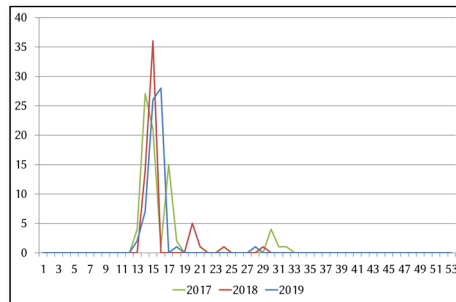
átmenetileg. Vonuló (március–október); tavasszal (március–április) és ősszel (augusztus–szeptember) halastavaknál, szikes tavaknál és kiöntéseknél kisebb csapatokban közönséges.

Egyes években az elárasztásokon – azok iszapzátonyain – fészkelhet, de jellemzően a környékbeli kavicsbányákban vagy egyéb költésre alkalmas helyeken megtelepedők gyülekeznek itt, a nyár közepén olykor nagy számban (max. 200 pld.) is. A madárgyűrzések során akkor is nagy számban fogjuk nyár közepén és végén, ha egyszerre csak néhány egyedet látni (**21. ábra**).



21. ábra: A kis lile (*Charadrius dubius*) vonulásdinamikája

Fig. 21: Migration dynamics of *Charadrius dubius*



22. ábra: A kis póling (*Numenius phaeopus*) vonulásdinamikája

Fig. 22: Migration dynamics of *Numenius phaeopus*

Széki lile (*Charadrius alexandrinus*)

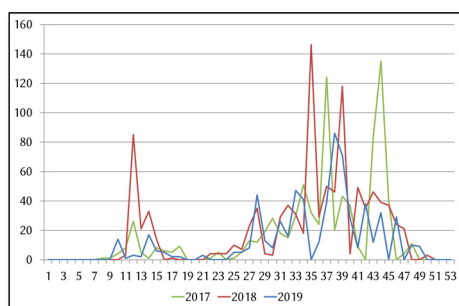
Ritka fészkelő szikes tavakon, néha lecsapolt halastavakon, főként a Kiskunságban. Korábban a Dél-Alföldön és a Hortobágy északkeleti részén is költött, de a legeltetés visszaszorulásával és a talajvízszint süllyedésével eltűnő szikesek miatt a faj fészkelőállománya fokozatosan felmorzsolódott. Kisebb stabil populációja folyamatosan létezik a Fertőzugban, ebből az állományból egyes kedvező években az elárasztások kiszáradt, növényzettől mentes, szikes részein is fészkelhet néhány pár (PELLINGER et al. 2010), erre mindig nagy vízborítást követő évben, kiszáradt tófenéken került sor. Kivételes esetben szikkessal szomszédos szántón, kukoricakelésben is előkerült két fészkelője (PELLINGER 2017). Vonuló (március–szeptember), vonulási időben rendszeresen látható néhány egyed, viszont a vizsgálat időtartama alatt szinte teljesen hiányzott, három év alatt csupán négy monitoringnapon került távcső elé.

Kis póling (*Numenius phaeopus*)

A Fertőnél többnyire tavasszal, rendszeresen egy szűk időintervallumban, április első felében vonul át, egyedszámának maximuma ilyenkor 25–70 pld. közötti. Magányosan megjelenő egyedei, kisebb csapatai rendszerint nagy pólingokkal (*Numenius arquata*) mozognak együtt, amennyiben több látható egyszerre, többnyire zárt csapatban táplálkoznak az elárasztások közelében fekvő szárazabb réteken (**22. ábra**).

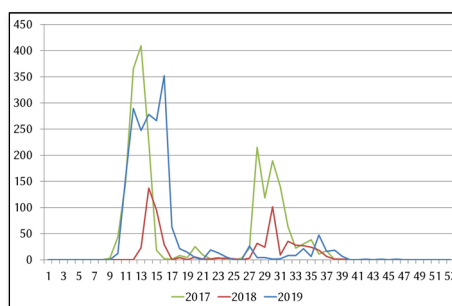
Nagy póling (*Numenius arquata*)

Fészkelése korábban egyes években – különösen a Cikesben – elképzelhető volt, de nem sikerült bizonyítani. A Hanságból ismertek szórványos költései. Nyár végén és ősszel néhány száz madárból álló, viszonylag nagyobb csapatai is szívesen éjszakáznak a leeresztett elárasztási terület magmaradt kisebb vizeinél, ezek napközben a Fertő menti gyepeken táplálkoznak (23. ábra). Szinte minden évben – különösen enyhe teleken – áttelel néhány egyed.



23. ábra: A nagy póling (*Numenius arquata*) vonulásdinamikája

Fig. 23: Migration dynamics of *Numenius arquata*



24. ábra: A nagy goda (*Limosa limosa*) vonulásdinamikája

Fig. 24: Migration dynamics of *Limosa limosa*

Kis goda (*Limosa lapponica*)

Az 1990-es években a Fertőn rendszeres, de kis egyedszámban vonuló fajjá vált, 30 év alatt mintegy 270 alkalommal figyelték meg a Fertő hazai részén, legfeljebb 4 pld.-t egyszerre. Szívesen társul pólingokhoz (*Numenius* spp.), és azokkal együtt az elárasztásokról száraz gyepekre is kijár táplálkozni. A vizsgált három évben mindösszesen ötször fordult elő, ebből csak egy alkalommal volt együtt két madár.

Nagy goda (*Limosa limosa*)

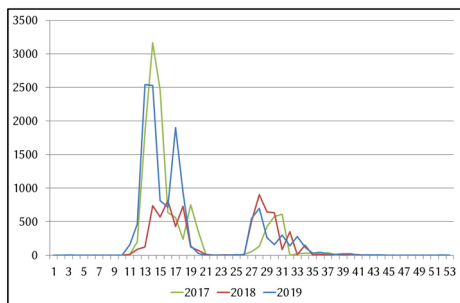
Az 1990-es években még fészkel a nedves gyepeken 2–4 pár, a szárazabbra váltó tavaszi–nyári időjárás és az állomány általános csökkenése következtében már régen nem fészkel. Tavaszi vonulása jelentős, de egyedszáma messze elmarad a keleti országrészben vonulókétól. Az ezredfordulót követően a tavaszi vonulás során megfigyelt maximális egyedszámok magasabbak a korábbiakétól (24. ábra).

Sarki partfutó (*Calidris canutus*)

Nyár végén szinte mindig megjelennek kisebb csapatai az elárasztásokon, de eddig 8 egyednél több sohasem került szem elé egyszerre. Ritkán a tavaszi vonulás során is látható egy-egy nászruhás példány.

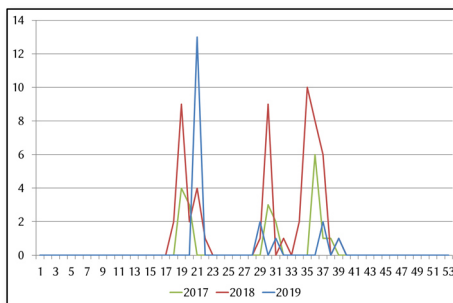
Pajzsoscankó (*Calidris pugnax*)

A legnagyobb tömegben átvonuló partimadárfaj a Fertónél is (25. ábra). Tavasszal egyes években akár 5000–7000 pld.-ból álló csapatai is megfigyelhetők (max. 10 000 pld. 1989-ben). Az elárasztások mellett tavasszal szívesen táplálkozik belvizes területeken, főleg gyepeken. Ősszel vadludakkal kihúzhat kukoricatarlókra, ahol az elhullajtott magvakat szedi fel. Párzása a vonulási megállóhelyeken zajlik, ahol a színes hímek harcolnak a kisebb és jellegtelen külsejű tojókért. A hímek gyakran már nem is mennek tovább, a költés teljes egészében a tojók feladata. Ennek megfelelően többnyire néhány hím egyed átnyarál.



25. ábra: A pajzsoscankó (*Calidris pugnax*) vonulásdinamikája

Fig. 25: Migration dynamics of *Calidris pugnax*



26. ábra: A sarlós partfutó (*Calidris ferruginea*) vonulásdinamikája

Fig. 26: Migration dynamics of *Calidris ferruginea*

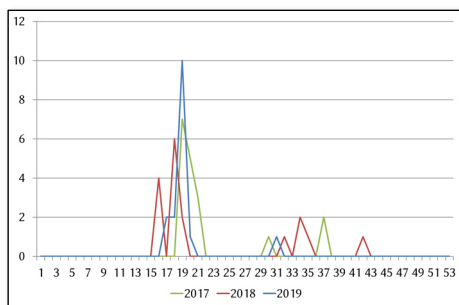
Sarlós partfutó (*Calidris ferruginea*)

Rendszerint más partfutófajokkal, többnyire havasi partfutóval (*Calidris alpina*) együtt látható, azonban annál lényegesen kisebb egyedszámban. Tavasszal is megjelenik néhány egyed, de általában nyár közepétől őszig látható csapatban, a számlált maximális egyedszám az egyes években ingadozó. Az őszi vonulás kezdetén, július közepén még násztollazatú, színes egyedek jelennek meg, később az akkor már nagyobb mennyiségben jelen lévő havasi partfutókkal együtt az az évi fiatalok (26. ábra).

Temminck-partfutó (*Calidris temminckii*)

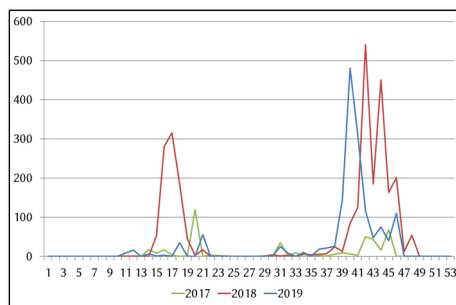
Egyedszáma sokkal kisebb az apró partfutóénál (*Calidris minuta*), de nehezebben is kerül szem elé, mert lazább csapatokban és fedettebb területen vonul, pl. előszeretettel bújik meg terepegyenetlenségek között. A hozzá méretben és színezetben igen hasonló apró partfutóval szemben általában a tavaszi átvonulása az erősebb. Július végén, augusztus elején az elárasztások szinte teljes kiszáradásakor gyakrabban kerül szem elé, ilyenkor a megmaradt vízfelületek közelében lévő mélyedésekben, rendszerint marhalábnymokban lapulnak, és csak a közeledő ember elől, 5–10 m távolságból repülnek fel. Ez

alapján valószínű, hogy több egyed vonul át, mint amennyi szem elé kerül (**27. ábra**).



27. ábra: A Temminck-partfutó (*Calidris temminckii*) vonulásdinamikája

Fig. 27: Migration dynamics of *Calidris temminckii*



28. ábra: A havasi partfutó (*Calidris alpina*) vonulásdinamikája

Fig. 28: Migration dynamics of *Calidris alpina*

Fenyérfutó (*Calidris alba*)

A partfutók között az egyik legritkább rendszeres átvonuló, rendszerint évente egy-két alkalommal látható, többnyire magánosan. A projekt időszakában összesen négy alkalommal láttunk egy-egy fenyérfutót.

Havasi partfutó (*Calidris alpina*)

A legnagyobb egyedszámban átvonuló partfutófaj. Ősszel és tavasszal egyaránt nagy csapatai jelennek meg vonuláskor az elárasztásokon, egyes években kiugróan sokat számlálunk (max. 550 pld.). Eltérések mutatkoznak az őszi és a tavaszi vonulók számának egymáshoz viszonyított arányában. Pl. 1999-ben az őszi vonulás volt erősebb, ellenben 2000-ben az őszi átvonulás során csak egészen kis csapatok mutatkoztak, sőt a tavaszi maximum is alatta maradt az előző évben számlált őszi csúcs értékének. Jellemzőbb a fajra az intenzívebb őszi átvonulás (**28. ábra**).

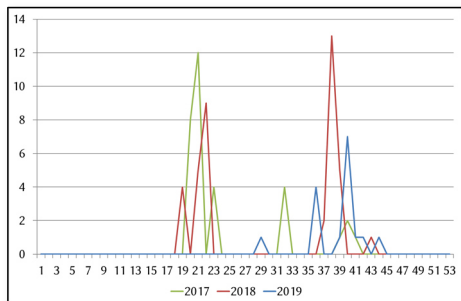
Apró partfutó (*Calidris minuta*)

Rendszeresen vonul át a területen, főként ősszel, és többnyire havasi partfutókhöz (*Calidris alpina*) társulva. Az átvonulók egyedszáma erősen ingadozik, rendszerint a vonulási időszakban talált vízborítástól függ, kedvező években több százat is elérhet. 1996 szeptemberében különösen erős beáramlása volt, akkor 150–700 pld.-t számláltunk. A vizsgált három évben a maximális egyedszáma 6–13 pld. között változott (**29. ábra**).

Sárszalonka (*Gallinago gallinago*)

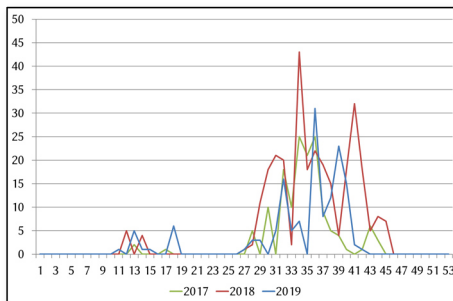
Fészkelő faj, de mind fészkelő, mind vonuló állományainak felmérése nehéz, mert rendkívül rejtetten mozog. Az átvonulók mennyisége akár nagyságrendekkel nagyobb lehet a számláltaknál, mert előszeretettel tartózkodik

a vízzel borított gyepeken, ahol nem láthatóak egyedei. Felmérése emiatt csak a felriasztott egyedek számlálásával oldható meg biztonsággal, azonban ez megengedhetetlen mértékű zavarást jelentene a területen (**30. ábra**). Egyes években kiugróan nagy számban vonul át ősszel, augusztus második fele és október eleje között, ilyenkor akár száz egyednél többet is számlálunk egyszerre.



29. ábra: Az apró partfutó (*Calidris minuta*) vonulásdinamikája

Fig. 29: Migration dynamics of *Calidris minuta*

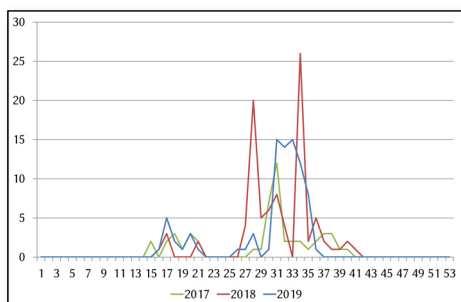


30. ábra: A sárszalonka (*Gallinago gallinago*) vonulásdinamikája

Fig. 30: Migration dynamics of *Gallinago gallinago*

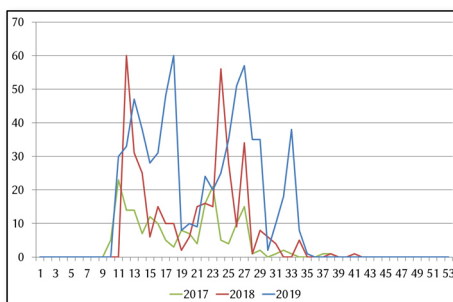
Billegetőcankó (*Actitis hypoleucos*)

Nem mutatkozik egyszerre nagyobb mennyiségben, de nyár közepén ennek ellenére – a gyűrűzéshez befogott egyedek alapján tudjuk – jelentős számban vonul át. Szereti a csatornákat, olykor az úszó nádtörmeléken, de út menti pocsolyákon vagy akár kavicsos utakon szaladgálva táplálkozó egyedeket is megfigyelünk. Gyakrabban kerül szem elé az elárasztások részleges kiszáradásának idején és a nádas övben, sőt az öblözetekben is megfigyelhető a költési időt követő vonulási időszakban (**31. ábra**).



31. ábra: A billegetőcankó (*Actitis hypoleucos*) vonulásdinamikája

Fig. 31: Migration dynamics of *Actitis hypoleucos*



32. ábra: A piros lábú cankó (*Tringa totanus*) vonulásdinamikája

Fig. 32: Migration dynamics of *Tringa totanus*

Erdei cankó (*Tringa ochropus*)

Az erdei cankó rendszeresen áttelel, rendszerint be nem fagyó csatornák mellett. Jellemzően nem csapatosan mutatkozik, egy vagy néhány egyed többnyire a csatornák szegélyében vagy az elárasztások növényzettel jobban fedett részein látható. A tó nádasában lévő csatornák mentén mindenütt látható egyesével, ezért valószínűleg az elárasztásokon számlált mennyiségei nem igazán reprezentálják átvonulásának jellegét.

Piroslábú cankó (*Tringa totanus*)

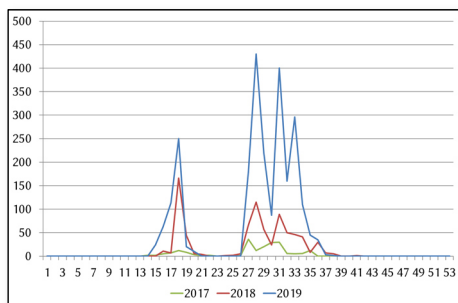
Korábban stabil állományú fészkelő volt az elárasztott területen, a nedves gyepeken, azonban a szárazabb tavaszok és nyarak miatt a fészkelőállomány drasztikusan csökkent. Nyár elején a fiókák kirepülése után rendszerint nagy számban gyülekeznek a kiszáradó meder megmaradó vízfelületeinél, de az állománycsökkenés az utóbbi években az átvonulóknál is érezhető (32. ábra).

Tavi cankó (*Tringa stagnatilis*)

Az 1800-as évek végén és az 1900-as évek elején még fészkel a Fertő mellett (ZIMMERMANN 1944). Hosszú évtizedek után az 1990-es évek elején tűntek fel újra a Fertő vidékén, ekkortájt az egész országban megszorodtak megfigyelései. Jelenleg kis számban, de rendszeresen átvonul az elárasztásokon. Egyedszáma mindig alacsony, azonban így is rendszeres átvonulónak számít.

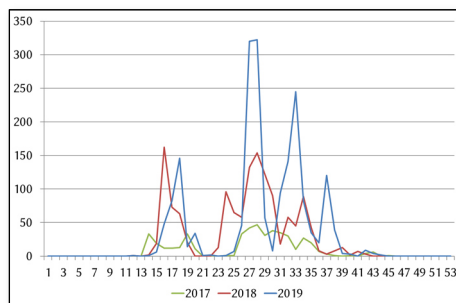
Réti cankó (*Tringa glareola*)

Az elárasztásokon akár több száz is megfigyelhető, nagyobb csapatokban vonul át, de szintén előszeretettel tartózkodik fedett részeken, főleg tavasszal. Emiatt sokszor csak felriasztva lehet megállapítani aktuális egyedszámát. Nyáron a nádas kiszáradó iszappadjain is jelentős számban találjuk, de ilyen helyeken nem számolható. Minden bizonnyal az egyik legnagyobb tömegben átvonuló partimadarunk (33. ábra). A vizsgált időszakban 2019-ben intenzív őszi vonulását regisztráltuk. Rendszerint néhány egyed át is nyaral.



33. ábra: A réti cankó (*Tringa glareola*) vonulásdinamikája

Fig. 33: Migration dynamics of *Tringa glareola*



34. ábra: A füstös cankó (*Tringa erythropus*) vonulásdinamikája

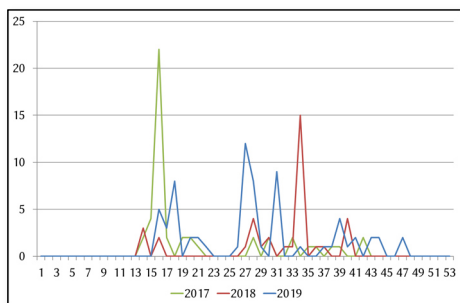
Fig. 34: Migration dynamics of *Tringa erythropus*

Füstös cankó (*Tringa erythropus*)

Az elárasztásokon rendszeresen átvonul, de egyedszáma évente változó, 300 pld.-nál több csak ritkán látható egy időben. A többi cankóhoz képest a mélyebb vizeket kedveli, ilyen nyíltabb helyeken jól számolható. A fészkelési időszakot követően jellemzően nagyobb példányszámban találjuk (**34. ábra**).

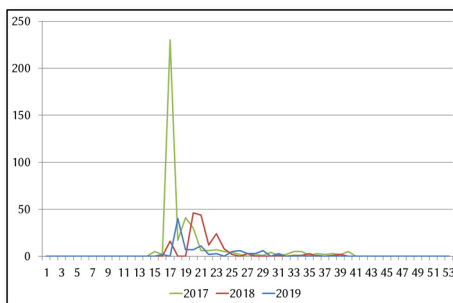
Szürke cankó (*Tringa nebularia*)

A szürke cankó ugyancsak a kisebb számban, de rendszeresen megjelenő fajok közé tartozik, ritkán látni tíznél több egyedet egy időben. Egyedszáma évről évre növekvő tendenciát mutat, az ezredfordulót követően megfigyelt mennyiségei és a megfigyelések gyakorisága nőtt. Eddigi legerősebb átvonulását 2015 júliusában észleltük, ekkor 71 pld.-t számoltunk. A vizsgálati időszakban vonulása 15–22 pld. között tetőzött (**35. ábra**).



35. ábra: A szürke cankó (*Tringa nebularia*) vonulásdinamikája

Fig. 35: Migration dynamics of *Tringa nebularia*



36. ábra: A kis sirály (*Hydrocoloeus minutus*) vonulásdinamikája

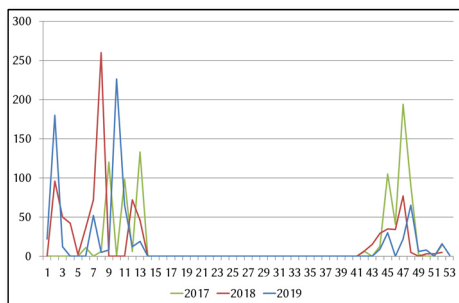
Fig. 36: Migration dynamics of *Hydrocoloeus minutus*

Kis sirály (*Hydrocoloeus minutus*)

Jellemző tavaszi átvonuló, rendszerint a kormos szerkővel (*Chlidonias niger*) egy időben van jelen. Csak az elárasztásokon látható, napközben nem húz ki a többi sirállyal. A vonulás tetőpontján legfeljebb 150–300 egyed tartózkodik itt, a vonulás erőssége azonban gyakran messze elmarad ettől, ez jól látszik a vizsgált három év közötti különbségen is (**36. ábra**).

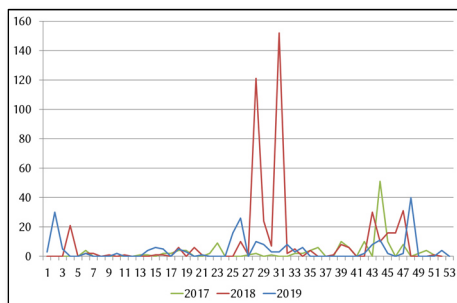
Viharsirály (*Larus canus*)

Rendszerint késő ősszel és kora tavasszal figyelhetők meg néhány százas nagyobb csapatai, amelyek alkalmasszerűen láthatóak az elárasztásokon, mert napközben a többi sirályfajhoz hasonlóan kihúznak a csapatok a szántókra táplálkozni. A vonulásdinamikai diagram sűrű kiugrásai is erre vezethetők vissza (**37. ábra**).



37. ábra: A vihaszírály (*Larus canus*) vonulásdinamikája

Fig. 37: Migration dynamics of *Larus canus*

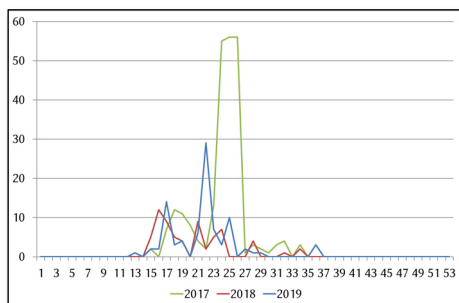


38. ábra: A sárgalábú sirály (*Larus michahellis*) vonulásdinamikája

Fig. 38: Migration dynamics of *Larus michahellis*

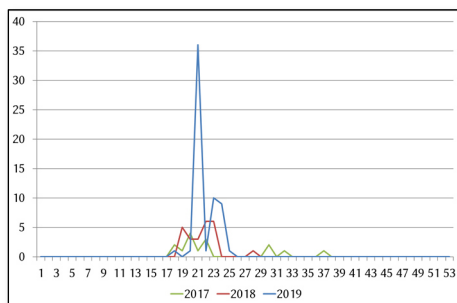
Sárgalábú sirály (*Larus michahellis*)

Újabbán fészkelőként is megtelepedett hazánkban: a Sárréten, a Fertő mellett 1991 (HADARICS et al. 1993), a Kis-Balatonon az 1990-es évek eleje óta költ rendszeresen egy-egy pár. Néhány költése volt a Pap-rét szigetén (1–3 pár), de tartósan nem telepedett meg. Költési kísérlete volt a Fertő nádasában húzódo egyik főcsatorna depóniáján is. Minden évszakban láthatóak, ivaréretlen példányokból álló csapatai gyakran átnyaralnak. Rendszerint a nyílt vízben éjszakáznak, napközben pedig – ősszel nagy csapatokban – kihúznak a szántókra táplálkozni, ezért csak ritkán, az esti behúzás során szállnak be az elárasztásokra ezres egyszámban (**38. ábra**).



39. ábra: A küszvágó csér (*Sterna hirundo*) vonulásdinamikája

Fig. 39: Migration dynamics of *Sterna hirundo*



40. ábra: A fattyúszerkő (*Chlidonias hybrida*) vonulásdinamikája

Fig. 40: Migration dynamics of *Chlidonias hybrida*

Küszvágó csér (*Sterna hirundo*)

Az elárasztásokat követően telepedett meg a Fertő hazai részén, a tavak szigetein vagy víz fölé emelkedő csatornadeponiákon költ 10–30 pár, de nem minden évben. A kifejezetten e célra kísérletképpen kialakított mesterséges

fészkelőhelyeken is sikeresen költött (PELLINGER & MOGYORÓSI 1994). A fészkelőkön kívül más egyedek nemigen láthatók, a költők is nagyjából a tóra járnak halászni, a fiókák kirepülése után pedig továbbállnak (**39. ábra**).

Fattyúszerkő (*Chlidonias hybrida*)

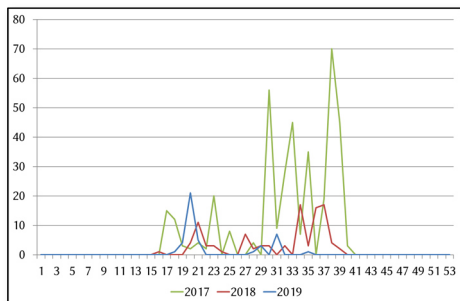
Az elárasztásokon rendszeresen minden évben, de változó, nem túl nagy egyedszámban átvonul (1–30 pld.). 1996-ban – a szokatlanul nagy vízborítás idején – fészkelte is a Cikesben és a Borsodi-dűlőben (DVORAK et al. 2010), majd a hansági elárasztásokon is. Alkalmi fészkelésére később is számítani lehet (**40. ábra**).

Fehérszárnyú szerkő (*Chlidonias leucopterus*)

A Dunántúlon a legritkább átvonuló szerkőfaj, ez a Fertőnél is így van. A három szerkőfaj vonulási mintázata hosszú távon különbözik egymástól. A kormos szerkőre (*Chlidonias niger*) aránylag stabil vonulási dinamika jellemző, de sohasem fészkelte, a fattyúszerkő (*Chlidonias hybrida*) vonulási időben mindig megjelenik, de az előzőnél kisebb számban, időnként fészkelhet is, és akkor egyedszáma megugrik. A fehérszárnyú szerkő ritkábban van jelen, egyedszáma többnyire alacsony (1–5 pld.), időnként átmenetileg egy-egy nagyobb csapat is felbukkanhat, olyankor a fattyúszerkőnél több is lehet. Nincsen ismert költése a Fertőn (PELLINGER 1995).

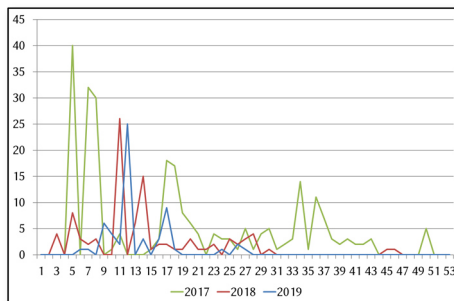
Kormos szerkő (*Chlidonias niger*)

Tavasszal minden évben rendszeresen átvonul (PELLINGER 1995), vonulása rendszerint 150–250 egyeddel tetőzik. Az átvonulók egyedszáma évről évre erősen ingadozhat, a vizsgált három évben a számlálások során a sokéves átlagnál kisebb mennyiségekkel tetőzött a vonulás (**41. ábra**).



41. ábra: A kormos szerkő (*Chlidonias niger*) vonulásdinamikája

Fig. 41: Migration dynamics of *Chlidonias niger*



42. ábra: A nagy kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) vonulásdinamikája

Fig. 42: Migration dynamics of *Phalacrocorax carbo*

Kis kárókatona (*Microcarbo pygmaeus*)

Gyors ütemben terjeszkedő faj, Magyarországon az 1980-as évektől fészkel. A Nyirkai-Hanyban 2009-ben találtuk első fészkeljait, a Dél-Hanságban ma már 100 párnál is nagyobb a költőállománya fűzfabokrokon. A Fertő ausztriai részén 2007-től nádasban létesült telepe, 2015-ben már 358 pár költött (NEMETH 2017). A magyar oldali nádasokban és öblözetekben mindenütt gyakori, olykor több száz egyed is összeverődik. Elképzelhető, hogy kisebb-nagyobb telepei lappanganak a hazai tórészen is. Az elárasztások nyílt részeit elkerüli, szívesebben tartózkodik takarásban, a csatornákon vagy a part menti bokrok alsó ágain, ezért kevés megfigyelése van itt.

Nagy kárókatona (*Phalacrocorax carbo*)

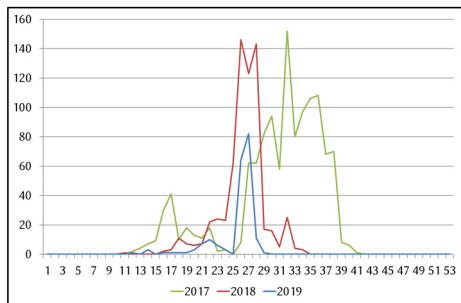
A Fertő mellett nincs költésére alkalmas facsoport, ezért a nádban fészkel a tó ausztriai oldalán. Első ízben 2012-ben telepedett meg, azóta az állomány lassan nő, jelenleg mintegy 50 fészke van (NEMETH 2017). 2001-től fészkel a Hanság elárasztásain. Állománya 50–130 pár között ingadozik. Valószínűleg a helyi állomány mellett a Dunáról is járnak táplálkozni a tóra. Bár a mekszikópusztai elárasztások nem tartoznak állandó előfordulási helyei közé, időnként nagyobb csapatai is megjelennek, ezért a faj bekerült a felmérésbe terjeszkedésének nyomon követése és halgazdasági jelentősége miatt. Főként tél végén és a fészkelési időszak után szaporodnak megfigyelései (42. ábra).

Kanalasgém (*Platalea leucorodia*)

Korábban a Fertő magyarországi részén is volt telepe, de pillanatnyilag csak Ausztriában és rendszertelenül a hansági élőhely-rekonstrukciós területeken fészkel. Hazai állománya az elmúlt évtizedekben csökkent. A vörös gémezhez (*Ardea purpurea*) hasonlóan ez is hosszú távú vonuló faj, szinte biztos, hogy nem a fészkelőhelyein történt változások okozták a populáció csökkenését. Az osztrák oldalon fészkelő kanalasgémek gyakran járnak ki táplálkozni a mekszikópusztai elárasztásokra, nyár közepétől – a fiókák kirepülése után – időnként száznál több egyedből álló csapatai gyülekeznek itt. Az aszályos években a nádas öv tarfoltjain is jó táplálkozási lehetőséget találnak, így az állomány ebben az időszakban erősebben szétszóródik. A gyűrűs egyedek megfigyelése alapján tudjuk, hogy hazánk és Európa más vizes élőhelyeiről is megjelennek itt kanalasgémek (43. ábra).

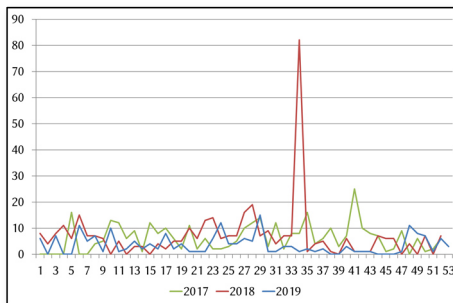
Bakcsó (*Nycticorax nycticorax*)

Fészkel a Szigetközben, a Tóköz tavainál és 2001-től a hansági elárasztásokon is (PELLINGER & FERENCZI 2012), jellemzően fákon és bokrokon. A Fertő magyar részén nem költ, mert nincs számára alkalmas fészkelőhely. Ritkán a nád között is költ, a nagy fertői gémtelepben régóta találnak néhány fészket az osztrák oldalon. Különösen a fiókák kirepülését követően láthatók kisebb számban. Főként éjszaka aktív, ezért kevés alkalommal került szem elé a számlálások alkalmával. A már kirepült fiatalokkal a Hansági-főcsatorna fölé hajló ezüstháron (*Elaeagnus angustifolia*) szeretnek üldögelni, a feliasztott madarak időnként a kiszáradó szikésekre is leszállnak.



43. ábra: A kanalasgém (*Platalea leucorodia*) vonulásdinamikája

Fig. 43: Migration dynamics of *Platalea leucorodia*



44. ábra: A szürke gém (*Ardea cinerea*) vonulásdinamikája

Fig. 44: Migration dynamics of *Ardea cinerea*

Szürke gém (*Ardea cinerea*)

Ez a többnyire fán fészkelő faj kisebb számban költ nádasban is, a nagy kócsaggal (*Ardea alba*) és vörös gémmel (*A. purpurea*) közös telepeken. Korábban a hansági Csíkos-égerben évtizedeken át költött egy kb. 70 páros állománya az égerfák (*Alnus* sp.) koronájában. Az elárasztásokon és a csatornák mellett egész évben megfigyelhető. Egyedszámai gyakran meghaladják a költőállományét (**44. ábra**), ezért valószínű, hogy nem fészkelő egyedek is időznek itt, vagy távolabbi (hansági, szigetközi) fészkelőhelyekről is járnak ide táplálkozni. Szívesen társul nagy kócsagokhoz.

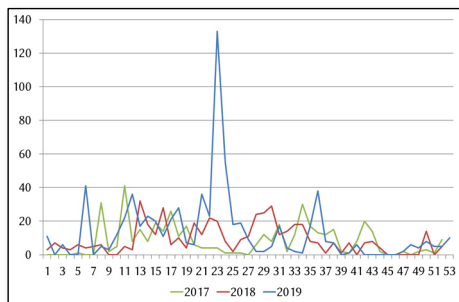
Nagy kócsag (*Ardea alba*)

A Fertő ausztriai részén nagy telepei vannak (kb. 700 pár), de mintegy 100 pár fészkel a Hanság és a Tóköz közeli tavainál (Fehér-tó, Barbacsi-tó) is, valamint a Szigetközben (Lipóti-morotva, Dunaszegi-morotva). A magyar Fertő-részen 2005-ben találtuk először fészkelőként, jelenlegi állománya 10–150 pár között ingadozik. A gyűrűzött példányok megfigyelési adatai arra utalnak, hogy a kislápföldi állomány (esetleg a teljes Kárpát-medencei állomány) metapopulációt alkot, amelynek egyedei váltogatják a fészkelőhelyeket, és a költési időszakot követően nagy területen kóborolnak, ekkor táplálkozni messze eltávolodnak fészkelőhelyüktől. Szórványosan bárhol megjelenhetnek, mezőgazdasági területekre is csapatosan kijárnak pockozni kaszálás, aratás után, esetenként több százan is összeverődnek. Éjszakázni az elöntéseken és a tó nádasában gyülekeznek. A be nem fagyó vizek mellett télen is látható néhány példány (**45. ábra**).

Kis kócsag (*Egretta garzetta*)

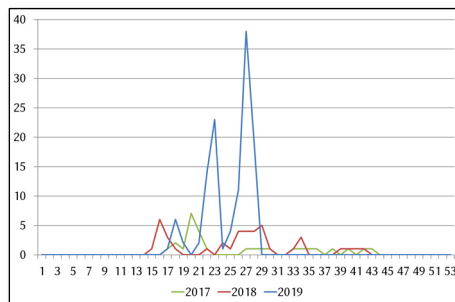
A Fertő magyar részén nem fészkel, az osztrák oldali nagy gémtelepben is csak kis számban (1–14 pár) költ (NEMETH 2017). Tavaszi vonuláson, nyár elején mutatkoznak kisebb csapatai, később, nyár végéig, megjelenhetnek magános egyedek, esetleg néhány példány együtt. Évtizedes időtávlatban növekszik egyedszáma, ami összefüggésben lehet hansági fészkelésével. Tavasszal az

elárasztás szélén, a sekély vízben táplálkoznak, a nyár elején, közepén pedig – a többi gémféléhez hasonlóan – a párolgás miatt bekövetkező gyors vízszintsökkenés idején visszahúzódó vizekből szedegetik ki a halakat (**46. ábra**)



45. ábra: A nagy kócsag (*Ardea alba*) vonulásdinamikája

Fig. 45: Migration dynamics of *Ardea alba*



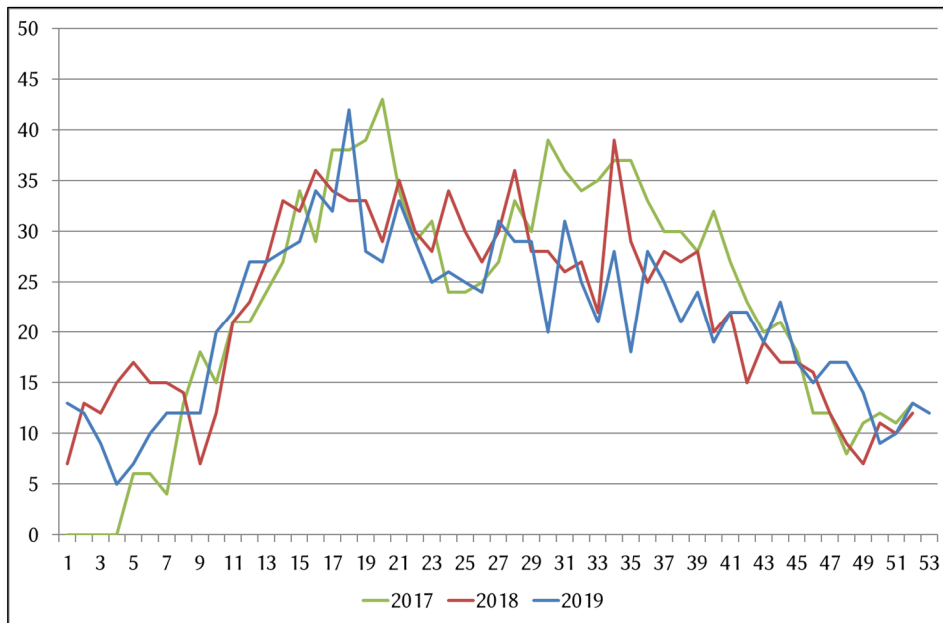
46. ábra: A kis kócsag (*Egretta garzetta*) vonulásdinamikája

Fig. 46: Migration dynamics of *Egretta garzetta*

A számlálási eredmények értékelése

A mekszikópusztai elárasztások szerepe a hazai vízimadár-vonulásban kiemelkedően jelentős, mind az itt előforduló fajok számát, mind pedig az egyes fajok egyedszámait tekintve. A monitoringba vont fajok túlnyomó többsége itt koncentrálódik a vonulási időszakban a Fertő hazai részén, annak ellenére, hogy az elárasztások területi kiterjedése nem mérhető össze a tó nyílt vízfelületével és nádasaival. Ennek oka az élőhely nagyobb diverzitásában rejlik, mivel a Fertő partvonalát övező széles nádas zóna miatt a tónak nincsen olyan partszakasza, ahol zátonyokkal, szigetekkel váltakozó sekély vízhez, illetve a homogén nádashoz képest változatosabb növényzethez kötődő vízimadár-fajok tartósan megfelelő fészkelő- és táplálkozóhelyet találhatnának. Ilyen jellegű élőhelyekből a Fertőn egyébként is kevés van. Az ausztriai oldalon is hasonló a part menti sáv növényzete, ezért csak a Fertőzug szikes tavai, tócsái állnak a sekély vízhez kötődő madarak rendelkezésére.

Az elárasztások tervezése során fontos szempont volt, hogy a vízszint változásai összhangban legyenek az éghajlatnak megfelelő eredeti vízjárással. Ennek fontos eleme a vízzel borított terület kiterjedésének folyamatos csökkenése a nyár elején emelkedő hőmérséklet miatti erős párolgás által, majd nyár végére, amikor a fészkelési időszak befejeződött, a terület teljes kiszáradása. Ez nem csupán a természetes állapothoz való közelítés miatt fontos, hanem a teljes kiszáradás időszakában – amikor a tómederben marad csupán némi víz – lehetőség nyílik a fenntartó kezelések munkálataira. A kiszáradás időszakában a fajok száma (**47. ábra**) csökken és az összes egyedszám (**48. ábra**) is erősen visszaesik. A kiszáradáskor a fajszám nem csökken olyan mértékben, mint a leghidegebb téli hetek idején (amikor a víz részlegesen, vagy teljesen befagy), viszont a jelen lévő fajok összesített egyedszáma megközelíti az akkori mennyiséget.



47. ábra: A fajszám változása a vizsgálati területen az év folyamán (2017–2019)

Fig. 47: Changes in the number of species on the site over the year (2017–2019)

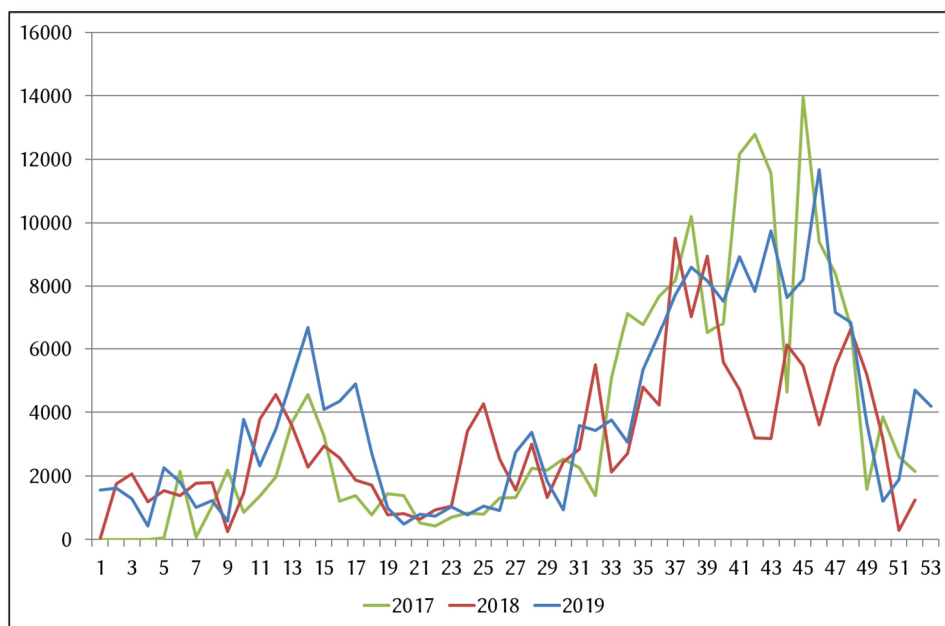
A jelen lévő fajok száma láthatóan magasabb a tavaszi vonulási időszakban, mivel néhány faj egyedei őszi átvonulásuk során nem érintik az elárasztásokat. Ezt a tendenciát nem befolyásolja lényegesen az sem, hogy a vizsgálatba fel nem vett fajok között több olyan van, amelyeknek az előfordulásai leginkább a szeptembertől februárig terjedő időszakra esnek.

Ugyanez nem mondható el ilyen határozottsággal az egy időben számlált összesített egyedszámról, mivel a monitoring keretében nem vizsgált fajok ebben az időszakban egyenként is nagy számban vannak a területen. (Hangsúlyozni kell, hogy a vizsgálatból azért zártuk ki ezeket a fajokat, mert napi aktivitásuk teljesen kiszámíthatatlan, a ki- és behúzó csapatok miatt az egyedszám szinte percről percre változik, és a tapasztalatok szerint a számlált mennyiség és a valóban itt tartózkodó egyedek száma között eléggé gyenge az összefüggés. Bár ezeknél a fajoknál is megtörtént a számlálás, az adatok szélsőséges ingadozása elfedheti a többi faj egyedszám változásából kirajzolódó általános tendenciákat). Az egyes fajok (három vizsgálati év valamennyi monitoringnapján számolt és összesített) mennyiségeit a **49. ábra** mutatja be. A leggyakoribb és a legritkábbnak tekinthető vízimadár-fajok átvonuló mennyiségei között több nagyságrendnyi különbség van, a legnagyobb tömegben vonulók (csökkenő sorrendben): a csörgő réce, a tőkés réce, a kanalas réce, a pajzsoscankó, a bíbic, a gulipán, a kendermagos réce, a fűtyülő réce, a daru és az üstökösreце.

Az összesített egyedszám változása a vízfelület nyár közepén bekövetkező gyakorlatilag teljes megszűnését erőteljesebben követi. A téli, befagyott vízfelülettel jellemezhető hetekben az egyedszám visszaesése ugyancsak

erőteljes, mert a madarak (zömmel récefélék) ekkor a tó – elsősorban a Madárvárta-öböl – egyes nehezen beálló részeire húzódnak be.

Az őszi és tavaszi vonulási időszak fajszámában mutatkozó eltérést az összesített egyedszám változásának tendenciája nem követi, mert a néhány, nagy tömegben átvonuló récefaj – elsősorban a csörgő réce (*Anas crecca*) – miatt az egy időben jelen lévő összes egyedszám magas. Az egyes fajok monitoringnapokra vonatkozó összesített gyakoriságait a **48. ábra** szemlélteti.



48. ábra: Az összesített egyedszám alakulása a vizsgálati területen az év során (2017–2019)

Fig. 48: Changes in the summed-up number of individuals on the survey site over the year (2017-2019)

Kétségtelen, hogy országos vagy ennél nagyobb, regionális, esetleg kontinentális léptékben havi számlálásokkal is nyomon követhetőek a vízimadár-fajok populációs trendjei, illetve az egyes vonulási útvonalak jelentőségében esetlegesen bekövetkező változások (hiszen a madarakat egy kellően sűrű, jól működő megfigyelőhálózat valahol mindenképpen regisztrálja). Vizsgálati eredményeink azonban arra hívják fel a figyelmet, hogy egyes vízimadár-élőhelyek országos és nemzetközi jelentőségének, illetve a különböző vízimadár-fajok vonulásában betöltött szerepének megítéléséhez a havi számlálások nem elegendők.

Az e monitoringvizsgálat előzményének tekinthető, 1999-ben felvett adatoknak (PELLINGER 2000) a hat legnagyobb egyedszámú vonuló, leggyakoribb fajra elvégzett összehasonlító tesztje, a hetente és a havonta elvégzett számlálások eredményeinek szélső értékei között – fajtól függően – 1,80–10,46-szoros különbséget mutatott ki (PELLINGER 2003).

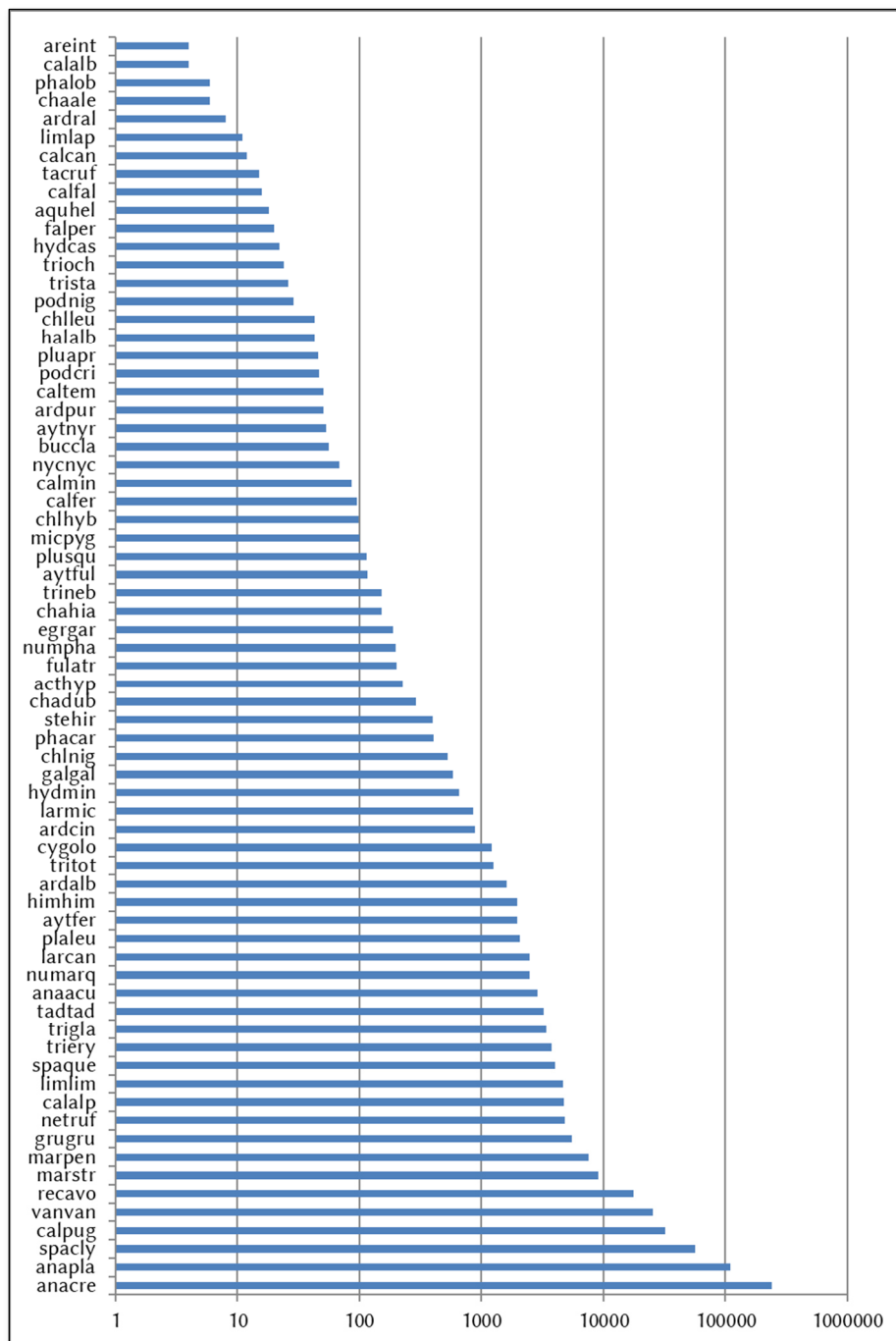
A pusztán természettudományos ismereteken túlmenően ezeknek a számoknak az ismerete, az egyes fajok ökológiai igényeinek figyelembe vételével, meghatározó jelentőségű lehet a területek természetvédelmi kezeléséhez és az egyes természetvédelmi célú nemzetközi egyezmények különböző listáira való jelöléshez is.

A monitoring vizsgálat hosszabb időtávon kimutatja a Fertő hazai részén fészkelő és átvonuló vízimadár-állományok populációs trendjeit és a vonulási útvonalak esetlegesen bekövetkező eltolódását. Ez utóbbira már példát szolgáltatott az ebben a vizsgálatban módszertani okok miatt nem szereplő nagy lilik (*Anser albifrons*), amelynek Közép-Európán átvonuló populációi az 1990-es évek közepén néhány év leforgása alatt az atlanti vonulási útra váltottak át. Ez a magyarországi vonuló és telelőállomány drasztikus csökkenését okozta. Ennek az akkor még nem kellően ismert folyamatnak volt a következménye, hogy a fajra vadászati tilalmat vezettek be. A jelenség ideiglenes jellegét mutatja, hogy 1999–2000-től a korábbi mennyiségeket (pl. a Fertőn) nagyságrenddel meghaladó létszámban vonul át a nagy lilik a Kárpát-medencében. A vonulási útvonalak váltogatását az atlanti partvidéken gyűrűzött madarak hazai megkerülései is alátámasztották.

Az 1989-ben megkezdett élőhely-rekonstrukciós program egy olyan területen valósult meg, amely a Fertő–Hanság élőhelykomplexum közel egy évszázadon keresztül tartó lecsapolása során átalakult, természetes – a Fertőből származó – vízutánpótlása megszűnt. Az extenzív mezőgazdasági hasznosítás a természetzerű vegetáció fennmaradását eredményezte, de a madárvilág átalakult, elsősorban a vízborításhoz nem kötődő fajok számára biztosított fészkelő- és táplálkozóhelyet (KÁRPÁTI 1989, TRASER 1983).

Az elárasztások lehetővé tették a rekonstrukcióba vont mély fekvésű területen az eredeti vízviszonyoknak megfelelő fészkelő madárközösség újbóli kialakulását (KÁRPÁTI 1991, 1993). Kedvező vízviszonyok biztosítása mellett a terület a Dunántúl egyik legjelentősebb vízimadár-gyülekező helyévé vált, mind az itt előforduló fajok számát (HADARICS & PELLINGER 1993), mind a fajok egyedszámait tekintve.

Az élőhely-rekonstrukciós program sikere, a bekövetkezett kedvező ökológiai változások felhívják a figyelmet a természetvédelem alatt álló átalakított területek eredeti élővilága helyreállításának szükségességére és lehetőségeire. Figyelembe kell venni azonban azt is, hogy az ökológiai folyamatok nem minden esetben és nem minden tekintetben fordíthatók vissza, maguk a rekonstrukciók is felvetnek és okozhatnak természetvédelmi problémákat – jelen esetben pl. az elnádásodás veszélye jelentős. Ezek kiküszöbölése csak a rendszeres monitoring által szolgáltatott információk természetvédelmi kezelésbe való folyamatos visszacsatolásával oldható meg.



49. ábra: Az egyes fajok halmozott egyedszáma a vizsgált három évben [nmin=4 (kőforgató); nmax=241 513 (csörgő réce)]

Fig. 49: Cumulative number of individuals for each species in the three years of survey [nmin=4 (ruddy turnstone); nmax=241 513 (Eurasian teal)]

Összefoglalás

2017–2019-ben a mekszikópusztai élőhely-rekonstrukciós terület elárasztásain (Nyéki szállás, Pap-rét, Borsodi-dűlő, Cikes) végeztünk madárállomány-számlálásokat, amelyek 69 kiválasztott vízimadárfajra irányultak. A munka egy korábban megkezdett monitoring folytatása, amely a fenti területek hetenkénti felmérését foglalja magában. A vizsgálat időszakában az időjárást az aszály folytatódása jellemezte, emiatt a területek egy része viszonylag korán kiszáradt. A szárazság nem kedvezett a vízimadarak fészkelésének, és a száraz időszakban a terület állapota elmaradt az átvonuló és táplálkozó madárcsapatok optimális igényeitől. Kedvező volt viszont a száraz időjárás az élőhelyfenntartó kezelése elvégzéséhez, amely elsősorban a terjeszkedő nádas visszaszorítása érdekében igen fontos. Ezek a kezelések kaszálást, szárzúzózást, valamint racka juhval és szürke marhával végzett legeltetést jelentenek. A kezeléseket a korábbi éveknél nagyobb területen és jobb minőségben sikerült elvégezni, ami hozzájárul a terület szikes jellegének fenntartásához.

A hetente végzett monitoring madárszámlálások részletes képet adnak a vizsgálati terület madármozgalmairól, amely különösen fontos a Fertő esetében, ahol annak határsávi fekvése miatt több évtizedes időtávlatban – a terület jelentőségéhez képest – csak kevés madártani felmérés történt. Ezt a monitoringot a jövőben is fenn kell tartani, hogy hosszú távú részletes adatsorokat kapjunk a vízimadár-vonulásról, a fajok állományviszonyainak alakulásáról.

A vizsgált időszakban legnagyobb egyedszámban előforduló fajok a csörgő réce, a tőkés réce, a kanalas réce, a pajzsoscankó, a bíbic, a gulipán, a kendermagos réce, a füttyülő réce, a daru és az üstökösréce voltak. A fajok száma tavasztól ősziig viszonylag kiegyenlített volt, azonban az egyedszámok a nyári kiszáradást követő visszaesés után ősszel jelentősen meghaladták a tavaszi időszakéit.

Zusammenfassung

In den Jahren 2017–2019 führten wir Vogelpopulationszählungen an den überschwemmten Bereichen der Feuchtgebietsrekonstruktion bei Mekszikópuszta (Nyéki szállás, Pap-rét, Borsodi-dűlő, Cikes), die auf 69 ausgewählte Wasservogelarten abzielten. Die Arbeit ist Fortsetzung eines früher begonnenen Monitorings, das eine wöchentliche Erhebung der oben genannten Gebiete beinhaltet. In der erwähnten Periode war das Wetter von der Fortsetzung der Dürre geprägt, was die vorzeitige Austrocknung von Teilbereichen bewirkte. Die Trockenheit war nicht zugunsten der Brut der Wasservögel, und auch für die durchziehenden und sich ernährenden Vogeltruppen war der Zustand des Gebiets in der Trockenheit nicht optimal. Das Wetter begünstigte wiederum das Habitatmanagement im Interesse der Unterdrückung des sich verbreitenden Schilfs. Dieses Management beinhaltet Mähen, Mulchen sowie Beweidung mit Zackelschafen und Graurindern. Das Management konnte im Vergleich zu den

früheren Jahren auf einer größeren Fläche und in besserer Qualität verrichtet werden, was zur Aufrechterhaltung des Salzcharakters im Gebiet beiträgt.

Die wöchentlich ausgeführten Monitoring-Vogelzählungen bieten ein detailliertes Bild über die Vogelbewegung im Untersuchungsgebiet, was im Fall des Neusiedler Sees besonders wichtig ist, wo wegen der Grenzlage über mehrere Jahrzehnte – im Verhältnis zur Bedeutung des Gebiets – nur wenige ornithologische Erhebungen erfolgt sind. Dieses Monitoring soll auch in der Zukunft beibehalten werden, um langzeitige, detaillierte Datenreihen über den Wasservogelzug und die Populationsschwankungen der Arten zu erhalten.

In der Untersuchungsperiode waren die Arten mit den größten Individuenzahlen die folgenden: Krickente, Stockente, Löffelente, Kampfläufer, Kiebitz, Säbelschnäbler, Schnatterente, Pfeifente, Kranich und Kolbenente. Die Anzahl der Arten war von Frühjahr bis Herbst relativ ausgeglichen, die Individuenzahlen aber, nach einem Rückfall der sommerlichen Dürre zufolge übertrafen im Herbst die Frühjahrswerte bei weitem.

Köszönetnyilvánítás

Köszönet illeti mindazokat, akik rajtunk kívül részt vettek a madárszámlálásokban: BALASKÓ ZSOLT, GYÖRIG ELŐD, PITŐ ANDOR. Segítségük nélkül nem tudtuk volna biztosítani a felmérések folyamatos és hiánytalan elvégzését.

Felhasznált irodalom

- BALÁŽ M., RIDZOŇ J., TOPERCER J., KARASKA D., REPEL M. & JUREČEK R. (2020): *Správa zo zimného sčítania vodného vtáctva na Slovensku 2013/14 – 2016/17*. SOS/BirdLife Slovensko, Bratislava.
- DVORAK M., WENDELIN B. & PELLINGER A. (2010): Die Weißbartseeschwalbe, *Chlidonias hybridus* (Pallas 1811) im österreichisch-ungarischen Neusiedler See-Gebiet – erster Brutnachweis für Österreich im Jahr 2009). *Egretta* 51: 51–59.
- HADARICS T. (1996): Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) fészkelése Magyarországon. *Túzok* 1(3): 124–127.
- HADARICS T., MOGYORÓSI S. & PELLINGER A. (1993): A sárgalábú sirály (*Larus cachinnans*) újabb költése a Fertő-tónál. *Madártani Tájékoztató* 1993 (január–június): 24–25.
- HADARICS T. & PELLINGER A. (1993): A Fertő-táj hazai részén előforduló madarak névjegyzéke (1971–1992). *Szélkiáltó* 10: 3–16.
- KÁRPÁTI L. (1987): Üstökösréce (*Netta rufina*) fészkelése a Fertő hazai oldalán. *Madártani Tájékoztató* 1987 (január–június): 29–31.
- KÁRPÁTI L. (1989): A hazai Fertő-rész mint madárparadicsom szomorú realitásai és vígasztaló lehetőségei. *Soproni Egyetem* (Természetvédelmi különszám): 40–45.

- KÁRPÁTI L. (1991): Erste Ergebnisse der Lebensraumrekonstruktion bei Mekszikópuszta. *BFB-Bericht* 77: 85–91.
- KÁRPÁTI L. (1993): Élőhely-rekonstrukció a Fertő-menti szikeseken. *Madártani Tájékoztató* 1993 (január–június): 11–15.
- KÁRPÁTI L. & PELLINGER A. (2012): Szikes-tavi élőhely-rekonstrukció. In: KÁRPÁTI L. & FALLY J. (szerk.): *Fertő–Hanság – Neusiedler See–Seewinkel Nemzeti Park. Monografikus tanulmányok a Fertő és a Hanság vidékéről*. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság – Szaktudás Kiadó Ház, Budapest: 251–254.
- MOGYORÓSI S. (1997): Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) újabb fészkelése Magyarországon. *Túzok* 2(3): 112.
- NEMETH E. (2017): Die Brutbestände der Reiher, Löffler und Zwergscharben im Neusiedler See-Gebiet im Jahr 2017. In: *Ornithologisches Monitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Bericht über das Jahr 2017*. BirdLife Österreich – Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel, Wien: 12–14.
- PELLINGER A. (1993): Gulipánok *Recurvirostra avosetta* költése a mekszikópusztai élőhelyrekonstrukciós területen. *Partimadár* 3(3): 39–41.
- PELLINGER A. (1995): Szerkők (*Chlidonias* sp.) vonulásdinamikája a Fertőn. *Szélkiáltó* 10:18–20.
- PELLINGER A. (2000): A mekszikópusztai élőhely-rekonstrukciók hatása a fészkelő és vonuló madárállományokra. In: PELLINGER A. (szerk.): *A Fertő-tó védett és fokozottan védett természetszerű élőhelyein végzett fenntartó kezelések és rekonstrukciók értékelését megalapozó monitoring. Kutatási jelentés*. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród: 97–132.
- PELLINGER A. (2001): A mekszikópusztai élőhely-rekonstrukciók hatása a fészkelő és vonuló madárállományokra, 2001. In: PELLINGER A. (szerk.): *A Fertő-tó védett és fokozottan védett természetszerű élőhelyein végzett fenntartó kezelések és rekonstrukciók értékelését megalapozó monitoring. Kutatási jelentés*. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród: 166–215.
- PELLINGER A. (2003): A számlálások között eltelt idő hatása a vízimadár-monitoring adatok megbízhatóságára. *Magyar Vízivad Közlemények* 10: 423–436.
- PELLINGER A. (2005): Csörgő réce (*Anas crecca*) fészkelése Mekszikópusztán. *Aquila* 112: 216–217.
- PELLINGER A. (2007): Nyíl farkú réce (*Anas acuta*) költési kísérlete a Fertőn. *Aquila* 114–115: 154–155.
- PELLINGER A. (2014): A bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) fészkelése és vonulása Magyarországon. *Szélkiáltó* 16: 20–22.
- PELLINGER A. (2015): Kendermagos réce (*Anas strepera*) telepes fészkelése a Nyugat-Dunántúlon. *Magyar Vízivad Közlemények* 26: 255–258.
- PELLINGER A. (2017): A széki lile (*Charadrius alexandrinus*) fészkelése szántóföldön. *Rence* 2: 299–302.

- PELLINGER A. (2018a): A daru (*Grus grus*) vonulása a Dunántúlon. *Szélkiáltó* 17: 66–70.
- PELLINGER A. (2018b): Csörgő réce (*Anas crecca*) újabb költése Mekszikópusztán. *Szélkiáltó* 17: 77.
- PELLINGER A. & FERENCZI M. (2012): Fészkelő madárállományok a Nyirkai-Hanyban. *Szélkiáltó* 15: 35–37.
- PELLINGER A. & MOGYORÓSI S. (1994): Mesterséges szigetek küszvágó csérek (*Sterna hirundo*) számára. *Aquila* 101: 220–221.
- PELLINGER A. & MOGYORÓSI S. (2016): Az üstökösreçe (*Netta rufina*) vonulásdinamikája a Fertő magyarországi részén. *Magyar Vízivad Közlemények* 28: 273–283.
- PELLINGER A., HADARICS T. & TATAI S. (2017): A bütykös hattyú (*Cygnus olor*) áttelelő állománya a Kisalföldön 2016/2017 telén. *Rence* 2: 99–109.
- PELLINGER A., LABER J. & KOHLER B. (2010): A széki lile (*Charadrius alexandrinus*), a gólyatöcs (*Himantopus himantopus*) és a gulipán (*Recurvirostra avosetta*) fészkelő populációi a Fertőn. *Acta Biologica Debrecina. Supplementum Oecologica Hungarica* 22:173–179.
- TRASER GY. (1983): Egy félintenzíven legeltetett tehénlegelő madárvilága a Fertő DK-i partján. *Az Erdészeti és Faipari Egyetem Tudományos Közleményei* 1983 (2): 175–189.
- ZIMMERMANN R. (1944): *Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedler Seegebiets*. Selbstverlag der Wissenschaftlichen Staatsmuseen, Wien.

Natura 2000 területek (Fertőmelléki-dombsor és Határmenti-erdők) élőhelyterképezésének főbb eredményei

Main result of habitat mapping of Natura 2000 sites (Fertőmelléki-dombsor és Határmenti-erdők)

Die wichtigsten Ergebnisse der Lebensraumkartierung von FFH-Gebieten (Fertőmelléki-dombsor und Határmenti-erdők)

BARNA CSILLA¹, KIRÁLY GERGELY² & TAKÁCS GÁBOR¹

Abstract

Current habitat mapping of SCI-s Fertőmelléki-dombsor and Határmenti-erdők has been conducted within the project ATHU002 – Vogelwarte Madárvárta 2 according to the habitat-mapping methodology of the Hungarian Biodiversity Monitoring System.

Based on the habitat mapping in 2017 the entire 2563.76 ha of SCI Fertőmelléki-dombsor 1048.5 ha (40.9%) are covered by natural and near-natural habitats, 470.7 ha (18.4%) by disturbed or secondary habitats and 1044.5 ha (40.7%) by non-natural habitat types. Natural forests are represented mainly by hornbeam–sessile oak forests (K2; 362.2 ha) and Turkey oak–sessile oak forests (L2a; 500 ha) intermingling with each other on several spots, smaller areas are occupied by downy oak forests (L1; 73.4 ha). Dry, warm forest margins (M8, 3.03 ha) are very rich in species, often forming a transition to neighboring grasslands. Among natural dry grasslands calcareous grasslands (H2, 4.86 ha) and forest steppe meadows, semi-dry meadows of clearings, dry heaths (H4, 9.96 ha) occur in the area, depending on the soil often as a mosaic of each other.

On SCI Határmenti-erdők 2253.54 ha have been covered by habitat mapping in 2019. 1069.76 ha of the mapped area (47.49%) are covered by near-natural habitats, 522.3 ha (23.18%) by disturbed or secondary habitats, and 660.77 ha (29.33%) by non-natural habitats. Among natural forests Turkey oak–sessile oak forests (L2a; 699.23 ha) and hornbeam–sessile oak forests (K2, 353.21 ha) have the greatest share.

Natural forests are endangered in both sites by schematic thinning, partial or total clearcutting often done without respecting the habitat itself, transforming both the tree species composition and the structure of forests significantly. Forest renewal is inhibited by a shallow humus layer and vast numbers of game. In case

¹ Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, 9435, Sarród, Rév-Kócsagvár, barna.csilla@fhnp.hu

² Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, 9400, Sopron, Bajcsy-Zsilinszky E. u. 4.

of grasslands main threatening factors are the abandonment of grazing and, as a result, the accumulation of plant debris and overgrowth with shrubs. Spontaneously spreading black locust and tree of heaven cause problems on several locations, threatening primarily forest margins and adjoining grasslands.

Bevezetés

Az Európai Unió a Natura 2000 területek hálózatán keresztül biztosítja a közösségi jelentőségű természetes élőhelytípusok, vadon élő állat- és növényfajok védelmét, a biológiai sokféleség megővését és a kedvező természetvédelmi helyzetük fenntartását, illetve helyreállítását.

A Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság működési területén jelenleg négy különleges madárvédelmi terület és 13 kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület található. A Natura 2000 kijelöléssel érintett területek összes kiterjedése 87592,9 ha, amely a működési terület 21,4%-a. A Natura 2000 területekből 46297 ha (52,9%) áll országos védelem alatt.

Az élőhelyterképek alkalmasak nagyobb területeken az élőhelyek kiterjedéséről, elhelyezkedéséről és bizonyos mértékig a természetességükről átfogó információkat adni. A gyűjtött adatok jól használhatók a természetvédelmi kezelések tervezéséhez, a területi tervezéshez, a hatósági munkához, illetve időszakosan megismételve jól kimutathatók a területeken bekövetkezett változások.

A magyar–osztrák határ mentén, mindkét oldalon, magas biológiai sokféleséggel bíró, értékes ökoszisztémák találhatóak, melyek megőrzése a természetvédelem kiemelt feladata.

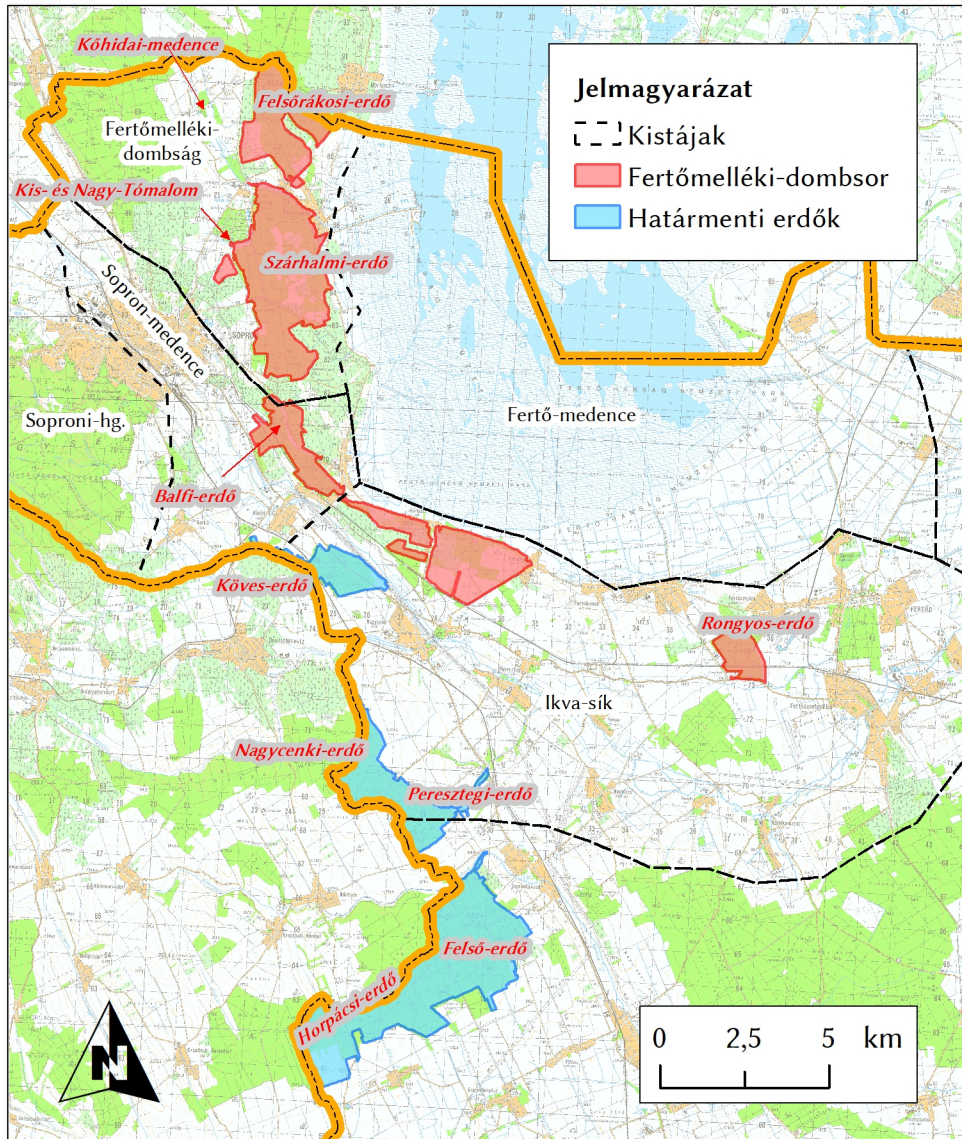
Az AT–HU Vogelwarte/Madárvárta 2 projekt keretein belül megvalósult a Fertőmelléki-dombsor és a Határmenti-erdők élőhelyterképezése. Jelen dolgozat a kutatás főbb eredményeit és az utolsó térképezések óta bekövetkezett változások értékelését mutatja be.

Anyag és módszer

A kutatási területek ismertetése

A kutatás során a HUFH20003 Fertőmelléki-dombsor (2563,76 ha) és a HUFH20013 Határmenti-erdők (2252,83 ha) kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területek kerültek felmérésre.

A Fertőmelléki-dombság nagy része (Felsőrákosi-erdő és a Szárhalmi-erdő) a magyar flóratartomány átmeneti vagy előalpesi (Praenoricum) lajtai flórajáráshoz (Laitaicum) tartozik (KÁRPÁTI 1956), átnyúlva az osztrák oldalra. A Balfi-erdő tömbjét (és valószínűleg a tőle keletebbre fekvő dombsori vonulatokat, valamint a Rongyos-erdő tömbjét is) jellegtelegebb flórája és vegetációja alapján már a vasi flórajáráshoz (Castriferreicum) vonják (KIRÁLY 2001). A Határmenti-erdők teljes területe a Castriferreicumba tartozik (KIRÁLY 1997).



1. ábra: A vizsgált területek áttekintő térképe

Fig. 1: Overview map of the study areas

Fertőmelléki-dombsor

A Fertőmelléki-dombsor a hazai tájbeosztás szerint a Nyugat-magyarországi-peremvidék nagytáj, Alpokalja középtájhoz sorolható, nagyrészt a Fertőmelléki-dombság kistáj (DÖVÉNYI 2010) természetes és természet szerű élőhelyeit fedi le. A terület egy része a Soproni-medencéhez (Balfi-erdő), illetve az Ikva-síkhöz (Fertőboz körüli területek, Rongyos-erdő) tartozik (1. ábra).

A terület az Alpok északkeleti letörésének viszonylag hűvös és csapadékos területei, illetve a melegebb, szárazabb Fertő-medence között helyezkedik el. A

dombsor klímája mérsékelten hűvös, mérsékelten száraz, az éves középhőmérséklet $9,9\text{ }^{\circ}\text{C}$, a tenyészidőszak átlaga $16,3\text{ }^{\circ}\text{C}$, a januári középhőmérséklet $0,6\text{ }^{\circ}\text{C}$, a júliusi $20,9\text{ }^{\circ}\text{C}$. Az átlagos évi napfénytartam 1937 óra, az átlagos éves csapadékmennyiség 651 mm , a tenyészidőszakban 415 mm . Az abszolút hőmérsékleti minimumok átlaga $-13,3\text{ }^{\circ}\text{C}$, az abszolút maximumoké $33,2\text{ }^{\circ}\text{C}$. Az éves csapadékösszeg 650 mm körüli.

A Fertőmelléki-dombsor felszíni vizekben szegény. A vizsgált terület északnyugati peremén folyik a Tóalmi-patak, mely a Kőhidai-medencéből érkező és Fertőbe torkolló Rákos-patak mellékága. A patakokon évszázadokkal ezelőtt halastavakat alakítottak ki, részben ezek helyén találjuk ma a Kis- és Nagy-Tóalom tavait. A Sopronkőhida és Fertőrákos közötti egykori halastavak mára feltöltődtek. A Kőhidai-medencében és a Tóalmok mentén évtizedekig működtek a város ivóvízkútjai, a vízkivétel következtében jelentős talajvízsüllyedés következett be, melynek hatásai, több mint 10 évvel a kutak felhagyása után is érzékelhetők.

A terület talajviszonyai a geológiai felépítésnek köszönhetően rendkívül változatosak. Legnagyobb kiterjedésben a mészkövön kialakult rendzina, illetve a laza üledéken kifejlődött barna erdőtalajok jellemzők. A völgyek aljában keskeny sávban lejtőhordalék-talajok találhatóak. A Kőhidai-medencében és a Tóalmok térségében meghatározó a réti, a lápos réti és a láptalajok jelenléte.

A dombsor központi területe, a Szárhalom tömbjének délkeleti részei nélkül, 1977 óta védelem alatt áll, a Fertő-Hanság Nemzeti Park része. Fokozott védettséget kapott a Kis-tóalmi-láprét, a Zsivány-barlang környéke és a Nagysztyeprét környéke. A Fertőmelléki-dombsor 2004-ben lett a Natura 2000 hálózat tagja. A Szárhalmi-erdő, a nemzeti park fertői területeivel együtt 1979 óta az UNESCO Ember és Bioszféra Programjának (MAB) része.

A jelenlegi vegetáció értékelésekor a korábbi tájhasználatot érdemes figyelembe venni. A területről, köszönhetően a katonai felmérések térképanyagának, illetve az 1950-es évektől elérhető légi felvételeknek, viszonylag bőséges információval rendelkezünk. Az erdők kiterjedésének és használatának, illetve ezeknek az élőhelyekre gyakorolt hatásaival KIRÁLY (2001) részletesen foglalkozott, így csak a fontosabb hatásokat mutatjuk be. Az 1800-as évek közepéig a terület erdeit a rövid vágásfordulójú sarjerdő-gazdálkodás és az erdei legeltetés határozta meg. A 19. század közepétől az erdők kiterjedése némiképp csökkent, ekkor alakultak ki a részben ma is meglévő zárvány szántók, ugyanakkor az erdőhasználatok rendezettebbé váltak és megindult a vágáskorok lassú emelkedése, illetve a mag eredetű állományok telepítése. A második világháborút követően a vágáskorok látványosan megemelkedtek, a sarjzatarás szinte teljesen háttérbe szorult, és megjelentek a tájidegen fafajú ültetvények (fenyvesek, akácok). A gazdálkodásban bekövetkezett változások az erdők fafajösszetételére is hatással voltak: a molyhos tölgy jelentősen, a gyertyán és a kocsánytalan tölgy valamivel kevésbé, de visszaszorult. Helyüket a csertölgy és sok esetben a fenyők vették át, igaz, utóbbiak többségét elsősorban a felhagyott gyepekre telepítették.

A szőlőművelés a kelta és római időkben jelent meg a területen, de igazán a középkorban terjedt el. A 17–18. században a soproni volt Magyarországon az egyik legjelentősebb borvidék. A szőlők kiterjedése és elhelyezkedése a 18–19. században nagyjából állandó volt, jelentősebb változás a második világháborút követően történt, amikor a korábbi kisparcellás művelést felváltotta a nagyüzemi gazdálkodás.

A gyepek, melyeket elsősorban legelőként hasznosítottak, a Kőhidai-medence mélyebb területein, a Kis-Tómalom felett és a Felsőrákosi-erdő szélein voltak meghatározóak. Az utóbbi 70 évben a gyepek gazdasági jelentősége folyamatosan csökkent, használatuk felhagyása miatt megindult az erdősödésük, továbbá jelentős területeket beépítettek vagy kiskertekké alakítottak.

A szántók kiterjedése, elsősorban a talajadottságok miatt valószínűleg sohasem volt jelentős. Az erdőtől elhódított dombos területek döntő többsége szőlővé vált, míg a mélyebb fekvésű részek gyepeit kaszálták vagy legeltették. Jelentősebb szántóföldek kialakítására a 19. század elején került sor erdők helyén, a Kuruc-földek és a Meszes-dűlő területén.

A területhasználatok közül a külszíni bányászat érdemel még említést. A lajtamészket a római kortól kezdve fejtették. A bányászat nyomai leglátványosabban a fertőrákosi kőfejtőben láthatók, de számos kisebb fejtés nyomai találhatóak még máshol is az erdőben. A bányászat részben építőanyag, részben a mészégetés nyersanyagának biztosítása érdekében történt. Az 1980-as években indult meg a kavics- és homokkőtermelés a Piuszpuszta és Fertőrákos közötti területen.

Határmenti-erdők

A Határmenti-erdők elnevezésű terület a Nagycenk, Pereszteg, Sopronkövesd, Und és Sopronhorpács határában, az osztrák–magyar államhatár mentén elhelyezkedő nagyobb erdőtömböket öleli fel (*1. ábra*).

A vizsgált erdőtömbök az Ikva- és a Répce-sík kistájakon helyezkednek el (DÖVÉNYI 2010). Éghajlatuk hasonló a Fertőmelléki-dombsorhoz, mérsékelt hűvös, mérsékelt nedves. Az évi középhőmérséklet 9,5 °C körüli, míg a tenyészidőszak sokévi átlaga 15,8 °C. Az évi abszolút hőmérsékleti maximumok és minimumok sokévi (1971–2004) átlaga: 32,5 °C és –15,5 °C. A térség az ország csapadékosabb régiói közé tartozik. A legtöbb csapadék nyáron esik. Az évi csapadékösszeg kb. 650 mm, ebből 400–420 mm eső a vegetációs időszakban hullik.

A vizsgált terület részben az Ikva, részben a Répce vízgyűjtőjéhez tartozik, három jelentősebb vízfolyása az Arany-patak, a Kardos-ér és a Csörgető-patak. A vízfolyások korábban jelentős hatást gyakorolhattak környezetükre, mára azonban jórészt mesterséges mederben, szabályozottan folynak.

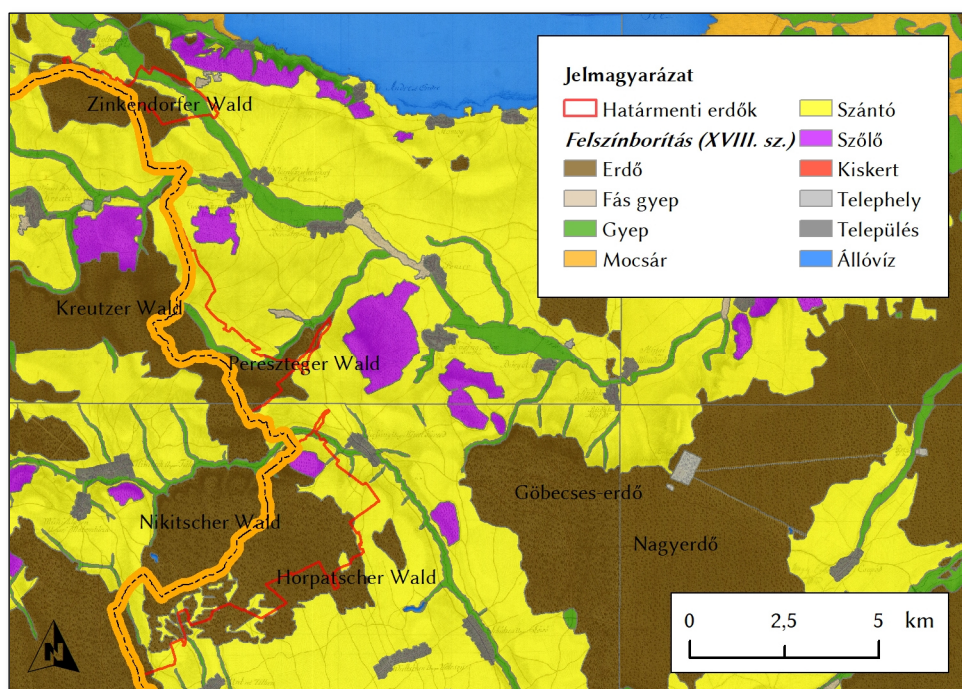
A területen különböző löszön, helyenként harmadidőszaki üledéken képződött barna erdőtalajok jellemzőek. A Köves-erdő területén főleg az agyagbemosódásos barna erdőtalajok, míg a Horpácsi- és a Kövesdi-erdő területén a Raman-féle

barna erdőtalajok a jellemzők. Réti talajok és réti öntéstalajok a vízfolyások mentén fordulnak elő, kis kiterjedésben.

A Határmenti-erdők Natura 2000 területen országosan védett természeti terület nincs.

A magyar–osztrák határ mentén megmaradt, határon átnyúló erdők egykor összefüggő erdőseget alkothattak a ‘Nagyerdő’-vel (CSAPODY 1963), de az első katonai felmérés idejére (18. század vége) már jelentős erdőirtások történtek (**2. ábra**) (CSAPODY 1964). A 19. század végig az erdők használata meglehetősen intenzív volt, elsősorban a tűzifatermelés és az erdei legeltetés volt a fő használat. A nagy kiterjedésű tarvágások, a sarjaztatás és a rövid vágásforduló a korábban kocsányos és kocsánytalan tölgy uralta erdőkben e tölgyfajok visszaszorulását és a csertölgy előretörését eredményezte. Az 1950-es években kezdődött meg a fenyők és az akác intenzív telepítése, részben a felhagyott legelők és szántók, részben tölgyesek helyén. A vágáskorok jelentős növekedése és a mag eredet előtérbe kerülése, a Fertőmelléki-dombsorhoz hasonlóan, itt is tapasztalható (KIRÁLY 2008).

A kiirtott erdők helyén a szántóföldi művelés terjedt el, a legeltetés és kaszálás elsősorban a vízfolyások menti árterületekre korlátozódott.



2. ábra: Felszínborítás az 1. katonai felmérés idején (1784) a Határmenti-erdők környezetében

Fig. 2: Land cover during the 1st Military Survey (1784) in the vicinity of the Határmenti-erdők

A felmérés módszertana

A felmérés során a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kézikönyvében (TAKÁCS & MOLNÁR 2009) megadott módszertant követtük. A projekt keretében elkészített 2017-es infra légi felvételen vizuális interpretációval határoltuk le a homogénnek tekinthető foltokat, majd a terepi bejárást követően elkészítettük a jellemzésüket, illetve a terepi tapasztalatok alapján szükség esetén módosítottuk a lehatárolásokat. A Fertőmelléki-dombsor terepi felmérései 2017-ben, a Határmenti-erdőké 2019-ben, a májustól októberig tartó időszakban történtek. A bejárás során rögzítettük a foltra jellemző élőhelytípust (Á-NÉR), a természetességi–degradáltsági értéket, a jellemző fajokat és az esetleges veszélyeztető tényezőket, illetve egyéb megjegyzéseket. Az élőhelytípusokat BÖLÖNI *et al.* (2011) munkája alapján adtuk meg. A természetességi–degradáltsági értékelés során Németh–Seregélyes (1995) módosított skáláját (TAKÁCS & MOLNÁR 2009) vettük alapul (**1. táblázat**).

Az utolsó térképezések óta (KIRÁLY 2008, KIRÁLY & TAKÁCS 2005) bekövetkezett változások eredményeinek kiértékelését nehezítette, hogy a korábbi térképezések az Általános Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR) korábbi verzióival (FEKETE *et al.* 1997) készültek, a két kategóriarendszer azonban többé-kevésbé megfeleltethető egymásnak. A természetesség változásának értékelésekor a jelen térképezésnek használt köztes kategóriákat összevontuk (D01=D01; D02=D01-D02+D02; D03=D02-D03+D03; D04=D03-D04+D04; D05=D04-D05+D05).

1. táblázat: Az alkalmazott természetességi kategóriák (Takács & Molnár 2009)

Table 1: The applied naturalness categories (Takács & Molnár 2009)

Kategória	Név
D01	Teljesen leromlott / a regeneráció elején járó állapot – Totally degraded state
D02	Erősen leromlott / gyengén regenerálódott állapot – Heavily degraded state
D03	Közepesen leromlott / közepesen regenerálódott állapot – Moderately degraded state
D04	„Jónak” nevezett, „természetközeli” / „jól” regenerálódott állapot – Semi-natural state
D05	Specialista, kísérő és termőhelyjelző fajokban gazdag, jó szerkezetű, szentély értékű terület / Natural state

A kutatás eredményeinek értékelésekor a természetesség változásának vizsgálata a két térképezési időszak között a valós változásokat csak részben tükrözi, így a levonható következtetések értéke kérdéses, ezért eltekintettünk tőle. Az értékelési problémák részben a kategóriarendszer értelmezésének változásából és módszertani különbségekből, részben a felmérők eltérő értékeléséből adódnak (pl. 2007-ben az S1–S7 élőhelytípusok zömmel D02 természetességi értéket kaptak, míg a 2017-es térképezés során D01 vagy D01-D02 kategóriába soroltuk).

Kutatástörténeti előzmények

A Fertőmelléki-dombsor botanikai szempontból hazai viszonylatban jól kutatottnak tekinthető. Számos kisebb publikáció mellett több összefoglalás is napvilágot látott. A LOEW & DECCARD (1739–1740) kéziratos 'Flora Semproniensis' című művében elsőként megjelenő lokalizálható florisztikai adatokat CSAPODY (1961) ismerteti. SZONTAGH (1864) és WALLNER (1903) nagyszámú adatot közöl a területről. GOMBOCZ (1903) Sopron megyei flóraművében elsősorban a korábbi adatokat foglalja össze, de már utal a térség növényföldrajzi viszonyaira. A második világháború előtt KÁRPÁTI (1934, 1938, 1941, 1949), majd azt követően CSAPODY (1949, 1953, 1987, 1993) florisztikai munkássága kiemelkedő. Az 1990-es évek végétől többek között FRANK *et al.* (1998), KIRÁLY & KIRÁLY (1998, 2018), KIRÁLY (1998, 2005), KIRÁLY & ILLÉS (2011) és KIRÁLY *et al.* (2007, 2015) közöl számos új adatot a térségből.

A Szárhalom első vegetációtérképét Csapody készítette el az 1960-as években, de kéziratos munkája eredeti formában nem maradt fent. AGÓCS (1987) Csapody útmutatásai alapján azonban újra elkészítette a térképet. KIRÁLY (2001) dolgozatában részletes aktuális vegetációtérképet közöl, illetve elemzi a terület társulástani és növényföldrajzi viszonyait. Néhány évvel később készült el a terület első Á-NÉR alapú élőhelytérképe a nemzeti park védett területeiről (KIRÁLY 2008).

A Határmenti-erdők a dombsorhoz képest alulkutatottnak tekinthetők, GOMBOCZ (1906) Sopron vármegyei adatai közül kevés lokalizálható biztosan a területen. Később elsősorban KIRÁLY & KIRÁLY (2005, 2018) közöl, elsősorban florisztikai adatokat a területről. A terület első élőhelytérképe 2005-ben készült el (KIRÁLY & TAKÁCS 2005).

Eredmények és értékelésük

Fertőmelléki-dombsor kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület

Az előforduló élőhelytípusok elterjedése és jellemzése

A Fertőmelléki-dombsor 2017. évi térképezése során 48 élőhelytípus előfordulását rögzítettük. A 2563,76 ha kiterjedésű területből 1048,46 ha-t borítanak természetes és természetközeli élőhelyek (nádasok és mocsarak, nedves gyepesek és magaskórósok, domb- és hegyvidéki üde gyepesek, zárt sziklagyepesek, láp- és ligeterdők, üde lomboserdők, fényben gazdag tölgyesek és erdő-gyep mozaikok, cserjések és szegélyek, álló- és folyóvizek), 470,67 ha-t bolygatott vagy másodlagos élőhelyek, 1044,5 ha-t pedig nem természetes élőhelytípusok (idegenhonos faültetvények, szántók, szőlők, utak stb.) (**2. táblázat**).

A 2017. évi felmérés alapján a terület 74%-át erdők borítják (**3. táblázat**), amelyek közül legnagyobb kiterjedésben a természetes üde és száraz lomboserdők (L1, L2a, K2, K7b) fordulnak elő.

2. táblázat: A természetesség szerint csoportosított élőhelyek megoszlása a Fertőmelléki-dombsoron (2017)

Table 2: Area of habitats grouped according to naturalness in the Fertőmelléki-dombsor (2017)

Név	Terület (ha)	%
Természetes és természetközeli élőhelyek – Natural and seminatural habitats (Á-NÉR: B1a, B5, BA, D1, E1, H1, H2, H4, J1a, J5, K2, K7b, L1, L2a, M8, P2a, P2b, U8, U9)	1048,5	40,9
Bolygatott és másodlagos élőhelyek – Moderately degraded habitats (Á-NÉR: OB, OC, OD, OF, P1, P6, P8, RA, RB, RC, RDa, RDb)	470,7	18,4
Nem természetes élőhelyek – Heavily or totally degraded habitats (Á-NÉR: S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7, T1, T7, T8, T9, U2, U3, U4, U6)	1044,5	40,7
Összesen	2563,7	100

A *molyhos tölgyesek* (L1) elsősorban a korábbi erdőhasználatok miatt kialakult sekély, köves termőrétegű termőhelyeken fordulnak elő (73,4 ha). Lombkoronaszintjüket *Quercus pubescens* és *Q. cerris* uralja, cserjeszintjük (*Cornus mas*, *C. sanguinea*, *Ligustrum vulgare*, *Acer campestre*) általában magas és erős, emiatt a gyepszintben hiányoznak vagy az erdőszegélyre szorulnak a fényigényes fajok (*Adonis vernalis*, *Peucedanum cervaria*).

Mészkerülő gyertyános-tölgyesek (K7b, 45,7 ha) elsősorban a Felsőrákosi-erdő kristályos pala alapkőzetén, illetve a Szárhalom délkeleti részén, vályogos-kavicsos alapkőzetén, nem podzolos barna erdőtalajokon alakultak ki. Lombkoronaszintjüket *Quercus petraea* és *Q. cerris* alkotja, az elegyfajok (*Carpinus betulus*, *Cerasus avium*, *Populus tremula*) gyakran hiányoznak vagy ritkák. Cserjeszintjük változó fejlettségű, a füves típusokban teljesen hiányzik, a völgyalji részeken, illetve a gyertyános-tölgyesekhez kapcsolódó foltokban akár 100% borítás is lehet. Gyepszintjükben az acidofrekvens fajok (pl. *Luzula luzuloides*) mellett jelen vannak az üde lomberdők fajai (pl. *Ajuga reptans*, *Galium odoratum*, *Mycelis muralis*, *Poa nemoralis*, *Dactylis polygama*) is.

A *cseres-kocsánytalan tölgyesek* (L2a, 500 ha) és a *gyertyános-kocsánytalan tölgyesek* (K2, 363,2 ha) a dombsor uralkodó erdei élőhelyei. A magasabb platókon és délies oldalakon elsősorban cseres-kocsánytalan tölgyesekkel találkozunk, melyeket főleg északias kitettségben gyertyános-kocsánytalan tölgyesek váltanak fel. A két élőhelytípus között, sőt a molyhos tölgyesek és a mézskerülő tölgyesek felé is, számtalan átmeneti (gyakran emberi hatásra kialakuló) állomány található.

A klímaregionális gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K2) jelentős része sarj eredetű, néhol gyertyános konszociációkkal, változatos fajösszetétellel és

szerkezettel. A lombkoronaszintben általában a *Quercus petraea* és a *Carpinus betulus* dominál, az elegyfajok (*Quercus cerris*, *Acer campestre*, *A. platanoides*, *Fraxinus excelsior*, *Tilia cordata*, *Cerasus avium*) helyenként nagyobb arányban is jelen lehetnek. A tipikus foltokban a cserjeszintjük (*Acer campestre*, *Corylus avellana*, *Crataegus laevigata*, *C. monogyna*, *Cornus mas*, *C. sanguinea*, *Ligustrum vulgare*) gyengén fejlett, a cseres-tölgyesek felé átmeneti részeken erősebb. Gyepszintjükben többek között *Galium odoratum*, *Galium sylvaticum*, *Stellaria holostea*, *Carex pilosa*, *C. sylvatica*, *Brachypodium sylvaticum*, *Melittis grandiflora*, *Poa nemoralis*, *Polygonatum multiflorum* jellemző.

A többnyire ligetes szerkezetű cseres-tölgyesek (L2a) lombkoronaszintjében a domináns *Quercus cerris*en kívül gyakori a *Q. petraea* és a *Q. pubescens*. Cserjeszintjük (*Crataegus monogyna*, *Cornus mas*, *Ligustrum vulgare*) változatos fejlettségű, a sűrű töviskes cserjéstől a cserjeszint nélküli füves aljú állományokig. Gyepszintjükben gyakran dominálnak a fűfélék (*Brachypodium pinnatum*, *Carex michelii*, *C. montana*, *C. flacca*, *Festuca rupicola*), jellemző egyéb fajok: *Anthericum ramosum*, *Vincetoxicum hirsutum*, *Trifolium alpestre*, *Filipendula vulgaris*, *Hierochloa australis*, *Galium glaucum*, *Genista tinctoria*, *Iris variegata*, *Thesium linophyllum*, *Polygonatum odoratum*, *Origanum vulgare*, *Euphorbia angulata*, *Silene nutans*, *Serratula tinctoria*, *Elymus hispidus*, *Betonica officinalis*, *Geranium sanguineum*, *Peucedanum cervaria*.

3. táblázat: A Fertőmelléki-dombsor élőhelyeinek megoszlása Á-NÉR főkategóriák szerint (2017)

Table 3: Distribution of habitats in Fertőmelléki-dombsor by main categories of Á-NÉR (2017)

Á-NÉR főkategóriák szerinti megoszlás	Terület (ha)	%
Üde lomboserdők	408,88	15,9
Fényben gazdag tölgyesek és erdő-gyep mozaikok	573,45	22,4
Cserjések és szegélyek	26,84	1,0
Láp- és ligeterdők	0,54	0,0
Idegenhonos fafajok uralta erdők és faültetvények	521,56	20,3
Egyéb erdők és fás élőhelyek	374,12	14,6
Domb- és hegyvidéki üde gyepek	7,04	0,3
Egyéb fátlan élőhelyek	96,55	3,8
Zárt száraz és félszáraz gyepek	14,28	0,6
Nádasok és mocsarak	13,96	0,5
Nedves gyepek és magaskórósok	1,30	0,1
Vizek	2,16	0,1
Agrár élőhelyek	449,79	17,5
Egyéb élőhelyek	73,15	2,9
Összesen	2563,63	100,0

A cseres-tölgyesek és molyhos-tölgyesek meleg **erdőszegélye** (M8, 3,03 ha) kifejezetten fajgazdag, gyakran a szomszédos gyepek felé átmenetet képezve. A gyakori *Prunus spinosa*, *Crataegus monogyna* és *Cornus mas* mellett, érdekes a *Juniperus communis*, illetve helyenként a *Rhamnus saxatilis* előfordulása. A jellemző lágyszárú fajok között számos védett faj is megtalálható, így pl. *Adonis vernalis*, *Orchis purpurea*, *O. militaris*, *Cypripedium calceolus*, *Pulsatilla grandis*, *Buphthalmum salicifolium*.

A gyepeken és gyakran a felhagyott szőlők cserjésedésével kialakuló másodlagos **galagonyás-kökényes-borókás cserjések** (P2b, 18,87 ha) sokáig őrizhetik a száraz gyepek fajkészletét. A jobb termőhelyeken erdősödésük gyorsan bekövetkezhet, de többnyire évtizedekig stabil állományokat alkotnak. Az **üde és nedves cserjések** (P2a, 4,11 ha) a területen csak a Kis-Tómalom és a sopronkőhidai tavak környezetében jellemzőek, többnyire *Salix cinerea* alkotja őket, de helyenként megjelennek a fatermetű füzek (*Salix alba*, *S. fragilis*) és a *Populus tremula* is.

Jelentős **a másodlagos, jellegtelen erdők** (RA, RB, RC, RDa, RDb) kiterjedése (374,12 ha). Ezek részben olyan őshonos fafajú erdők, amelyek a felújítás során fajszegényekké, egykorúvá váltak, de gyakran gyepek helyére ültetett, többnyire homogén csertölgyállományok. A fenyőültetvények egy része spontán betelepedés miatt lombos fajokban gazdag (RDa, 13,87 ha). Megfelelő erdőkezeléssel többségük néhány évtizeden belül cseres-tölgyessé vagy gyertyános-tölgyessé alakítható.

Az idegenhonos fafajok alkotta ültetvények, többnyire **akácok** (S1, 253,78 ha; S6, 14,21 ha) és **erdei**, illetve ritkábban **fekete fenyvesek** (S4, 226,12 ha) a területen összesen 521,56 ha-n (20%) fordulnak elő. **Egyéb ültetett tájidegen lombos erdők** (S3, 7,59 ha) közé a fekete diósok és a vörös tölgyesek tartoznak, melyek kisebb területen, őshonos erdők között, beékelődve helyezkednek el. Az **egyéb ültetett tájidegen fenyveseket** (S5, 7,55 ha) néhány lucfenyves és vörösfenyves folt képviseli.

A dombság területén még mindig a vágásos erdőgazdálkodás a jellemző, a **vágásterületek** (P8) és az **őshonos fafajú fiatalosok** (P1) összesen 156,6 ha-os kiterjedése (6%, az erdőterületek 8%-a) jelentősnek tekinthető. Az őshonos felújítások kisebb része a szerkezetátalakítások révén fenyvesek és akácok helyén található, de többségük cseres-tölgyesek és gyertyános-tölgyesek véghasználatára alakult ki. A sekély termőrétegen a felújítások sok esetben nem nevezhetők sikeresnek, területükön gyakran a siskanád és a szeder uralkodik, melyeket az erdőgazdálkodó vegyszeres kezeléssel próbál visszaszorítani, ez az erdők gyepszintjének regenerálódását akár évtizedekre visszavetheti.

A természetes és természetközeli fátlan élőhelyeket a dombság megmaradt száraz gyepei, illetve a Kis-Tóalmi-láprét és a Sopronkőhida alatt húzódó láprét-nádas komplex képviseli.

A természetes száraz gyepek közül a felnyíló, mészkedvelő lejtő- és törmelékgyepek (H2), az erdőssztyepprétek, a félszáraz irtásrétek, a száraz

magaskórósok (H4), illetve a térképezés léptékében nem értelmezhető kiterjedésben köves talajú lejtőszyeppek (H3a) és mészkedvelő nyílt sziklagyepek (G2) fordulnak elő a területen, a talajviszonyoktól függően gyakran egymással átmenetet képezve. A **felnyíló, mészkedvelő lejtő- és törmelékgyepek** (H2, 4,86 ha) főként a sekély talajú lajtamészke-kibukkanásokon, gyakran egykori kőfejtések helyén, utak mellett jellemzőek (gyakran a H4 és a G2 kategóriába sorolható élőhelyekkel bonyolult, mozaikos állományok), védett fajokban (pl. *Adonis vernalis*, *Jurinea mollis*, *Linum tenuifolium*, *Orchis morio*, *O. ustulata*, *Pulsatilla grandis*, *Sesleria uliginosa*) kiemelkedően gazdagok. A Fertőrákos feletti kőbányában többezres állománya él a vízparti derécének (*Epilobium dodonaei*). Helyenként cserjésedhetnek (pl. *Crataegus monogyna*, *Rhamnus saxatilis*, *Rosa canina*), de alapvetően stabil állományszerkezetű, lassan változó élőhelyek. A kifejezetten nyílt sziklafelszíneken a zuzmók mellett gyakori a *Globularia punctata*, a *Helianthemum canum* és a *Fumana procumbens*, de idővel megjelennek a zárt sziklagyepek fajai (*Festuca rupicola*, *Carex humilis*).

Az **erdősszyepprétek, félszáraz irtásrétek, száraz magaskórósok** (H4, 9,96 ha) *Brachypodium pinnatum* és *Bromus erectus* dominálta, egykor legeltetett vagy kaszált gyepek, amelyek gyakran zárványként vagy erdőszegélyben fordulnak elő. A domináns fajok mellett többek között az *Avenula pubescens*, a *Festuca rupicola*, a *Carex humilis*, a *Vincetoxicum hirundinaria*, a *Geranium sanguineum*, az *Inula ensifolia*, a *Helianthemum ovatum*, az *Asperula cynanchica* és a *Galium glaucum* gyakori. A sziklagyepeknél ismertetett védett fajok mellett megjelenik az *Anemone sylvestris*, a *Polygala major*, az *Orchis purpurea*, az *Ophrys insectifera* vagy a *Linum flavum*. Meg kell említeni, hogy ezek a gyepek a Keleti-Alpok peremének sziklagyepjeivel rokoníthatók, melyekhez hasonló hazánkban másutt szinte sehol sem fordulnak elő (KIRÁLY 2008).

A **franciaperjés rétek** (E1, 7,04 ha) jellemző előfordulása az ún. Balfi-patak völgye, ahol a közút és az erdő között hosszan nyúlik el, jelenleg kaszálóként hasznosítják. A domináns *Arrhenatherum elatius*, *Festuca pratensis* és *Alopecurus pratensis* mellett, inkább csak az üde gyepekre jellemző gyakori fajok (pl. *Carex gracilis*, *Hypericum perforatum*, *Peucedanum alsaticum*, *Salvia pratensis*) fordulnak elő.

A vízhez kötődő élőhelyek elsősorban a Kis-Tómalomhoz, illetve a Rákospatak völgyéhez kapcsolódnak. **Nyílt vízfelület** (U9, 1,79 ha) a területen kizárólag a Kis-Tómalmon fordul elő. A horgászvízként használt tóban *Potamogeton crispus*, *Nympaea alba*, *Lemna trisulca* jellemző. A tavat **nádas** (B1a, 8,23 ha) veszi körül, mely jó természetességű, a nádon kívül *Typha angustifolia*, *Solanum dulcamara*, *Carex acutiformis* és *C. riparia* jellemző. Lápértnél elnadasodásával másodlagos, illetve Sopronkőhida mellett cserjésedő-magaskórósodó nádasok találhatóak, ezekben sokfelé jelen van a *Solidago gigantea*. A területhez tartozik a Kis-Tómalom lápértje, ahol **meszes, lápérték, rétlápok** (D1, 1,3 ha), **magassásosok** (B5, 5,6 ha), **nádasok** és kis kiterjedéssel **kékperjés lápérték** (D2, ~0,1 ha) alkotnak bonyolult, a kezelések függvényében folyamatosan alakuló komplexet. A lápértnél jellemző társulásalkotó fajai a *Juncus subnodulosus*, a *Carex davalliana*, a *Schoenus nigricans*, a *Phragmites australis*,

mellettük *Equisetum fluviatile*, *Carex lepidocarpa*, *C. paniculata*, *Pinguicula vulgaris*, *Dactylorhiza ochroleuca*, *Crepis paludosa*, *Liparis loeselii*, *Parnassia palustris*, *Filipendula ulmaria*, *Pedicularis palustris*, *Cirsium rivulare*, *Molinia caerulea*, *Epipactis palustris*, *Potentilla erecta* és *Ophioglossum vulgatum* gyakori. A lápréten kisebb foltokban fűzlápokhoz (J1a, 0,8 ha) sorolható *Salix cinerea* alkotta cserjések is előfordulnak, szálanként feketedő fűzzel (*Salix myrsinifolia*).

Másodlagos, illetve leromlott állapotú gyepek közül nagyobb kiterjedéssel a **jellegtelen száraz-félszáraz gyepek** (OC, 88,8 ha) fordulnak elő. Ezek részben felhagyott szőlők, szántók helyén alakultak ki, de jelentős kiterjedésű az egykori „D-gyakorlótér” gyepe is, melyet mintegy tíz éve felszántottak és regenerációja jelenleg is alacsony szinten van. Ezen gyepek természetessége megfelelő kezeléssel néhány éven belül jelentősen javítható.

Agrárélőhelyek a terület 17,5%-án fordulnak elő, ezek nagyrészt a dombság peremén található szőlők (T7, 106,7 ha; T8, 13,5 ha) és szántók (T1, 314,4 ha). A **lakott területek, illetve egyéb mesterséges élőhelyek** (U2, U3, U4, U6, U10, U11) a terület 2,85%-át (73,15 ha) foglalják el a Fertőmelléki-dombsornak.

A vizsgált területen előforduló közösségi jelentőségű élőhelyek elterjedése

Jelenleg a terület 40,62%-án fordulnak elő közösségi jelentőségű élőhelyek (**4. táblázat**), további mintegy 20%-nyi terület rövid időtávon (5–15 év) belül, megfelelő kezeléssel azzá alakítható. A közösségi jelentőségű élőhelyeken belül legjelentősebb az erdők (pannon gyertyános-, cseres- és molyhos tölgyesek) aránya (38,55%). Viszonylag kis kiterjedésűek, de egyedülálló természetvédelmi értékűek a különböző száraz gyepek (6190, 6210, 6240, 8210) illetve a mocsár- és láprétek (6410, 6430, 6510, 7210, 7230).

4. táblázat: A Fertőmelléki-dombsor közösségi jelentőségű élőhelyeinek kiterjedése 2017-ben

Table 4: Area of habitats of community importance in the Fertőmelléki-dombsor in 2017

Kód	Név	Terület (ha)	%
	Nem közösségi jelentőségű élőhely	1522,47	59,38
3150	Természetes eutróf tavak Magnopotamion vagy Hydrocharition növényzettel (Á-NÉR: U9)	1,79	0,07
6190	Pannon sziklagyepek (<i>Stipo-Festucetalia pallentis</i>) (Á-NÉR: G2 egy része)	<0,5	0,00
6210	Meszes alapközetű féltermészetes száraz gyepek és cserjésedett változataik (<i>Festuco-Brometalia</i>) (Á-NÉR: H4, OC egy része, M8 egy része)	39,13	1,53
6240	Szubpannon sztyeppék (Á-NÉR: H2, H3a)	2,39	0,09
6410	Képerjés láprétek meszes, tőzeges vagy agyagbemosódásos talajokon (<i>Molinia caeruleae</i>) (Á-NÉR: D2)	<0,5	0,00

Kód	Név	Terület (ha)	%
6430	Síkságok és a hegyvidéktől a magashegységig tartó szintek hidrofil magaskórós szegélytársulásai (Á-NÉR: D5)	<1	0,00
6510	Sík- és dombvidéki kaszálórétek (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>) (Á-NÉR: E1)	7,04	0,27
7210	Meszes lápok télisással (<i>Cladium mariscus</i>) és a <i>Caricion davallianae</i> fajaival (Á-NÉR: D1 egy része)	<1	0,00
7230	Mészkedvelő üde láp- és sásrétek (Á-NÉR: D1 egy része)	1,30	0,05
8210	Mészkösziklás lejtők sziklanövényzettel (Á-NÉR: G2 egy része)	<1	0,00
91E0	Enyves éger (<i>Alnus glutinosa</i>) és magas kőris (<i>Fraxinus excelsior</i>) alkotta ligeterdők (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae) (Á-NÉR: J1a, J5)	1,37	0,05
91G0	Pannon gyertyános-tölgyesek <i>Quercus petraea</i> -val és <i>Carpinus betulus</i> -szal (Á-NÉR: K2, K7b)	408,88	15,95
91H0	Pannon molyhos tölgyesek <i>Quercus pubescens</i> -szel (Á-NÉR: L1)	73,41	2,86
91M0	Pannon cseres-tölgyesek (Á-NÉR: L2a)	506,12	19,74
Összesen		2563,89	100,00

*A szürke betűvel megjelölt élőhelyek csak rendkívül kis kiterjedésben, sokszor más élőhelyekkel mozaikolva fordulnak elő, így a térképezés 1:10000 léptékében nem mutathatók ki, ezen élőhelyekre csak egy becslést tudunk megadni.

Az egyes élőhelytípusok kiterjedésének változása

A 2017. évi térképezés eredményeit összehasonlítva a 2007. évi térképezéssel (5. táblázat) jelentős változások tapasztalhatók a területen.

A nádasok és mocsarak (B1a, B5, BA) kiterjedése kismértékben csökkent, a változás részben digitalizálási eltérésekből, részben valós eseményeknek köszönhető. A Kis-Tómalmon megkezdett élőhely-rekonstrukció következtében a korábbi nádasok egy része láprétté (D1) alakult, míg az Ilona-major melletti mélyedés egy része beerdősödött.

Jelentősen csökkent, 41,68 ha-ról 14,28 ha-ra a zárt száraz- és félszáraz gyepek kiterjedése. A változás sajnálatos módon valós, a Szárhalom területén lévő kisebb tisztások egy része beerdősött (több helyen akáccal), de a legnagyobb változás az ún. „D” gyakorlótér területéhez kötődik. Itt a korábbi gyepet részben felszántották és felülvetették, részben jelentősen romlott az állapota a nem megfelelő kezelés miatt, így a korábbi H4×O7×P2 kategória helyett jelenleg csak az OC×H4 kategóriába volt sorolható.

Az üde lomboserdők (K2, K7b) esetében (~108 ha) növekedett a kiterjedés, míg a fényben gazdag tölgyeseké és az erdő-gyep mozaikoké (L1, L2a) csökkent (93,7 ha). A molyhos tölgyeseknél (L1) gyakorlatilag nincs eltérés, ezen erdők többsége fahasználat nélküli üzemmódban van, így véghasználat nem fenyegeti őket. A gyertyános-tölgyesek esetében a változából 36 ha egyértelműen az eltérő térképezett területből adódik. A kiterjedésben kimutatott további különbségek többféle folyamat eredményeképp alakultak ki:

- A területen a cseres-tölgyesek és gyertyános-tölgyesek számos átmenetet képeznek, besorolásuk nem egyszerű. A 2017-es térképezés során több, korábban a cseres tölgyesekhez sorolt erdőrész a jelenlegi térképezés során gyertyános-tölgyesként került osztályozásra. Ez a legtöbb esetben nem valós változás.
- Jelentős területen történt véghasználat, ahol a korábbi gyertyános-tölgyes/cseres-tölgyes élőhely megszűnt, így P1 (őshonos fafajú fiatalosok) vagy P8 (vágásterületek) besorolást kapott. A változás ezekben az esetekben egyértelműen negatív.
- Egyes erdőrészek természetessége a tíz év alatt javult, így a korábbi R2 (jellegtelen telepített erdők részben betelepült cserje- és gyepszinttel) kategória helyett ezek besorolhatók voltak K2 vagy L2a kategóriába. Ezt természetesen pozitívan kell értékelnünk.
- Néhány élőhelyfolt esetében a megkezdett felújítívágások miatt az élőhely természetessége csökkent (cserjeszint eltűnése, lombkoronaszint borítás csökkenése, elegyfajok kivágása), így ezek a területek a korábbi K2 vagy L2a helyett részben RC kategóriaként kerültek rögzítésre.

E folyamatok eredményeképp összességében ~22 ha-ral csökkent a természetes erdők kiterjedése a domsbor területén.

Az erdők esetében a kedvezőtlen folyamatokat jól mutathatja még a vágásterületek és a fiatalosok kiterjedésének változása. 2007-ben 100 ha (3,92%) vágásterület (PX, illetve P8) volt, ez 2017-re 69,5 ha-ra csökkent. A fiatalosok (P3, illetve P1) kiterjedése ugyanakkor 7,48 ha-ról 87,2 ha-ra nőtt. A két élőhely kiterjedésének változása alapján 49,22 ha-ral nőtt a vizsgált időszakban azon területek kiterjedése, ahol nincs jelen idős faállomány.

Az idegenhonos fafajok uralta erdők és faültetvények (S1–S7) kiterjedése összességében némi csökkenést (12,83 ha) mutat, ami a megkezdett szerkezetátalakításoknak köszönhető. A korábbi, zömmel fenyőültetvények helyén a felújítás már őshonos fafajjal történt, így ezek a P1 kategóriába kerültek. Ugyanakkor itt is megemlíthető egy negatív tendencia, a 2007-ben sikertelen erdőstítésként értékel, zömmel O7 kategóriába besorolt erdőrészekben tíz év alatt feljött valamilyen, gyakran idegenhonos vagy tájidegen fafajok által dominált állomány, ezek RDa és RDb kategóriában szerepelnek.

A változások közül magyarázatot igényel még az agrárélőhelyek kiterjedésének változása. A szántóterületek növekedése a 2007-ben parlagon lévő, így visszagyepesedett (O7 – domb- és hegyvidéki gyomos száraz gyepek, valamint O8 – domb- és hegyvidéki gyomos üde gyepek) művelésbe vonása miatt

növekedett, illetve a 2007-es térképben egy terület Ilona-major mellett hibásan került besorolásra és szántó helyet az U4 (telephelyek, roncsterületek) kategóriába került. A szőlők (T7) és gyümölcsösök (T8) esetében is van némi átrendeződés. A korábbi szőlők egy részét felhagyták és spontán cserjésedő (P2b) területté alakult, míg a gyümölcsösök nagy része átalakult kiskertté (T9).

5. táblázat: Az élőhelytípusok kiterjedése a 2007-ben és 2017-ben a Fertőmelléki-dombsor területén

Table 5: Area of habitat types in 2007 and 2017 in the Fertőmelléki-dombsor

2007			2017		
Á-NÉR	Név	Terület (ha)	Á-NÉR	Név	Terület (ha)
B1	Tavak zárt nádasai és gyékényesei	11,39	B1a	Nem tőzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások	8,23
B5	Nem zombékoló magassásrétek	5,32	B5	Nem zombékoló magassásrétek	5,57
			BA	Fragmentális mocsári- és/vagy hínárnövényzet mozaikok álló és folyóvizek partjánál	0,16
D1	Üde és nádasodó láprétek-rétlápok	0,91	D1	Meszes láprétek, rétlápok	1,30
E1	Franciaperjés domb- és hegyvidéki rétek	8,32	E1	Franciaperjés rétek	7,00
H2	Sziklafüves lejtősztyepprétek	2,27	H2	Felnyíló, mészkedvelő lejtő és törmelékgyepek	4,32
H4	Stabilizálódott félszáraz irtásrétek, gyepek és száraz magaskórósok	39,41	H4	Erdőssztyepprétek, félszáraz irtásrétek, száraz magaskórósok	10,0
J1	Fűz- és nyírlápok	1,10	J1a	Fűzlápok	0,80
J5	Égerligetek	0,10	J5	Égerligetek	0,50
K2	Hegyvidéki gyertyános-tölgyesek	245,26	K2	Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	363,20
K7	Üde mészkerülő tölgyesek és bükkösök	55,21	K7b	Mészkerülő gyertyános-tölgyesek	45,70
L1	Mészkedvelő és melegkedvelő tölgyesek = Zárt és majdnem zárt molyhos tölgyes szálerdők	78,60	L1	Mész- és melegkedvelő tölgyesek	73,40
L2	Cseres-tölgyesek	588,55	L2a	Cseres-kocsánytalan tölgyesek	500,00
M8	Száraz-meleg erdőszegélyek	2,15	M8	Száraz-félszáraz erdő- és cserjés szegélyek	3,00
P2	Spontán cserjésedő-erdősödő területek	36,90	P2a	Üde és nedves cserjések	4,10
			P2b	Galagonyás-kökényes-borókás száraz cserjések	18,90
O1	Kiszáradó, jellegtelen és másodlagos mocsarak és sásosok	0,27	OA	Jellegtelen fátlan vizes élőhelyek	-
O7	Domb- és hegyvidéki gyomos száraz gyepek	121,96	OC	Jellegtelen száraz-félszáraz gyepek	88,80
O8	Domb- és hegyvidéki gyomos üde gyepek	17,42	OB	Jellegtelen üde gyepek	1,60

2007			2017		
Á-NÉR	Név	Terület (ha)	Á-NÉR	Név	Terület (ha)
			OD	Lágyszárú évelő özönfajok állományai	1,20
O12	Felhagyott szőlők és gyümölcsösök	3,87		-	-
			OF	Magaskórós ruderalis gyomnövényzet	4,90
P3	Fiatall erdősítés degradált, természetközeli gyepparadványokkal	7,48	P1	Őshonos fafajú fiatalosok	87,20
P6	Kastélyparkok és arborétumok az egykori vegetáció maradványaival vagy regenerálódásával	1,86	P6	Parkok, kastélyparkok, arborétumok és temetők az egykori vegetáció maradványaival vagy regenerálódásával	4,00
PX		100,00	P8	Vágásterületek	69,50
R1	Spontán beerdősödött területek részben betelepült cserje- és gyepszinttel	47,92	RA	Őshonos fajú facsoportok, fásorok, erdősávok	8,50
R3	Jellegtelen telepített erdők részben betelepült cserje- és gyepszinttel	108,49	RB	Őshonos fajú facsoportok, fásorok, erdősávok	10,30
			RC	Őshonos fafajú keményfás jellegtelen erdők	176,90
R2	Tájidegen fafajokkal elegyes erdők részben túlélt/betelepült cserje- és gyepszinttel	40,43	RDa	Őshonos lombos fafajokkal elegyes fenyves származékerdők	13,90
			RDb	Őshonos lombos fafajokkal elegyes idegenhonos lombos és vegyes erdők	3,90
S1	Akácok	271,53	S1	Ültetett akácok	253,80
S2	Nemes nyárasok	4,99	S2	Nemesnyárasok	7,60
S3	Egyéb tájidegen lombos erdők	8,73	S3	Egyéb tájidegen lombos erdők	7,60
S4	Erdei- és feketefenyvesek	242,48	S4	Ültetett erdei- és feketefenyvesek	226,10
S5	Egyéb tájidegen fenyvesek	6,67	S5	Egyéb ültetett tájidegen fenyvesek	7,60
			S6	Nem őshonos fafajok spontán állományai	14,20
S7	Facsoportok, erdősávok és fásorok (fásítások)	7,49	S7	Nem őshonos fajú facsoportok, erdősávok és fásorok	4,70
T1	Egyéves szántóföldi kultúrák	230,47	T1	Egyéves, intenzív szántóföldi kultúrák	314,40
T6	Kistáblás mozaikok	13,06			
T7	Nagyüzemi szőlők és gyümölcsösök	110,21	T7	Intenzív szőlők, gyümölcsösök és bogyós ültetvények	106,70
T8	Kisüzemi gyümölcsösök és szőlők (az intenzíven kezelték)	57,51	T8	Extenzív szőlők és gyümölcsösök	13,50
T9	Kiskertek	3,21	T9	Kiskertek	15,20

2007			2017		
Á-NÉR	Név	Terület (ha)	Á-NÉR	Név	Terület (ha)
U2	Kertvárosok	0,63	U2	Kertvárosok, szabadidős létesítmények	1,10
U3	Falvak	12,78	U3	Falvak, falu jellegű külvárosok	6,80
U4	Telephelyek, roncssterületek	33,13	U4	Telephelyek, roncssterületek és hulladéklerakók	1,50
U5	Meddőhányók	7,32			
U6	Nyitott bányafelületek	12,44	U6	Nyitott bányafelületek	20,10
			U8	Folyóvizek	0,50
U9	Állóvizek	1,47	U9	Állóvizek	1,70
			U10	Tanyák, családi gazdaságok	18,30
			U11	Út- és vasúthálózat	25,50
Összesen:		2549,31			2563,60

A természetesség mérése során tapasztalt módszertani problémák ellenére egyértelműen tapasztalható egy természetességromlás mind a gyepeknél, mind az erdőknél. A gyepek esetében a kezeletlenség hatására bekövetkező cserjésedés, az akác terjedése, a fűavar felhalmozódása miatti elszegényedés jellemző. Erdők esetében egyértelműen az erdőgazdálkodás kedvezőtlen hatásai jelentkeznek a véghasználatok, a sematikus, egyenletes bontások, gyérítések, illetve a sikertelen felújítások képében.

Határmenti-erdők kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület

Az előforduló élőhelytípusok elterjedése és jellemzése

A Határmenti-erdők kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területen a 2019-es élőhelyterképezés során 2252,83 ha került felmérésre.

A vizsgált területet 1069,76 ha-on (47,49%) borítják természetközeli élőhelyek, 522,3 ha-on (23,18%) bolygatott vagy másodlagos élőhelyek, 660,77 ha-on (29,33%) pedig nem természetes élőhelyek. Ez a korábbi felméréshez nagyon hasonló képet mutat, mivel akkor is közel 50-50% volt a természetes, illetve a bolygatott és nem természetes élőhelyeknek az aránya (**6. táblázat**).

A Határmenti-erdők alapvetően erdőterület, több mint 95%-át fás élőhelyek borítják. A természetes erdők közül a cseres-tölgyesek és a gyertyános-tölgyesek fordulnak elő legnagyobb kiterjedésben. Jelentős a jellegtelen őshonos fafajú erdők kiterjedése, illetve nagy területen fordulnak elő idegenhonos fafajok alkotta ültetvények is.

A **gyertyános-kocsánytalan tölgyesek** (K2, 353,21 ha) elsősorban a völgyoldalakban és az északias kitétségű lejtőkön találhatóak, számos átmeneti jellegű erdővel a cseres-tölgyesek felé. Lombkoraszintjükben a *Quercus petraea* és a *Carpinus betulus*, helyenként, többnyire betelepítve a *Quercus cerris* uralkodik. A völgyoldali állományokban több helyen (pl. sopronkövesdi Felső-

erdő) gyertyános konszociációk alakultak ki. Elegendőfajként az *Acer campestre*, a *Cerasus avium* és a *Tilia cordata* jellemző. Cserjeszintjük változatos, a tipikus foltokon gyenge, az átmeneti élőhelyeken zártabb, többnyire *Ligustrum vulgare* és *Crataegus laevigata*, alkotja, mellettük *Coryllus avellana*, *Rubus fruticosus*, ritkán *Tilia cordata* vagy *Staphylea pinnata* van jelen. Gyepszintjük többnyire füves (pl. *Festuca heterophylla*, *Lathyrus niger*, *Carex montana*, *Vicia cassubica*, *Potentilla alba*, *Galium odoratum*, *Campanula trachelium* stb.), de az üdőbb termőhelyeken kétszikűekben gazdagabb (pl. *Knautia drymeia*, *Circaea lutetiana*, *Carex sylvatica*, *Asarum europaeum*, *Actaea spicata*, *Lathyrus vernus*). A Kövesdi-erdőben és a Köves-erdőben szép tavaszi aszpektus is jelen van (pl. *Corydalis cava*, *Corydalis pumila*, *Anemone ranunculoides*). A Köves-erdő területén kisebb foltokban nem tipikus, valószínűleg a korábbi erdőhasználatok miatt másodlagosan kialakult, mészkerülő jellegű állományfoltok is vannak (gyepszintjükben *Deschampsia flexuosa*, *Hieracium sylvaticum*, *H. lachenalii*, *Digitalis grandiflora*, *Poa nemoralis*, *Genista germanica*, *Viscaria vulgaris*, *Melampyrum pratense*, *Galium boreale*), de kiterjedésük jelentéktelen.

6. táblázat: A természetesség szerint csoportosított élőhelyek megoszlása a Határmenti-erdőkben (2019)

Table 6: Area of habitats grouped according to naturalness in the Határmenti-erdők (2019)

Név	Terület (ha)	%
Természetes és természetközeli élőhelyek – Natural and seminatural habitats (Á-NÉR: E1, J6, K2, L2a, P2a, P2b)	1069,76	47,49
Bolygatott és másodlagos élőhelyek – Moderately degraded habitats (Á-NÉR: OB, OC, P1, P6, P8, RA, RB, RC, RDa)	522,30	23,18
Nem természetes élőhelyek – Heavily or totally degraded habitats (Á-NÉR: S1, S3, S4, S5, S6, T1, U11)	660,77	29,33
Összesen	2252,83	100,00

A platókon és a délies oldalakon *cseres-kocsánytalan tölgyesek* (L2a, 699,23 ha) jellemzőek. Lombkoronaszintjükben a *Quercus cerris* és a *Q. petraea* dominál, de utóbbi az erdőgazdálkodás miatt több helyen visszaszorult. Fűves aljú, cserjeszint nélküli állományok (*Poa nemoralis*, *Dactylis polygama*, *Brachypodium pinnatum*, *Carex michelii*), illetve erős cserjeszintű (*Crataegus monogyna*, *Ligustrum vulgare*, *Pyrus pyraeaster*, *Rubus fruticosus*) állományok egyaránt jelen vannak a területen. Üdőbb termőhelyeken (egykor gyertyános-tölgyesek lehettek, de az erdészeti beavatkozások miatt elcseresedtek) a gyepszintben domináns a *Melica uniflora*, gyakori a *Carex sylvatica*. Jellemző kísérőfajok a *Convallaria majalis*, a *Lysimachia punctata*, a *Melittis carpatica*, a *Mycelis muralis*, a *Vicia cassubica*, a szárazabb termőhelyeken a *Digitalis grandiflora*, a *Sedum maximum* vagy a *Silene nutans*.

A Csörgető-patak mentén kis kiterjedésben (12,46 ha) fordulnak elő **keményfás ártéri erdők** (J6). Lombkoronaszintjükben a *Fraxinus excelsior* mellett a gyertyános-tölgyesek fajai és helyenként jelentős borítással *Robinia pseudoacacia* jellemző. A cserjeszintjüket főleg *Sambucus nigra* és *Cornus sanguinea* alkotja.

7. táblázat: A vizsgált terület élőhelyeinek megoszlása Á-NÉR főkategóriák szerint (2019)

Table 7: Area of habitats in the study area by main categories of Á-NÉR (2019)

Név	Terület (ha)	%
Agrár-élőhelyek	71,15	3,16
Cserjések és szegélyek	2,34	0,10
Domb-és hegyvidéki üde gyepek	0,96	0,04
Egyéb élőhelyek	14,94	0,66
Egyéb erdők és fás élőhelyek	516,34	22,91
Egyéb fátlan élőhelyek	5,96	0,26
Fényben gazdag tölgyesek és erdő-gyep mozaikok	699,23	31,03
Idegenhonos fafajok uralta erdők és faültetvények	575,39	25,53
Láp- és ligeterdők	12,46	0,55
Üde lomboserdők	353,21	15,67
Vizek	1,56	0,07
Összesen	2253,54	100,00

Az egyéb erdőkhöz és fás élőhelyekhez tartozó őshonos fafajú fasorok, erdősávok (RA), jellegtelen puhafás és pionír erdők (RB), jellegtelen keményfás erdők (RC) és fenyves származékerdők (RDa) összes területe 391,2 ha. A jellegtelen erdők közül a **keményfás erdők** (RC) a legelterjedtebbek (311,01 ha). Az ide sorolt fajszegény, egy korú tölgyesek és cseresek természetessége, megfelelő erdőkezeléssel néhány éven belül jelentősen javítható lenne. A **fiatal erdősítések** (P1) ezeken felül 92,5 ha-on fordulnak elő, míg a tarvágott vagy véghasznált (P8) területek 31,3 0ha-on terülnek el. Utóbbiak egy része egykori telepített fenyőültetvény helyén alakult ki, ahol a véghasználatot követő felújítás többnyire cserrel történik.

A füves területek (E1, OB, OC) kiterjedése jelentéktelen (6,92 ha), többségük a vízfolyások vagy utak menti keskeny, egykor kaszált, de mára felhagyott jellegtelen gyep.

Az idegenhonos fafajok alkotta erdők és faültetvények (S1, S3, S4, S5, S6: 575,4 ha) kiterjedése jelentős. Hasonló kiterjedésűek az agrár-élőhelyek (71,15 ha), elsősorban az erdőterületen kívül, főleg Zsira és Sopronkövesd határában. Az egyéb élőhelyek kategóriába sorolt lakott területek, utak, vasúthálózat a vizsgált terület 0,66%-án (14,94 ha) fordul elő (7. táblázat).

A vizsgált területen előforduló közösségi jelentőségű élőhelyek elterjedése

A területen öt közösségi élőhelytípust (**8. táblázat**) mutattunk ki, melyek összes kiterjedése 1100,45 ha (48,8%). Megfelelő kezeléssel a jellegtelen keményfás erdők egy része belátható időn belül közösségi jelentőségű élőhellyé alakítható, míg a jelenlegi fiatalosok és nem őshonos fafajú erdők esetében ehhez évtizedek szükségesek.

A közösségi jelentőségű élőhelyeket elsősorban a zárt erdők (91G0 – pannon gyertyános-tölgyesek, valamint 90M0 – pannon cseres tölgyesek) képviselik, arányuk 98,7%. A korábbi fejezetben már jeleztük, hogy a két élőhelytípus elkülönítése a területen nem könnyű, számos átmeneti állomány található.

Elsősorban a Kardos-ér mentén kis kiterjedésben fordulnak elő keményfás ligeterdők (91F0), illetve sík és dombvidéki kaszálórétek (6510). A 6430 síkságok és a hegyvidéktől a magashegységig tartó szintek hidrofil magaskórós szegélytársulásai élőhelytípus csak kis foltokban, a térképezés léptéke alatti méretben fordul elő a területen, így a statisztikákban nem jelenik meg.

8. táblázat: A Határmenti-erdők közösségi jelentőségű élőhelyeinek kiterjedése 2019-ben

Table 8: Area of habitats of community importance in the Határmenti-erdők in 2019

Kód	Név	Terület (ha)	%
6430	Síkságok és a hegyvidéktől a magashegységig tartó szintek hidrofil magaskórós szegélytársulásai	<1,00	0,00
6510	Sík- és dombvidéki kaszálórétek (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	1,40	0,13
91F0	Keményfás ligeterdők nagy folyók mentén <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> és <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> vagy <i>Fraxinus angustifolia</i> fajokkal (<i>Ulmion minoris</i>)	12,46	1,13
91G0	Pannon gyertyános-tölgyesek <i>Quercus petraea</i> -val és <i>Carpinus betulus</i> -szal	366,21	33,28
91M0	Pannon cseres tölgyesek	720,38	65,46
Összesen		1100,45	100

*A szürke betűvel megjelölt élőhelyek csak rendkívül kis kiterjedésben, sokszor más élőhellyel mozaikolva fordulnak elő, így a térképezés 1:10000 léptékében nem mutathatók ki

Az egyes élőhelytípusok kiterjedésének változása

A 2005-ös és a 2019-es élőhelyterképezések adatainak összehasonlítása (**9. táblázat**) alapján a Határmenti-erdők területén is jelentős változások történtek 15 év alatt.

A területen a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K2) és a cseres-kocsánytalan tölgyesek (L2a) a meghatározó természetes élőhelyek. Ezek között számos átmeneti állomány figyelhető meg, melyek elkülönítése nehéz, így célszerű a két kategória elterjedését együtt vizsgálni. A 2005-ös térképezés során az összes területfoglalásuk 1225,15 ha volt, míg ez 2019-re 1052,44 ha-ra csökkent. A csökkenés (172 ha, ~14%) egyértelműen valós, jelentős és kedvezőtlen

változás, nagyrészt az állományok véghasználatából adódik, kisebb állományfoltok a bontóvágások miatt leromlott erdőszerkezet miatt kerültek át az RC kategóriába. A csökkenés más megvilágításban azért is jelentős, mert a korábbi térképezés során az R3 (jellegtelen telepített erdők részben betelepült cserje- és gypszinttel) kategóriába sorolt fiatalosok egy részének természetessége 15 év alatt sokat javult és besorolhatóvá váltak az L2a vagy K2 kategóriába.

Az egyéb erdők és fás élőhelyek területe (RA, RB, RC) emelkedett a legszembetűnőbben. A nagy területű vágásokon, amelyek 2005-ben vágásterületként vagy fiatalosként lettek térképezve (147,73 ha), őshonos fajú, de még jellegtelen erdők alakultak ki. Ezek az időben előre haladva, megfelelő erdőkezelés esetén, lehetnek jó természetességű erdők is. A vágásterületek kiterjedése 31,27 ha-ra csökkent, ezek szinte kivétel nélkül viszonylag friss termelések.

A területen az ültetett fenyves állományok (S4, S5) területe jelentősen csökkent (82,22 ha) ez előző felméréshez képest. Az erdei- és feketefenyvesek zöme különféle betegségek következtében pusztul, ez a Kópháza és Nagycenk közötti útszakasz oldalán jól megfigyelhető. A véghasznált fenyvesek többsége a természetvédelmi célokkal összhangban őshonos fafajokkal került felújításra. Egy részük (33,81 ha) a megtelepedő lombos elegy miatt átkerült az RDa (őshonos lombos fafajokkal elegyes fenyves származékerdők) kategóriába.

Az idegenhonos erdők csoportjában jelentős hányadot elfoglaló akácok kiterjedése 362 ha-ról 329 ha-ra csökkent, ami részben a megindult szerkezetátalakításoknak köszönhető, részben a nemrég letermelt akácok egy része a P8 (vágásterületek) kategóriába került átsorolásra. Az akác, sajnálatos módon, az őshonos felújításokban is megjelenik, sokszor jelentős borítással, ami a kezelés elmaradása esetén az akác elegyarányának nemkívánatos növekedéséhez vezethet.

9. táblázat: Az élőhelytípusok kiterjedése a 2005-ben és 2019-ben a Határmenti-erdők területén

Table 9: Area of habitat types in 2005 and 2019 within Határmenti-erdők

Élőhelytérkép 2005			Élőhelytérkép 2019		
Á-NÉR	Név	Terület	Á-NÉR	Név	Terület
D2	Kiszáradó kékperjés rétek	0,35			
D3	Dombvidéki mocsárrétek	1,03			
E1	Franciaperjés domb- és hegyvidéki rétek	0,72	E1	Franciaperjés rétek	0,96
J6	Tölgy-kőris-szil ligetek	10,11	J6	Keményfás ártéri erdők	12,46
K3	Nyugat-délnyugat-dunántúli bükkösök és gyertyános-tölgyesek	513,16	K2	Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	353,21
K7	Üde mészkerülő tölgyesek és bükkösök	0,11			

Élőhelytérkép 2005			Élőhelytérkép 2019		
Á-NÉR	Név	Terület	Á-NÉR	Név	Terület
L2	Cseres-tölgyesek	611,99	L2a	Cseres-kocsánytalan tölgyesek	699,23
O8	Domb- és hegyvidéki gyomos üde gyepek	8,88	OB	Jellegtelen üde gyepek és magaskórósok	2,15
			OC	Jellegtelen száraz-félszáraz gyepek	3,81
P1	Zárt erdők helyén kialakult vágáscserjések	1,2	P1	Őshonos fafajú fiatalosok	92,47
P2	Spontán cserjésedő-erdősődő területek	8,44	P2a	Üde cserjések	2,26
			P2b	Galagonyás-kökénysborókás cserjések	0,09
			P6	Parkok, kastélyparkok, arborétumok és temetők az egykori vegetáció maradványaival vagy regenerálódásával	1,43
PX		142,73	P8	Vágásterületek	31,27
R1	Spontán beerdősödött területek részben betelepült cserje- és gyepszinttel	22,16	RA	Őshonos fajú facsoportok, fasorok, erdősávok	2,08
R3	Jellegtelen telepített erdők részben betelepült cserje- és gyepszinttel	141,37	RB	Puhafás pionír és jellegtelen erdők	18,47
			RC	Keményfás jellegtelen vagy telepített egyéb erdők	311,01
R2	Tájidegen fafajokkal elegyes erdők részben túlélt/betelepült cserje- és gyepszinttel	25,80	RDa	Őshonos lombos fafajokkal elegyes fenyves származékerdők	59,61
S1	Akácok	362,33	S1	Ültetett akácok	329,37
S3	Egyéb tájidegen lombos erdők	10,40	S3	Egyéb tájidegen lombos erdők	13,88
S4	Erdei- és feketefenyvesek	259,54	S4	Erdei- és feketefenyvesek	200,99
S5	Egyéb tájidegen fenyvesek	54,17	S5	Egyéb tájidegen fenyvesek	30,47
			S6	Nem őshonos fafajok spontán állományai	0,68
T1	Egyéves szántóföldi kultúrák	74,03	T1	Egyéves, intenzív szántóföldi kultúrák	71,15
U4	Telephelyek, roncsterületek	2,03	U4	Telephelyek, roncsterületek és hulladéklerakók	-
			U8	Folyóvizek	1,5
			U9	Állóvizek	0,07
			U11	Út- és vasúthálózat	14,94
Összesen:		2250,59			2253,54

A természetesség változása során kapott adatok, hasonlóan a Fertőmelléki-dombsorhoz csak részben tükrözik a valós változásokat, így összehasonlításuktól eltekintünk. Az értékelési problémák részben a kategóriarendszer értelmezésének változásából és módszertani különbségekből, részben a felmérők eltérő értékeléséből adódnak, akárcsak a szubjektív megfigyelések a Határmenti-erdők területén is.

Összefoglalás

Jelen tanulmányban a Fertőmelléki-dombsor és a Határmenti-erdők kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területek aktuális élőhelytérképezésének eredményeit mutatjuk be. A kutatás célja a két Natura 2000 területen előforduló élőhelyek (Á-NÉR) aktuális kiterjedésének és elterjedésének felmérése. A vizsgálatot a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer módszertana szerint végeztük.

A 2017. évi élőhely-térképezés alapján a Fertőmelléki-dombsor 2563,76 ha kiterjedésű területéből 1048,5 ha-t (40,9%) borítanak természetes és természetközeli élőhelyek, 470,7 ha-t (18,4%) bolygatott vagy másodlagos élőhelyek, 1044,5 ha-t (40,7%) pedig nem természetes élőhelytípusok (idegenhonos faültetvények, szántók, szőlők, utak stb.) A területen a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K2; 362,2 ha) és cseres tölgyesek (L2a; 500,0 ha), illetve ezek átmenetei fordulnak elő legnagyobb kiterjedéssel. A molyhos tölgyesek (L1; 73,4 ha) elsősorban a korábbi erdőhasználatok miatt kialakult sekély, köves termőrétegű termőhelyeken, míg az üde mészkérülő tölgyesek (K7b; 45,7 ha) elsősorban a Felsőrákosi-erdő kristályos pala alapközetein, illetve a Szárhalom délkeleti részén, vályogos-kavicsos alapközetben lévő nem podzolos barna erdőtalajokon alakultak ki. Az erdők esetében a sematikus, vágásos erdőgazdálkodás és a magas vadállomány jelölhető meg veszélyeztető tényezőként. Jelentős az erdőgazdálkodás következtében kialakult másodlagos, jellegtelen erdők (RA, RB, RC, RDa, RDb) kiterjedése (374,12 ha), illetve az idegenhonos fafajok alkotta ültetvények (S1, S3, S4, S5, S6; 521,6 ha) előfordulása. A természetes száraz gyepek közül a felnyíló, mészkedvelő lejtő- és törmelékgyepek (H2, 4,86 ha) és az erdőssztyepprétek, félszáraz irtásrétek, száraz magaskórósok (H4, 9,96 ha) fordulnak elő a területen, a talajviszonyoktól függően gyakran egymással átmenetet képezve. A Fertőmelléki-dombsor száraz gyepeinek esetében a felhagyás és a legeltetés megszűnése okozza a legnagyobb problémát. A legeltetés megszűnésével a gyepek cserjésednek, helyenként vastag fűavar alakul ki, ami ritka, védett fajok (pl. *Orchis ustulata*, *Ophrys insectifera*) visszaszorulását eredményezi. Az időszakosan elvégzett kaszálások, illetve a fűavar égetéssel vagy gereblyézéssel történő eltávolítása lassítja a kedvezőtlen folyamatokat. A vízhez kötődő élőhelyek (nádasok, láprétek, magassásosok) elsősorban a Kis-Tómalomhoz, illetve a Rákos-patak völgyéhez kapcsolódnak. A láprét számos, hazánkban ritka fajnak (pl. *Liparis loeselii*, *Pinguicula vulgaris*, *Dactylorhiza ochroleuca*) biztosít élőhelyet, az elmúlt 20 évben végzett élőhelyhelyreállító tevékenységnek köszönhetően állapota érzékelhetően javul (aranyvessző és nád visszaszorulása).

A Határmenti-erdők kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területen a 2019-es élőhely-térképezés során 2253,54 ha került felmérésre. A vizsgált területet 1069,76 ha-on (47,49%) borítják természetközeli élőhelyek, 522,3 ha-on (23,18%) bolygatott vagy másodlagos élőhelyek és 660,77 ha-on (29,33%) nem természetes élőhelyek. A Határmenti-erdők alapvetően erdőterület, mintegy 95%-át fás élőhelyek borítják. A természetes erdők közül a cseres-tölgyesek (L2a, 699,23 ha) és a gyertyános-tölgyesek (K2, 353,21 ha) fordulnak elő legnagyobb kiterjedésben. A Csörgető-patak mentén kis kiterjedésben (~12,46 ha) fordulnak elő **keményfás ártéri erdők** (J6). Az egyéb erdőkhöz és fás élőhelyekhez tartozó őshonos fafajú fasorok, erdősávok (RA), jellegtelen puhafás és pionír erdők (RB), jellegtelen keményfás erdők (RC) és fenyves származékerdők (RDa) összes területe 391,2 ha. Az idegenhonos fafajok alkotta erdők és faültetvények (S1, S3, S4, S5, S6: 75,4 ha), kiterjedése nem jelentős. A füves területek (E1, OB, OC) kiterjedése jelentéktelen (6,92 ha), többségük a vízfolyások vagy utak menti keskeny, egykor kaszált, de mára felhagyott jellegtelen gyepek. Hasonlóan a Fertőmelléki-dombsorhoz a Határmenti-erdők természetes erdeit is a természetvédelmi szempontból nem megfelelő módon végzett vágásos erdőgazdálkodás veszélyezteti. A termőhelyet gyakran nem figyelembe vevő, sematikusan elvégzett gyéritések, bontóvágások és véghasználatok az erdők fafajösszetételét és szerkezetét jelentősen átalakítják. A felújításokat a sekély termőréteg és a nagy létszámú vadállomány nehezíti. A spontán terjedő akác és bálványfa sok területen okoz problémát, elsősorban az erdőszegélyeket és a kapcsolódó gyepeket veszélyeztetik.

Zusammenfassung

Die aktuellen Biotopkartierungen der FFH-Gebiete Fertőmelléki-dombsor und Határmenti-erdők wurden im Rahmen des Interreg Projekts ATHU002 - Vogelwarte Madárvárta 2 gemäß der Methodologie für Biotopkartierung des Ungarischen Biodiversitätsmonitoring-Systems vorgenommen.

Anhand der Biotopkartierung 2017 bedecken aus der 2563,76 ha großen Fläche des Fertőmelléki-dombsor natürliche und naturnahe Biotope 1048,5 Hektar (40,9%) gestörte oder sekundäre Biotope 470,7 Hektar (18,4%) und naturferne Lebensraumtypen 1044,5 Hektar (40,7%). Natürliche Wälder werden hauptsächlich von Hainbuchen-Traubeneichenwäldern (K2; 362,2 ha) und Zerreichen-Traubeneichenwäldern (L2a; 500 ha) vertreten (die mehrerorts einen Übergang bilden), eine kleinere Fläche wird von Flaumeichenwäldern (L1; 73,4 ha) besetzt. Die trockenen, warmen Waldmäntel (M8, 3,03 ha) sind ausgesprochen artenreich, bilden oft einen Übergang zu den angrenzenden Grasländern. Von den natürlichen Trockenrasen kommen im Gebiet Kalkmagerrasen (H2, 4,86 ha) und Waldsteppenwiesen, trockene Hochstaudenfluren (H4, 9,96 ha) vor, abhängig von den Bodenbeschaffenheiten oft mosaikartig miteinander gemischt.

Im FFH-Gebiet Határmenti-erdők wurden im Rahmen der Biotopkartierung 2019 2253,54 ha erhoben, davon sind 1069,76 Hektar (47,49%) mit naturnahen Biotopen, 522,3 Hektar (23,18%) mit gestörten oder sekundären Lebensräumen

und 660,77 Hektar (29,33%) mit naturfernen Lebensräumen bedeckt. Von den natürlichen Wäldern bedecken Zerreichen-Traubeneichenwälder (L2a, 699,23 ha) und Hainbuchen-Traubeneichenwälder (K2, 353,21 ha) die größte Fläche.

Natürliche Wälder werden in beiden Gebieten durch oft ohne Rücksicht auf den Lebensraum vorgenommene, schematische Auslichtungen, kleinflächige oder totale Kahlschläge gefährdet, die die Baumartenzusammensetzung und Struktur der Wälder wesentlich umgestalten. Die Walderneuerung wird oft auch durch den dünnen Oberboden und dem hohen Wildbestand erschwert. Im Fall der Grasländer sind die Aufgabe der früheren Beweidung und die daraus resultierende Anhäufung von abgestorbenem Rasen und Verbuschung die Hauptgefährdungsfaktoren. Die sich spontan verbreitenden Robinie und Götterbaum verursachen mehrerorts Probleme, gefährden in erster Reihe Waldmäntel und die angrenzenden Grasländer.

Irodalomjegyzék

- AGÓCS J. (1987): Vegetáció (erdőtípus) térképezés földi felvételek alapján. In: MÁRKUS I. (szerk.): *A Szárhalmi-erdő vegetációjának térképezése*. Kutatási zárójelentés. EFE Földmérési Tanszék, Sopron: 93–99.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS. & KUN A. (szerk.) (2011): *Magyarország élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011*. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót.
- CSAPODY I. (1949): Kiegészítő adatok Sopron flórájának ismeretéhez. *Erdészeti Kísérletek* 49: 149–153.
- CSAPODY I. (1953): Új előfordulások Sopron környékén és Baranyában. *Erdőmérnöki Főiskola Évkönyve* 1951/52: 17–21.
- CSAPODY I. (1961): Loew és Deccard „Flora Semproniensis”-e. *Soproni Szemle* 15(1): 26–37.
- CSAPODY I. (1963): A Sopron megyei „Nagyerdő” története. *Soproni Szemle* 17(3): 217–226.
- CSAPODY I. (1964): A Sopron megyei „cseriföldek” erdeinek története. *Az Erdő* 13(5): 224–230.
- CSAPODY I. (1975): A táj flórája és vegetációja. In: AUJESZKY L., SCHILLING F. & SOMOGYI S. (szerk.): *A Fertő-táj monográfiáját előkészítő adatgyűjtemény*. 3. kötet. *Természeti adottságok: A Fertő-táj bioszférája*. Kézirat. Budapest: 9–13.
- CSAPODY I. (1987): Zerreichenwalder des Florendistriktes Laitaicum. In: BORHIDI A. & SZABÓ L. GY. (ed.): *Studia Phytologica Jubilaria: Dissertationes in honorem jubilantis Adolf Olivér Horvát Doctor Academiae in anniversario nonagesimo nativitatis, 1907-1997*. Janus Pannonius Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Növénytan Tanszék, Pécs: 133–136.
- CSAPODY I. (1993): Florisztikai adatok Sopron környékéről. *Soproni Szemle* 53(4): 318–322.

- DÖVÉNYI Z. (2010): *Magyarország kistájainak katasztere*. MTA Földrajztudományi Kutatóintézete, Budapest.
- FEKETE G., MOLNÁR ZS. & HORVÁTH F. (szerk.) (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- FRANK N., KIRÁLY G. & TÍMÁR G. (1998): *Vörös Lista. A hazai Laitaicum védett és veszélyeztetett edényes növényfajai*. Soproni Műhely különszáma. Sopron.
- GOMBOCZ E. (1906): Sopronvármegye növényföldrajza és flórája. *Mathematikai és Természettudományi Közlemények* 28: 401–577.
- KÁRPÁTI Z. (1934): Újabb adatok Sopron vármegye flórájához. *Vasi Szemle* 1: 174–178.
- KÁRPÁTI Z. (1938): Érdekes és újabb növényelőfordulások Sopron környékén. *Soproni Szemle* 2(1–2): 74–78.
- KÁRPÁTI Z. (1941): Érdekes és újabb növényelőfordulások Sopron környékén. II. *Soproni Szemle* 5(3): 195–201.
- KÁRPÁTI Z. (1949): Érdekes és újabb növényelőfordulások Sopron környékén. *Erdészeti Kísérletek* 49: 168–182.
- KÁRPÁTI Z. (1956): Die Florengrenzen in der Umgebung von Sopron und der Florendistrikt Laitaicum. *Acta Botanica Acadimiae Scientiarum Hungaricae* 2: 281–307.
- KIRÁLY G. & ILLYÉS Z. (2011): A *Liparis loeselii* (L.) RICH. előfordulása a Fertő tó térségében. *Kitaibelia* 16: 89–94.
- KIRÁLY G. & TAKÁCS G. (2005): *A Határmenti-erdők Natura 2000 terület élőhely-térképezése*. Kutatási jelentés. Sopron.
- KIRÁLY G. (1997): Növényföldrajzi és florisztikai tanulmányok a Kőszegi-hegységből. *Tilia* 5: 313–321.
- KIRÁLY G. (1998): Megjegyzések a Fertőmelléki-dombsor és a Kőhidai-medence flórájához és vegetációjához. *Soproni Szemle* 52(2): 168–183.
- KIRÁLY G. & KIRÁLY A. (1998): Adatok Magyarország flórájának és vegetációjának ismeretéhez. *Kitaibelia* 3: 113–119.
- KIRÁLY G. (2001): A Fertőmelléki-dombsor vegetációja. *Tilia* 10: 181–357.
- KIRÁLY G. & KIRÁLY A. (2005): Adatok és kiegészítések a magyar flóra ismeretéhez II. *Kitaibelia* 10(1): 88–103.
- KIRÁLY G., MESTERHÁZY A., & KIRÁLY A. (2007): Adatok a Nyugat-Dunántúl flórájához és növényföldrajzához. *Flora Pannonica* 5: 3–66.
- KIRÁLY G. (2008): *A Fertőmelléki-dombsor Natura 2000 terület élőhely-térképezése*. Kutatási jelentés. Völcsej.
- KIRÁLY G., TAKÁCS G. & KIRÁLY A. (2015): Adatok a Kisalföld flórájához és növényföldrajzához. *Kitaibelia* 20(2): 235–253.

- KIRÁLY G. & KIRÁLY A. (2018): Adatok és kiegészítések a magyar flóra ismeretéhez III. *Botanikai Közlemények* **105**(1): 27–96.
- SZONTAGH N. (1864): Enumeratio plantarum phanerogamicarum sponte cretentium copiosiusque cultarum territorii Soproniensis. *Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien* **14**: 463–502.
- TAKÁCS G. & MOLNÁR ZS. (szerk.) (2009): *Élőhely térképezés. Nemzeti biodiverzitás-monitorozó rendszer*. XI. Második, átdolgozott kiadás. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót.
- WALLNER I. (1903): Sopron környékén található virágos növények és edényes cryptogamok nemei és fajai. A *Soproni Magy. Kir. Állami Főreáliskola Értesítője* **28**: 1–42.

Nádi madárfajok felmérése a Fertőn, különös tekintettel a fülemülesitkére (*Acrocephalus melanopogon*)

Survey of reed related birds in Lake Fertő with special focus on Moustached Warbler (*Acrocephalus melanopogon*)

Erhebung von Schilfvogelarten am Neusiedler See, mit besonderer Hinsicht auf den Mariskensänger (*Acrocephalus melanopogon*)

VILLÁNYI PÉTER¹, NÉMETH ÁKOS¹ & BODOR ÁDÁM²

Summary

In the research period of 2017 to 2019 we conducted a transect counting at Lake Fertő with special focus on the Moustached Warbler (*Acrocephalus melanopogon*). The method was done according to VADÁSZ (2008). The 7 km long transect starts from Csárda-kapu boat house between Fertőrákos and Balf until the Homoki-channel. The aim of the research was to visualize the territories of singing reed birds on map. The recording was conducted with GPS-device from a slowly moving canoe along the channels. The location of each singing individual of bird was recorded with the highest estimated accuracy. The recorded points of singing birds show the dispersion of each species in different reed classes. The recorded points are displayed on an economical reed classification map available from 2007 by Márkus István. After summarizing the detected territories in each reed classes, we were able to extrapolate our results of certain species to the whole area of the reedbed in the Hungarian part of the lake and estimate the possible population sizes.

Bevezetés

Magyarország nádas területeinek jelentős része eltűnt az évszázadok során (NÉMETH 1996), ezáltal a máig megmaradt nádasok természetvédelmi jelentősége óriási (VÁSÁRHELYI 1995). A fennmaradt nádasok megőrzése ezért rendkívül fontos feladat a természetvédelem számára. A nádas területek veszélyeztetettségéről számos publikáció látott napvilágot (OSTENDORP 1989, VAN DER PUTTEN 1997). A Fertő a Kárpát-medence legnagyobb nádasa, ezáltal az ott fészkelő madarak állományadatainak minél pontosabb megismerése nélkülözhetetlen a hazai természetvédelem számára. Jól mutatja ezt, hogy míg a 2008-ban megjelent Magyarország madarainak névjegyzéke (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008) a fülemülesitke (*Acrocephalus melanopogon*)

¹ Kiskunsági Madárvédelmi Egyesület, 6070 Izsák, Matyó dűlő 64., E-mail: villanyi.peter664@gmail.com

² Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, 9435 Sarród, Rév-Kócsagvár

országos állományát 5000 párban maximálja, addig a Vadász Csaba által ugyanazon évben publikált szakdolgozat – *A Fertő-tavon fészkelő nádi énekesmadár fajok 2008. évi állományfelmérésének eredményei* – csak a Fertő állományát $12\,671 \pm 3793$ költőpárban adja meg.

A Vogelwarte Madárvárta 2 program keretében a Vadász Csaba által 2008-ban felmért területen belül, egy 7 km-es transzekt mentén végeztünk felméréseket.

Anyag és módszer

Az általunk 2017 és 2019 között végzett madártani felmérések alapját a Vadász Csaba által 2008-ban publikált szakdolgozat képezte. VADÁSZ (2008) akkor a mintaterületet (transzektet) sztratifikált kvázi-random eljárással jelölte ki. A sztratifikáció alapját a Márkus István 2007-ben végzett fertői nádas felmérése során megállapított (*1. táblázat*), a nádasok 22/1998. (II. 13.) Korm. rendelet szerinti osztályba sorolása képezte.

1. táblázat: A Fertő magyarországi nádas osztályainak kiterjedése (Márkus István 2007. évi felmérése alapján)

Table 1: Extension of reed classes on the Hungarian side of Lake Fertő (based on the survey of Márkus István in 2007)

Osztály	hektár (ha)
I.A Homogén, zárt nádasok	410,54
II.A Homogén, fellazuló nádasok	920,76
III.A Kiritkuló, előregedő nádasok	2649,33
IV.A Kiritkult, degradálódó nádasok	1101,02
V.A Degradált nádasok, tarfoltok	803,06
"A" Nádas osztályok összesen	5884,71
"B" Nádas-magassásos, láprét osztályok	
I.B Természetes magassásosok	237,62
II.B Gyomosodó magassásosok	102,05
III.B Gyomos magassásosok	20,63
IV.B Gyomok uralta kiszáradó területek	12,60
V.B Ligetessedő, kiszáradó területek	32,53
"B" Nádas-magassásos, láprét	405,43
Összesen	6290,14

Az osztályozás gazdasági célú, de mivel a nádas gazdasági értékét a vegetáció-szerkezet határozza meg, ezért az állományfelmérés szempontjából élőhelytipizálásnak is elfogadható.

A számlálás kezdete minden esetben napfelkeltekor kezdődött a Csárda-kaputól, és valamivel délelőtt 10 óra előtt ért véget a Homoki-csatornánál. Elengedhetetlen feltétele a számlálásnak a nyugodt, szélcsendes idő. A csatornán való közlekedéshez egy átalakított, elektromos motorral hajtott kenut

alkalmaztunk. A számlálás lényege, hogy alacsony, körülbelül 3-4 km/h sebességgel haladva minden a területen éneklő madárfaj egyedét rögzítettük GPS-eszköz segítségével. Mivel a kenuban ülő helyzetből a legtöbb esetben az éneklő egyed nem lehet látni, ezért hang alapján kellett megbecsülni a madár feltételezett helyzetét. A távolság becslésének pontossága sok esetben igen nehéz és sok külső tényező is hatással lehet rá. Fontos figyelembe venni a széljárást, a terepi viszonyokat, a madár hangjának intenzitását, valamint azt, hogy feltételezhetően felénk vagy tőlünk elfordulva énekel-e. Mindenesetre a 20 m-en belül éneklő madarak helyzete 5-6 m-es pontossággal meghatározható. A nagyobb távolságra lévő madarak helyzetének meghatározása ennél nagyobb hibahatáron belül mozoghat.

Az általunk végzett felmérés során valamelyest rövidítettünk Vadász Csaba 2008-as nyomvonal-kijelöléséhez képest, mert véleményünk szerint az akkor kijelölt útvonal bejárása túl hosszú időt vesz igénybe, ezáltal az elhúzódó felmérés utolsó szakaszában a madarak aktivitása már jelentősen csökken. Emellett fontos szempontként vettük figyelembe az általunk felmért területek kapcsán, hogy kutatásunk fő célkitűzése a fülemülesítke (*Acrocephalus melanopogon*) fertői állományának megállapítása. A 2019-es felmérésből kimaradt a tóban jelentős területet borító, de a transzekt által minimálisan érintett nádosztályok – mint az I.A és a II.A – a fülemülesítke számára nem preferált élőhelytípusok.

Az eredmények kiértékelésénél némileg eltértünk Vadász Csaba módszerétől. Egyik fontos különbség, hogy a közlekedésre használt csatorna két oldalán nem 100-100 m-es, hanem csak 50-50 m-es párhuzamos zónát jelöltünk ki. Ennek fő oka Fertő ausztriai oldalán évtizedek óta folyó ponttérképezések eredménye, amely megállapítja, hogy a nádasban az éneklő hímek lokalizálása 50 m-es sugarú körben megbízható (DVORAK *et al.* 1997).

A feldolgozás során jelen cikkünkben a fülemülesítke mellett két másik faj, a cserregő nádiposzáta (*Acrocephalus scirpaceus*) és a nádi tücsökmadár (*Locustella luscinioides*) 2019-ben rögzített adatait is elemeztük.

A terepen rögzített adatok feldolgozásának módszere.

Az éneklő hím madarak észlelési pontjait – egy 40 m sugarú kör által kirajzolt feltételezett terítórumhatárral együtt – térinformatikai program segítségével jelenítettük meg. A transzekt nyomvonalával párhuzamosan egy mindkét irányban 50 m-es pufferezónát jelöltünk ki. Az ezen a területen belül jelen lévő különböző nádosztályokban észlelt revírek voltak a Fertő teljes magyarországi nádas területére történő becslés alapjai, melyet extrapolációval történő kiterjesztéssel határoztunk meg.

A térképeken kirajzolt körök tehát nem az adott év összes felvételezési napjain regisztrált összes észlelést jelölik, hanem az egyes feltételezett revíreket. Amennyiben egy területen a felvételezési napok egy térképen való megjelenítése után sok kör mélyen metszette egymást, úgy azt egy revírként kezeltük. Amikor több kör csak a szélükön metszette egymást, akkor azokat a köröket különálló revírként kezeltük, és a jobb szemléltetés érdekében térben elhúztuk egymástól.

Abban az esetben, amikor a szélükön találkoztak egymással a revírkörök, úgy feltételezhető a revírharc az egyes egyedek között, amely az egyes egyedek revírhatarán zajlott.

A felvételezett revíreket a Márkus-féle 2007-es és 2017-es gazdasági nádosztályozási térképek fedvényein is megjelenítettük.

Az adatok extrapolálását és a revírszámok megbecsülését a következőképpen végeztük. Megvizsgáltuk, hogy az általunk bejárt mintaterület nádosztályonként hány ha-t érint, és ezeken a területeken fajonként mennyi becsült revírt állapítottunk meg. A becsült revírszámot a teljes felmérés során a mintaterületen észlelt összes revírszám és a legtöbb revírt mutató felmérési nap eredményének átlagával számítottuk ki. Azért döntöttünk a becsült revírszám alkalmazása mellett, mert a vizsgálati időszak öt felmérési napját figyelembe véve feltételezhető, hogy bizonyos párok pót-, illetve másodköltés alkalmával is rögzítve lettek. A transzekt 50 m-es pufferezónáján belül becsült revírszámot extrapoláltuk a Fertő magyarországi összterületére, a Márkus-féle térkép nádosztályainak figyelembevételével.

Az osztrák kollégáinkkal is végeztünk pontszámlálást mind az osztrák, mind a magyar oldalon. Ezen felmérések alkalmával a Michael Dvorak és Erwin Nemeth által kifejlesztett módszert alkalmaztuk. A nádas különböző nádosztályaiban random módon pontokat jelöltünk ki. Ezeken a pontokon elvégzett számlálások használhatóak arra, hogy a felmért madártani adatok extrapolációval az egész tó nádasára kiterjeszthetők legyenek.

A kijelölt pontokat csónakkal vagy gyalog közelítettük meg, majd ott egy kétlábú alumíniumlétrát állítottunk fel. Minden egyes ponton 5-10 perc időt töltöttünk el, mely idő alatt az összes éneklő madarat rögzítettük a távolságadatokkal együtt. A távolságot egy lézeres távmérő segítségével állapítottuk meg. Az adatok feldolgozásánál volt fontos szerepe a távolságadatok feljegyzésének. Mivel a felméréseket több, akár 8-10 kutató is végezte egy szezonban, elkerülhetetlenül felmerül a kutatást végző személyek közötti távolságbecslési különbség. A kutatási projekt végén az összes felvételezett éneklő madár, valamint a hozzájuk rendelt létrától való távolság összegzésre került, és egy közös, átlagos észlelési távolságot állapítottunk meg minden faj esetében. Minél távolabb volt rögzítve egy egyed a kiszámított átlagos észlelési távolságtól, annál kisebb százalékban lett beleszámítva a felmérési ponthoz rendelt átlagosan észlelt példányszámba.

Eredmények

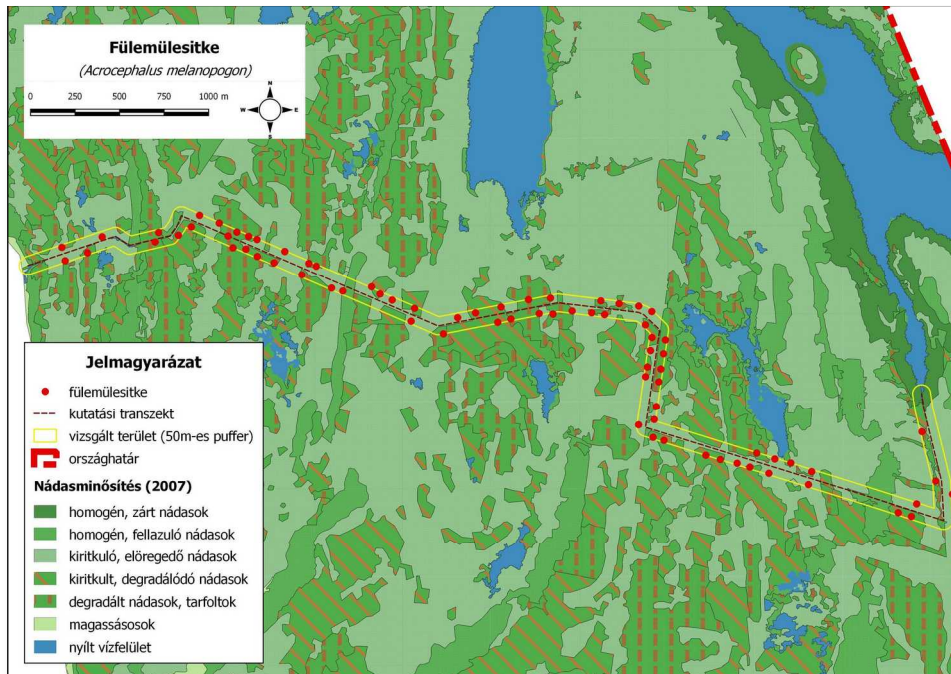
A kutatás során felmért terület nagysága 69,31 ha, melyben a különböző nádosztályok mérete a következő képen alakul.

- I.A – Homogén, zárt nádasok: 0,946 ha
- II.A – Homogén, fellazuló nádasok: 3,705 ha
- III.A – Kiritkuló, előregedő nádasok: 38,851 ha
- III.B – Gyomos magassásosok: 0,009 ha
- IV.A – Kiritkult, degradálódó nádasok: 11,576 ha

- IV.B – Gyomok uralta kiszáradó területek: 0,225 ha
- V.A – Degradált nádasok, tarfoltok: 11,576 ha
- NYV – Nyílt vízfelület: 0,278 ha

A következőkben bemutatjuk három madárfaj, a fülemülesitke (*Acrocephalus melanopogon*), a cserregő nádiposzáta (*Acrocephalus scirpaceus*) és a nádi tücsökmadár (*Locustella luscinioides*) transzektben belüli állományadatait, valamint a tó teljes területére extrapolált adatokból nyert populációadatokat.

Fülemülesitke (*Acrocephalus melanopogon*)



1. ábra: A fülemülesitkék (*Acrocephalus melanopogon*) revírjei a transzekt mentén

Fig. 1: Moustached warbler (*Acrocephalus melanopogon*) territories along the transect

A teljes felmért területből adataink alapján a fülemülesitke számára alkalmas élőhely 67,85 ha. A homogén, zárt nádasokban (I.A) és a homogén, fellazuló nádasokban (II.A) nem észleltünk fülemülesitke-revírt. Ez a két nádosztály a Fertő nádasainak a nyílt víz felőli, illetve a part menti szegélyzónái. Ezek mellett még két nádosztály bizonyult alkalmatlannak a fülemülesitkék költésére, ezek a gyomos magassásos (III.B) állományok és a gyomok uralta kiszáradó területek (IV.B). A degradált nádasok, tarfoltok (V.A) osztályban észleltük a legnagyobb arányban a faj éneklő hímjeit (1,82 revír/ha). Ezt követik a kiritkuló, előregedő nádasok (III.A) (1,46 revír/ha). A legkisebb arányban a kiritkuló, előregedő nádasokban (III.A) észleltük a fajt (0,79 revír/ha).

A 2. táblázatban feltüntettük az egyes nádosztályokban a pufferzónán belül felvételezett territóriumok számát, és azok ha-onkénti eloszlását.

2. táblázat: A fülemülesitke (*Acrocephalus melanopogon*) territóriumainak száma nádosztályonként

Table 2: Number of moustached warbler (*Acrocephalus melanopogon*) territories for each reed class

	Kiritkuló, előregedő nádasok	Kiritkult, degradálódó nádasok	Degradált nádasok, tarfoltok	Összesítés
Nád osztály	III.A	IV.A	V.A	
össz. (ha)	38,85	11,57	13,72	64,15
2019 revír	31	17	25	73
2019 (revír/ha)	0,79	1,46	1,82	

A **3. táblázat** azt mutatja, hogy a mintavételi transzekten belül felvételezett revírek milyen összértéket mutatnak a Fertő egész magyarországi területére extrapolálva. A táblázatból megfigyelhető, hogy amennyiben az összes felmérési napból kalkulált revírek számát extrapoláljuk a Fertő magyarországi nádasának egész területére, akkor 5494 pár fülemülesitke költését valószínűsíthetjük. Amennyiben a felvételezési napok közül a legeredményesebb napon rögzített revírek számával kalkulálunk, úgy 2561 fészkelőpárt kapunk.

Ezáltal az általunk meghatározott populáció méret 3842 ± 1352 pár a Fertő magyarországi nádasában.

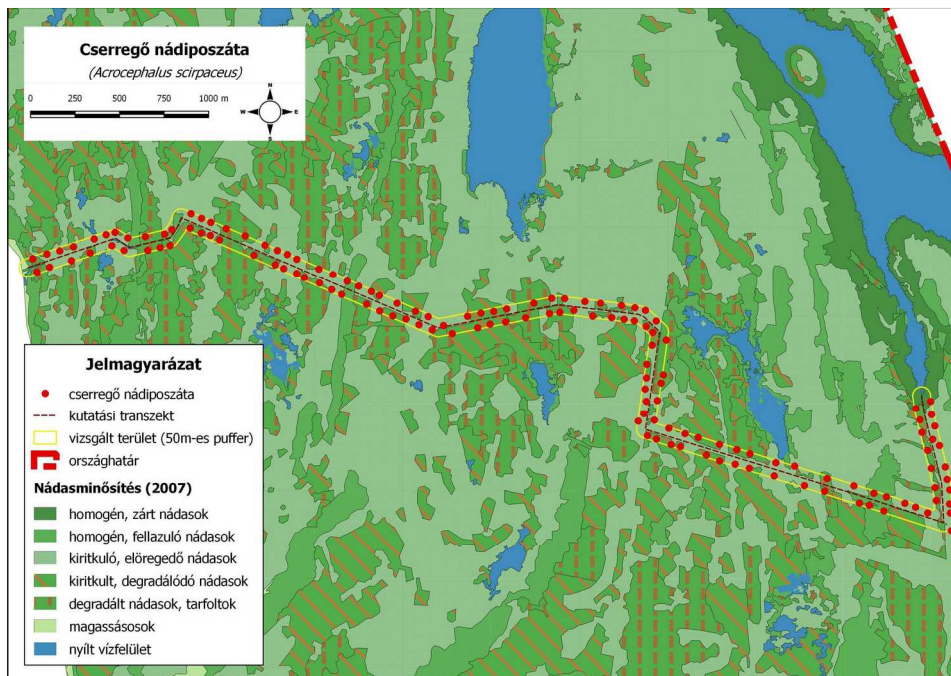
3. táblázat: A fülemülesitke (*Acrocephalus melanopogon*) territóriumainak száma az egész nádasra vetítve

Table 3: Number of moustached warbler (*Acrocephalus melanopogon*) territories projected to the entire reed bed

	Kiritkuló, előregedő nádasok	Kiritkult, degradálódó nádasok	Degradált nádasok, tarfoltok	Összesítés
Nád osztály	III.A	IV.A	V.A	
össz. (ha)	2649,27	1100,98	803,10	4553,36
2019 revír	2114	1617	1463	5194
2019 (revír/ha)	0,79	1,46	1,82	

Cserregő nádiposzáta (Acrocephalus scirpaceus)

A teljes felmért területből adataink alapján cserregő nádiposzáta számára alkalmas élőhely 68,80 ha volt. A gyomos magassásosokban (III.B) és a gyomok uralta kiszáradó területeken (IV.B) nem észleltünk éneklő hímeket. A homogén, zárt nádasokban (I.A) 1,06 revír/ha, a homogén, fellazuló nádasokban (II.A) 2,16 revír/ha, a degradált nádasok, tarfoltok (V.A) nádosztályban 1,97 revír/ha, a kiritkuló, előregedő nádasokban (III.A) 1,98 revír/ha, a kiritkult degradálódó nádasokban (IV.A) pedig 2,42 revír/ha.



2. ábra: A cserregő nádiiposzáták (*Acrocephalus scirpaceus*) revírjei a transekt mentén
Fig. 2: Territories of the Eurasian reed warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) along the transect

A 4. táblázatban feltüntettük az egyes nádosztályokban a pufferzónán belül felvételezett terítóriumok számát, és azok ha-onkénti eloszlását.

4. táblázat: A cserregő nádiiposzáta (*Acrocephalus scirpaceus*) terítóriumainak száma nádosztályonként

Table 4: Number of Eurasian reed warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) territories for each reed class

	Homogén, zárt nádasok	Homogén, fellazuló nádasok	Kiritkuló, előregedő nádasok	Kiritkult, degradálódó nádasok	Degradált nádasok, tarfoltok	Összesítés
Nád osztály	I.A	II.A	III.A	IV.A	V.A	
össz. (ha)	0,94	3,70	38,85	11,57	13,72	68,80
2019 (revír)	1	8	77	28	27	141
2019 (revír/ha)	1,06	2,16	1,98	2,41	1,97	

Az 5. táblázat azt mutatja, hogy a mintavételi transekten belül felvételezett revírek milyen összértéket mutatnak a Fertő egész magyarországi területére extrapolálva. A táblázatból megfigyelhető, hogy amennyiben az összes felmérési napból kalkulált revírek számát extrapoláljuk a Fertő magyarországi nádasának egész területére, 11 915 pár cserregő nádiiposzáta költését valószínűsíthetjük.

Amennyiben a felvételezési napok közül a legeredményesebb napon rögzített revírek számával kalkulálunk, úgy 7098 fészkelőpárt kapunk.

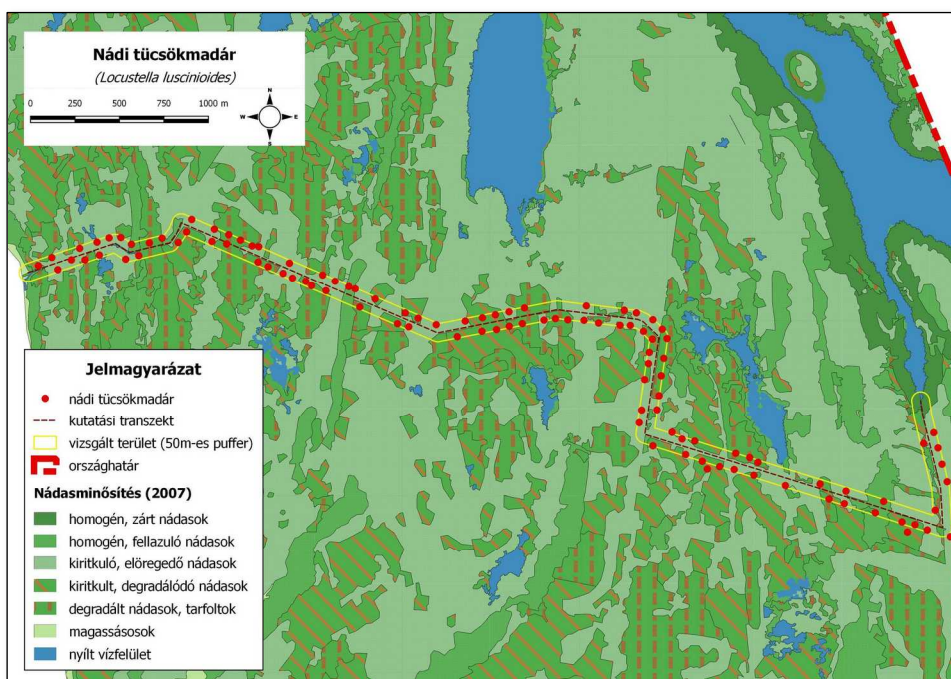
Ezáltal az általunk meghatározott populációméret 9507 ± 2408 pár a Fertő magyarországi nádasában.

5. táblázat: A cserregő nádiposzáta (*Acrocephalus scirpaceus*) territóriumainak száma az egész nádasra vetítve

Table 5: Number of Eurasian reed warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) territories projected to the entire reed bed

	Homogén, zárt nádasok	Homogén, fellazuló nádasok	Kiritkuló, előregedő nádasok	Kiritkult, degradálódó nádasok	Degradált nádasok, tarfoltok	Összesítés
Nád osztály	I.A	II.A	III.A	IV.A	V.A	
össz. (ha)	410,57	920,80	2649,27	1100,98	803,10	5884,74
2019 (revír)	433,80	1987,92	5250,60	2662,84	1579,97	11 915,16
2019 (revír/ha)	1,06	2,16	1,98	2,41	1,97	

Nádi tücsökmadár (*Locustella luscinioides*)



3. ábra: A nádi tücsökmadarak (*Locustella luscinioides*) revírjei a transekt mentén
Fig. 3: Savi's warbler (*Locustella luscinioides*) territories along the transect

A teljes felmért területből adataink alapján nádi tücsökmadár számára alkalmas élőhely 67,85 ha. A gyomos magassásosokban (III.B), a gyomok uralta kiszáradó területeken (IV.B) és a homogén zárt nádasokban (I A) nem észleltünk éneklő hímeket. A homogén, fellazuló nádasokban (II.A) 1,35 revír/ha, a degradált nádasok, tarfoltok (V.A) nádosztályban 2,04 revír/ha, a kiritkuló, előregedő nádasokban (III.A) 1,24 revír/ha, a kiritkult degradálódó nádasokban (IV.A) pedig 2,04 revír/ha.

A **6. táblázatban** feltüntettük az egyes nádosztályokban a puffer zónán belül felvételezett teritóriumok számát, és azok hektáronkénti eloszlását.

6. táblázat: A nádi tücsökmadár (*Locustella luscinioides*) teritóriumainak száma nádosztályonként

Table 6: Number of Savi's warbler (*Locustella luscinioides*) territories for each reed class

	Homogén, fellazuló nádasok	Kiritkuló, előregedő nádasok	Kiritkult, degradálódó nádasok	Degradált nádasok, tarfoltok	Összesítés
Nád osztály	II.A	III.A	IV.A	V.A	
össz. (ha)	3,70	38,85	11,57	13,72	67,85
2019 (revír)	5	48	24	28	105
2019 (revír/ha)	1,34	1,23	2,07	2,04	

A **7. táblázat** azt mutatja, hogy a mintavételi transzekten belül felvételezett revírek milyen összértéket mutatnak a Fertő egész magyarországi területére extrapolálva. A táblázatból megfigyelhető, hogy amennyiben az összes felmérési napból kalkulált revírek számát extrapoláljuk a Fertő magyarországi nádasának egész területére, akkor 8436 pár nádi tücsökmadár költését valószínűsíthetjük. Amennyiben a felvételezési napok közül a legeredményesebb napon rögzített revírek számával kalkulálunk, úgy 4035 fészkelőpárt kapunk.

Ezáltal az általunk meghatározott populációméret 6225 ± 2211 pár a Fertő magyarországi nádasában.

7. táblázat: A nádi tücsökmadár (*Locustella luscinioides*) teritóriumainak száma az egész nádasra vetítve

Table 7: Number of Savi's warbler (*Locustella luscinioides*) territories for each reed class

	Homogén, fellazuló nádasok	Kiritkuló, előregedő nádasok	Kiritkult, degradálódó nádasok	Degradált nádasok, tarfoltok	Összesítés
Nád osztály	II.A	III.A	IV.A	V.A	
sum (ha)	920,80	2649,27	1100,98	803,10	5474,16
2019 (revír)	1242	3273	2282	1638	8436
2019 (revír/ha)	1,34	1,23	2,07	2,04	

Értékelés

A nádi énekesmadarak költőállományainak becslése igen összetett és bonyolult feladat, éppen ezért a hazai költőállományokkal kapcsolatban nagyon eltérő adatokkal találkozhatunk. Magyarország legnagyobb nádas élőhelyének, a Fertő nádasának a minél pontosabb feltérképezése megkerülhetetlen a magyarországi állományok pontos becslése érdekében. A Vogelwarte Madárvárta 2 program keretében, együttműködve az osztrák kollégákkal, próbáltunk megbízható adatokat szerezni a populációnagyságokról. A határ mindkét oldalán felvett adatokat közösen elemeztük, hogy a lehető legpontosabb eredményeket kapjuk. Az elemzés során két különböző mintavételi módszer került összehasonlításra. Míg Ausztriában véletlenszerűen kijelölt pontokon történő pontszámlálás zajlott, addig Magyarországon egy transzekt mentén történő felvételezés volt a módszer.

A 2017-ben megkezdett felméréseket három év költési szezonjában végeztük el, de az adatok feldolgozását csak a legoptimálisabb eredményeket mutató 2019-es adatsoron végeztük el. A 2017-es és a 2018-as évben a Kiskunsági Nemzeti Park által alkalmazott eszközökkel és terepi felvételező szoftverrel dolgoztunk, ami kevésbé bizonyult hatékony módszernek, mint a 2019-es évben alkalmazott SW Maps okostelefonos alkalmazás. A 2017-ben és 2018-ban használt AgyMind szoftver kezelése és működtetése egy mozgó kenuból történő, transzekt menti GPS-potrögzítéses felméréshez lassúnak bizonyult. Ezt támasztja alá, hogy a 2019-ben alkalmazott SW Maps program segítségével gyűjtött adatok sokkal közelítőbb eredményeket hoztak az osztrák felmérésekhez.

Véleményünk szerint a kapott eredményeink aktuálisan a legpontosabbak, de módszertani problémák miatt a cserregő nádiposzáta állomány nagysága alulreprezentált. Ezt jól mutatja, hogy az osztrák kollégák által alkalmazott pontszámlálási módszer esetén nagyobb számban lettek cserregő nádiposzáták rögzítve. A „létrás” pontszámlálási módszer esetén a megfigyelő 5-10 percet is eltöltött egy felvételezési ponton, ezáltal nagyobb eséllyel hallja meg az éneklő madarakat, illetve azokat vizuálisan is beazonosítja. A cserregő nádiposzáta esetében ez azért különösen fontos, mert sokkal kevésbé hallható és sokkal kevésbé jellegzetes énekű fajról beszélünk, mint a nádi tücsökmadár vagy az általunk különös figyelemmel felvételezett fülemülesitke. A transzektünk 50 m-es pufferzónáján belül a legtöbb esetben csak 20 m-en belül rögzítettünk cserregő nádiposzáta-revireket a madár feltehetően kevésbé jellegzetes éneke miatt. Ez megerősíti azt a feltételezést, hogy e faj esetében a tó teljes területére extrapolált eredményünk kisebb revírszámot mutat a valósánál.

A felmérés során tapasztaltakat értékelve arra a következtetésre jutottunk, hogy nádas élőhely esetén a létráról történő pontszámlálás megbízhatóbb eredményeket produkál, mint a transzekt mentén végzett számlálás. A pontosabb populációbecslés, valamint az osztrák kollégáink felméréseinek a mieinkkel való összehasonlíthatóságának érdekében javasoljuk a létráról történő pontszámlálási módszer használatát a nádas élőhelyek vizsgálatakor.

Összefoglalás

A 2017-től 2019-ig tartó kutatási időszakban egy transekt mentén történő madárszámlálást végeztünk, különös tekintettel a fülemülesitkére. A módszer alapját egy már korábban végzett felmérés adta (VADÁSZ 2008). A 7 km hosszúságú transekt a Csárda-kaputól egészen a Homoki-csatornáig terjedt. A felmérés célja, hogy a territoriális viselkedést mutató éneklő hím madarakat a transekt mentén elektromos motor hajtotta kenuval közlekedve, GPS-alapú felvételező eszköz segítségével a lehető legnagyobb becslött pontossággal rögzítsük. Az így felvételezett pontok kirajzolják, hogy adott nádosztályban milyen a madárfajok eloszlása. A gyűjtött pontadatokat a 2007-ben készült Márkus-féle nádosztályozási térképen jelenítettük meg. Az egyes nádosztályokban rögzített revírek mennyiségének átlagolása után a Fertő egész magyarországi nádas területére extrapolálva kaptuk meg a lehetséges költőállomány-nagyságokat.

Zusammenfassung

In der Forschungsperiode 2017-2019 wurden Vogelzählungen entlang eines Transekts durchgeführt, mit besondere Hinsicht auf den Mariskensänger. Die Basis der Methode lieferte eine frühere Erhebung (VADÁSZ 2008). Der 7 km lange Transekt erstreckt sich von Csárda-kapu bis zum Kanal Homoki-csatorna. Ziel der Erhebung war, die sich territorial verhaltende, singende Männchen entlang des Transekt von einem Kanu mit Elektromotor aus mit einem GPS-basierten Gerät mit einer größtmöglichen Präzision aufzunehmen. Die so aufgenommenen Punkte ergeben eine Zeichnung über die Verteilung der Vogelarten in den einzelnen Schilfklassen. Die gesammelten Punktdaten wurden in der Schilfklassifizierungskarte nach MÁRKUS (2007) dargestellt. Nach der Mittelung der Anzahl von Territorien für jede Schilfklasse erhielten wir nach einer Extrapolierung für das ganze Schilfgürtel des Neusiedler Sees auf ungarischer Seite die mögliche Größe der Brutbestände.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóságnak a kutatómunkához nyújtott támogatását, Michael Dvorak és Erwin Nemeth osztrák kollégáink szakmai segítségét, valamint Boros Emil a program során nyújtott támogatását.

Irodalom

DVORAK M., NEMETH E., TEBBISCH S., RÖSSLER M. & BUSSE K. (1997): Verbreitung, Bestand und Habitatwahl schilfbewohnender Vogelarten in der Naturzone des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel. *BFB Bericht* 86: 1–69.

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

- NÉMETH F. (1996): Rise and fall of the wetlands in the Carpathian Basin. *IUCN Wetlands Program Newsletter* 13: 20–22.
- OSTENDORP W. (1989): 'Die-back' of reeds in Europe – a critical review of the literature. *Aquatic Botany* 35(1): 5–26.
- VAN DER PUTTEN W. H. (1997): Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European Research Programme on reed die-back and progression (1993–1994). *Aquatic Botany* 59(3–4): 263–275.
- VADÁSZ CS. (2008): *A Fertő-tavon fészkelő nádi énekesmadár fajok 2008. évi állományfelmérésének eredményei*. Szakdolgozat. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron.
- VÁSÁRHELYI T. (1995): A nádasok kezelésének természetvédelmi szempontjai. In: VÁSÁRHELYI T. (szerk.): *A nádasok állatvilága*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest: 155–169.

A haris (*Crex crex*) hansági fészkelő állomány-nagyságának vizsgálata 2001-2020 között és a faj műhold-telemetriás vizsgálatának első hansági eredményei

Research of the breeding population size of the corncrake (*Crex crex*) in the Hanság 2001-2020 and the first results of its satellite tracking

Untersuchung der Brutpopulation des Wachtelkönigs (*Crex crex*) im Hanság 2001-2020 und erste Ergebnisse der Satelliten-Telemetrie der Art im Hanság

TATAI SÁNDOR¹

Abstract

The goal of the research was to estimate the population size of the strictly protected Corncrake (*Crex crex*) breed in the period of 2001–2020 in the Hanság. The estimation was based on the number of the characteristic mating calls of the males at nighttime.

Similar to other Hungarian and European sites, the size of breeding population of Corncrake in the Hanság showed large annual fluctuation. The size of breeding population varied between 1 and 38 pairs during the 20-year study period. In the average years there are 18–25 territories in the survey area.

There may be local reasons for large stock fluctuations, for example: aridification of grasslands, early mowing, intensification of grassland management, excessive grazing, encroachment of grassland by bushes. However, similar population trends in some Hungarian and European Corncrake habitats suggest that global effects on migration routes and wintering grounds are likely in some of the years.

Detailed occurrence data gathered during the survey period show that both for size and stability of the breeding population, North Hanság is the most important Corncrake habitat in the survey area.

Staff of the Fertő–Hanság National Park Directorate supplied eight male individuals of Corncrake with satellite transmitters (Biotrack Pinpoint Argos Solar 6 g) during the period 2017–2020 in Hanság. Out of the eight tagged Corncrakes, one bird was caught within its territory by a Red Fox 12 days after tagging and one tag did not transmit any signals at all after application. Due to the above mentioned reasons, we have usable data about six tagged birds. We were able to make several statements and conclusions about territoriality,

¹ Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, 9435 Sarród, Kócsagvár, E-mail: tatai.sandor@fhnp.hu

dispersion of males in the breeding season and migration. Most important statements are as follows:

- all of the Corncrakes nesting in Hanság occupied territories within wet hay-meadows with lush vegetation, being the classic habitat of the species,
- results of the transmitter data showed that some male Corncrakes occupying several territories, one after another within one breeding period. Territories may be very distant to each other (in the case of two tagged birds the distances were 375 km and 780 km, respectively),
- tagged birds began intense autumn migration on September 10th, September 11th and October 9th, respectively,
- out of the three Corncrakes in migration, two specimens died in Egypt. The wintering area of the third migratory Corncrake was in Tanzania.

We obtained practical knowledge towards conservation of the species from the telemetry data of the tagged Corncrakes in Hanság. In addition, the experience of studies will help to ask new questions to continue the research.

Bevezetés

A haris (*Crex crex*) a guvatfélék családjába (Rallidae) tartozó, gerle nagyságú madár, amely Euráziában nagy elterjedési területen fordul elő. Jellemző élőhelyei a nedves, dús vegetációjú gyepterületek. Rejtőzködő életmódot folytat, jelenlétét csak a hímek jellemző, recsegő hangja árulja el, amelyet főként az éjszakai órákban hallat.

Az IUCN aktuális Vörös Listája szerint világszáma nem veszélyeztetett (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2016), azonban európai állományának természetvédelmi státusza ennél kedvezőtlenebb, Magyarországon fokozottan védett madárfaj. Hazai fészkelő állománya 55%-kal csökkent az elmúlt 20 év során (SZENTIRMAI *et al.* 2016).

Európai fészkelőterületein számos veszély fenyegeti, a legfontosabbak a gyepes élőhelyek megszűnése, kiszáradása, a túl korán végzett gépesített kaszálás, túlzott legeltetés. Hosszú távú vonuló, a telet Délkelet- és Közép-Afrikában tölti. Angliai vizsgálatok alapján a faj éves túlélési rátája rendkívül alacsony, 0,2 – 0,3 közötti értékre becsülik (GREEN 2004).

A Hanságból kevés irodalmi adata ismert. Fülöp Tibor szerint még az 1970-es években is gyakori volt, például a fürjhöz (*Coturnix coturnix*) képest, de az 1990-es évekre szinte teljesen eltűnt a Hanságból (FÜLÖP 1999).

Vizsgálataink során a 2001–2020 közötti időszakban minden évben felmértük hansági fészkelő-állományát a számára alkalmas összes gyepterületen, amelyek kiterjedése kb. 5200 hektár. Az állományfelmérést a kakasok hangadása alapján végeztük az éjszakai órákban.

Az INTERREG V-A Ausztria-Magyarország Programban keretében megvalósuló „ATHU 2 Vogelwarte Madárvárta 2” projekt, valamint a KEHOP-4.1.0 program keretében megvalósuló „A Hanság természetes élőhelyeinek

komplex helyreállítás és fejlesztése” projektek részeként 2017–2020 között lehetőségünk volt műholdas jeladók beszerzésére és üzemeltetésére. A jeladók segítségével a következő tényezőket vizsgáltuk: revírtartás, a revírek kiterjedése, a kakasok fészkelési területen belüli diszperziója, a vonulás dinamikája és útvonala, a telelőterületek használata.

Anyag és módszer

A vizsgálati terület (Hanság) általános bemutatása

Az ország észak-nyugati sarkában található Hanságot délen a Rábaköz, nyugaton a Fertő-medence, északon a Mosoni-sík, keleten pedig a Szigetköz határolja. Győr-Moson-Sopron megyében fekvő kistáj, amely a Kisalföld nagytáj, ezen belül a Győri-medence középtáj részét képezi (DÖVÉNYI 2010).

A Hanság két medencéjét, a Dél-Hanságot és az Észak-Hanságot a bősárkányi láptorok választja el egymástól, amely 121 mBf magasságon található. A két medencét Nyugati-Hanságnak és Keleti-Hanságnak, illetve Kapuvári-Hanságnak és Lébényi-Hanságnak is nevezik. A déli-medence egy része ma Ausztriához tartozik.

A Hanság déli peremén található Tóköz két nagy mozaikból tevődik össze. Az egyiket a Fehér-tó és a körülötte lévő gyepek, a másikat a Maglócától Kónyig észak-déli irányban húzódó gyepek, a Barbacsi-tó, illetve a Kónyi-tó alkotja (BOTANIKUS BT. 2001).

A Hanság- és a Fertő-medence kialakulásától fogva egységes vízrendszert alkotott, a nagy részt lefolyástalan medencékben óriási mocsárvilág alakult ki.

Az első valódi természeti védettség Kaán Károly és Földváry Miksa erdőmérnökök közbenjárására valósult meg a Hanságban 1934-ben. A kapuvári hercegi erdőgazdálkodás „A” gazdasági osztályának 43/b erdőrészletéből 50 kataszteri hold égeres természetvédelmi területté történő kijelöléséhez járult hozzá Hg. Esterházy Pál, a terület tulajdonosa (KÁRPÁTI 2012).

Intézményesült természetvédelemről 1977-től, a Hansági Tájvédelmi Körzet megalakításától beszélhetünk, amely jogilag a 14/1976. OTVH számú határozattal jött létre. A Fertő-tavi Nemzeti Parkhoz 1994-ben csatolták hozzá a Hanság Tájvédelmi Körzet területeit, így a 2/1990. (XI. 21.) KTM rendelettel létrejött a Fertő-Hanság Nemzeti Park. A Kónyi-tó és környéke 1999-ben került természetvédelmi oltalom alá, az 1/1999. (I. 18.) KöM rendelet által lett a nemzeti park része.

Az európai közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű területekről szóló 275/2004. (X. 8.) Korm. rendelet alapján kijelölésre került Natura 2000 hálózat részeként, HUFH30005 kódszámon, Hanság elnevezéssel kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület és különleges madárvédelmi terület is egyben. A Natura 2000 terület kiterjedése 13 557,4 ha, az országos jelentőségű védett természeti területek kiterjedése 10 546,5 ha (FERTŐ-HANSÁG NEMZETI PARK IGAZGATÓSÁG 2014).

A mezőgazdasági tevékenységek kiterjesztése és fejlesztése érdekében végrehajtott vízrendezési munkálatok már a rómaiak hódításától kezdődően

nyomon követhetők a Hanságban. A szervezettnek mondható, de nem átfogó szemlélettel végrehajtott beavatkozások azonban csak 1775-től származtathatók (KOVÁCS 2012).

Az 1970-es évekig két évszázadon át tartó vízrendezési beavatkozások eredményeképpen a többé-kevésbé állandónak mondható nyílt vízfelületek, lápok, mocsarak megszűntek.

A Hanság természetvédelmi szempontból legfontosabb élőhelyeit napjainkban a Tóköz fennmaradt tavai, a csatornahálózat víztestei, az elmúlt két évtizedben létrehozott vizes élőhely-rekonstrukciók, a gyepterületek, a láperdők, illetve a puhafás- és keményfás ligeterdők jelentik. A természetes és természet szerű élőhelyek jelentős részét adják a nagy kiterjedésben megtalálható, különböző vízellátottságú gyepek: láprétek, mocsárrétek, kaszálórétek, száraz gyepek, amelyek potenciális élőhelyei a jelen vizsgálat tárgyát képező, hazánkban fokozottan védett harisnak.

A vizsgálat tárgya: a haris általános bemutatása

A haris - *Crex crex* (Linnaeus, 1758) - a daru alakúak rendjébe (Gruiformes), azon belül a guvatfélék családjába (Rallidae) tartozó zömök testű, gerle méretű madár. A család legtöbb európai fajával ellentétben nem az állandóan vízzel borított élőhelyekhez kötődik, hanem a különböző vízellátottságú, de általában üde, dús vegetációjú gyepeket részesíti előnyben. Rejtőzködő életmódot folytat, nagyon ritkán kerül szem elé. Jelenlétét csak a hímek jellemző recsegő hangja árulja el, amelyet főként az éjszakai órákban hallat, de a revírfoglalás csúcsidejében néha nappal is megszólal. A hímek revírfoglalása során jellemző az aggregáció, ennek segítségével hatékonyabban tudják behívni a tojókat nagyobb területről is (PEŠKE *et al.* 2017). A tojások lerakása után a hímek gyakran elhagyják a tojót és új revírt foglalnak, nemritkán az előző revírtől nagy távolságra, ami akár több száz kilométer is lehet.

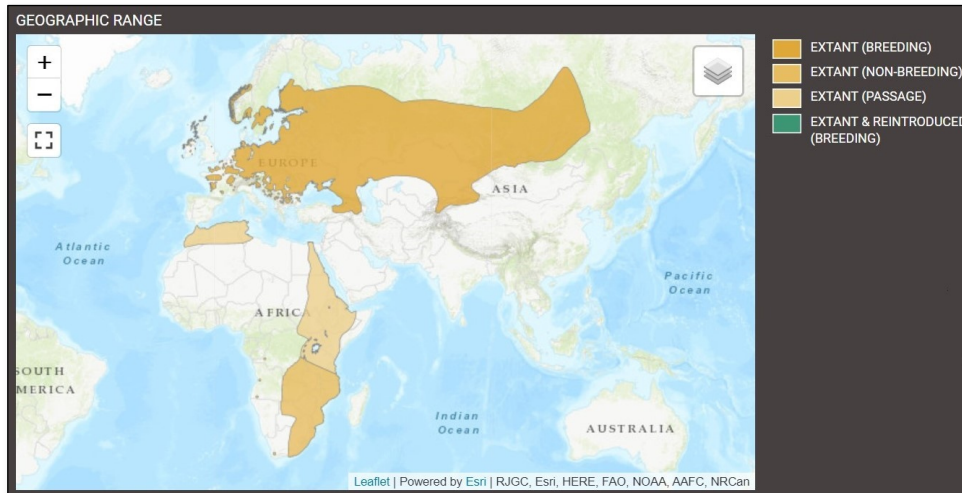
Eurázsiai elterjedésű, nagy területen megtalálható faj. A Brit-szigetektől Nyugat-Szibériáig költ a 45. és 60. szélességi fokok közt, de elterjedési területén csak foltokban van jelen (HORVÁTH 2000).

A faj telelőterületei Közép és Dél-kelet-Afrikában találhatóak (WALTHER *et al.* 2013). A vonulás csúcsa Észak-Afrikában október második felére – november elejére esik, a telelőterületeken novembertől – februárig tartózkodnak. A költő területekre április végén, május elején érkeznek vissza (STOWE & BECKER 1992). A faj globális elterjedését az **1. ábra** szemlélteti.

Az IUCN Vörös Listájának felülvizsgálata során az elmúlt időszakban kétszer is leminősítették a faj besorolását. Az aktuális lista alapján globális állománya nem veszélyeztetett, állománynagyságát 3 000 000–7 000 000 egyedre becsülik, a populáció trendje stabil besorolású (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2016).

A kedvező IUCN besorolás ellenére számos kutató felhívja a figyelmet az európai állományok figyelemmel kísérésének és a természetvédelmi erőfeszítések fenntartásának fontosságára (SZENTIRMAI *et al.* 2016).

Angliai vizsgálatok alapján a faj éves túlélési rátája rendkívül alacsony, 0,2–0,3 közötti értékre becsülik (GREEN 2004).



1. ábra: A haris globális elterjedési térképe (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2016)

Fig. 1: Global distribution map of the corncrake (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2016)

Az aktuális nemzetközi fajvédelmi terv (KOFFIJBERG & SCHAFFER 2006) az alábbi legfontosabb veszélyeztető tényezőket határozta meg fontosságukat is jelölve:

- fészekmegsemmisülés korai kaszálás miatt – kritikus,
- fiókapusztulás kaszálás miatt – kritikus,
- a gyepgazdálkodás intenzívebbé válása – magas,
- kaszálórétek, vizes élőhelyek megszűnése – magas,
- élőhelyek megszűnése öröklések miatt (felhagyás) – magas/közepes,
- elégtelen mennyiségű és minőségű védelmi intézkedés – közepes/alacsony,
- felnőtt madarak pusztulása kaszálás miatt – alacsony,
- vadászat és csapdázás – alacsony,
- zavarás – lokális,
- predáció – lokális.

A felsorolt veszélyeztető tényezők alapján a fajvédelmi terv a következő természetvédelmi prioritásokat határozta meg:

- meg kell őrizni az alkalmas élőhelyeket és 20%-kal növelni kiterjedésüket, amely a 20. század második felében hosszú távú csökkenést mutatott,
- jelentősen csökkenteni kell a mezőgazdasági gyakorlat káros hatásait,
- javítani kell a védelmi helyzetet azokban az országokban, ahol még előfordul a faj vadászata és csapdázása,
- meg kell őrizni az afrikai telelőterületek jelenlegi kiterjedését,
- monitorozást és kutatást kell folytatni a hiányos ismeretek pótlása érdekében.

Magyarországon ma fokozottan védett státuszú, Natura 2000 jelölő faj. Chernel István leírása szerint a 19. században még közönséges madár volt, bár állomány nagysága akkor is erősen függött az egyes évek csapadékviszonyaitól (CHERNEL 1899). Az 1950-es és 1960-as években a hazai állomány jelentősen lecsökkent, majd az 1980-as évek második felétől az élőhelyek száradása miatt még tovább fogyatkozott (HORVÁTH 1998).

A faj magyarországi helyzetét átfogóan feldolgozó legfrissebb szakirodalmi forrás szerint hazai fészkelő állománya 55%-kal csökkent az elmúlt 20 év során. A faj hazai állományának jelentős része továbbra is az észak-keleti országrészben lévő Aggtelek környékén, a Zempléni-hegység térségében, a Tisza- és a Bodrog árterében, valamint Szatmár–Beregben található. A tíz magyarországi nemzeti park igazgatóság szakembereinek tapasztalatait összegezve hazánkban a három legjelentősebb veszélyeztető tényező a gépesített kaszálás (a fészkelő területek 83%-át érinti), a legeltetés (a fészkelő területek 13%-át érinti) és a gyepterületek cserjésedése, illetve szárazodása (a fészkelő területek 10%-át érinti) (SZENTIRMAI *et al.* 2016).

A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2020) legfrissebb adatai szerint a fészkelési időszakban a hangot adó hímek száma hazánkban 500–2 000 közötti (2008–2012) és ingadozó trendet mutat (2000–2012).

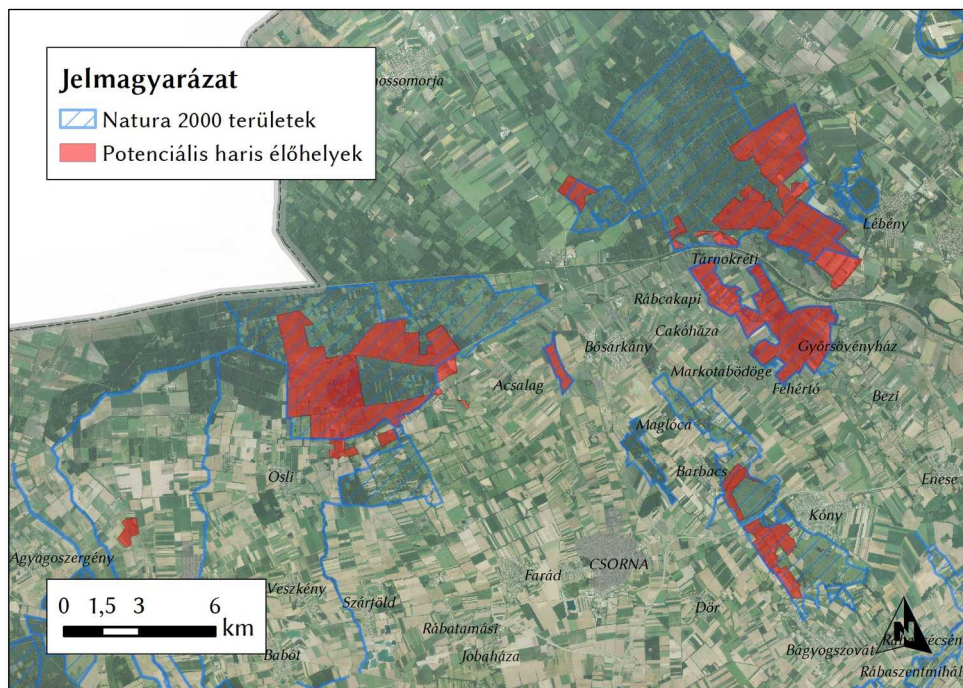
A Hanságból kevés irodalmi adata ismert. Sey Ottó 1959–1963 közötti megfigyelései alapján – az állomány nagyság számszerűsítése nélkül – ritka madárként említi (SEY 1964). Fülöp Tibor szerint a Hanságban még az 1970-es években is gyakori volt például a fürjhoz képest. Az 1980-as években viszont – a gyepek kiszáradásával és a hereford marhákkal történő legeltetés következtében – a korábbi 100–120 példányos (kakasok száma) állomány a negyedére csökkent. Az 1990-es évekre szinte teljesen eltűnt a Hanságból, csupán évi 3–5 revírt találtak (FÜLÖP 1999). WINKLER *et al.* (2014) az Úrhanyi-réten végzett felmérés során alkalmanként legfeljebb kilenc harsogó kakast észlelt.

Vizsgálati módszerek

Állomány nagyság becslése

Az előző fejezetben összegeztük a haris Hansághoz kapcsolódó ismert irodalmi adatait, amelyek nem szisztematikus felmérések eredményei. A faj itteni helyzetének megismerése és a szükséges természetvédelmi intézkedések megalapozása érdekében 2001-ben kezdtük meg a tervszerű és rendszeres állományfelmérést a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Kisalföldi Helyi Csoportjának koordinálásával, az egyesület önkéntesei és a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság munkatársai segítségével.

A korábbi tapasztalatok alapján a haris a Hanságban szinte kizárólag nedves, üde, esetenként szárazabb gyepeket foglal el fészkelő helyként, az északabbra előforduló, gabonátáblákban történő fészkelését nem tapasztaltuk a térségben, ezért a felméréseket a gyepterületeken végeztük. Összesen 5120 ha kiterjedésű potenciális élőhelyet vizsgáltunk. A 2001–2020 között rendszeresen felmért, potenciális haris élőhelyeket a **2. ábra** szemlélteti.



2. ábra: 2001-2020 között rendszeresen felmért potenciális haris élőhelyek a Hanságban
Fig. 2: Potential corncrake habitats surveyed regularly in the period 2001-2020

Az állományfelmérést a kakasok hangadása alapján végeztük az éjszakai órákban, tapasztalataink alapján a madarak a 22 és 2 óra közötti időszakban a legaktívabbak. Minden potenciális fészkelőhelyet legalább két alkalommal kerestünk fel a május 15. – július 20. közötti időszakban, de ahol a revírek meghatározása miatt szükséges volt, ott harmadik, sőt akár negyedik felmérést is végeztünk. A kakasok hangja alapján beazonosított revírek helyét GPS készülék segítségével rögzítettük. Az éneklő kakasokat az esetek többségében csak legfeljebb 50-100 m távolságra közelítettük meg annak érdekében, hogy az esetlegesen már fészkelő tojókat ne zavarjuk, valamint a revírt ne tárjuk fel a szőrmés ragadozók előtt.

Vizsgálat műholdas jeladókkal

Az INTERREG V-A Ausztria–Magyarország Programban keretében megvalósuló „ATHU 2 Vogelwarte Madárvárta 2” projekt, valamint a KEHOP-4.1.0 program keretében megvalósuló „A Hanság természetes élőhelyeinek komplex helyreállítása és fejlesztése” projektek részeként 2017–2020 között volt lehetőségünk műholdas jeladók beszerzésére és üzemeltetésére. A haris viszonylag kis testtömege miatt jelenleg még kevés olyan eszköz érhető el, amelyekkel a madarak ismételt befogása nélkül végezhetőek térben és időben közép- és hosszútávú vizsgálatok. Vizsgálatainkhoz a BioTrack-Lotek cégcsoport 6 g tömegű PinPoint Argos Solar jeladóit használtuk. A készülékek az Argos műholdrendszeren keresztül pozícionálják magukat és továbbítják a keletkezett

adatokat a szolgáltató szerverére, ahonnan online felületen tölthetők le. A hely adatok mellé csak az adat keletkezési ideje és az adat minőségét jelző kód társul, a nagyobb méretű GPS–GSM jeladóknál megszokott egyéb adatok (akkumulátor töltöttségi állapota, környezeti hőmérséklet) nem elérhető. A jeladó programozását csak a felhelyezés előtt, számítógéphez csatlakoztatva lehet elvégezni.

A jeladóra szerelt apró napelem panel elvileg folyamatosan biztosítja a készülék energia ellátását, azonban a haris sajátos életmódja miatt (éjszakai aktivitás, ideje nagy részét sűrű növényzetben tölti) kétségeink voltak az energiaellátással kapcsolatban. Ismereteink szerint ezt a típusú jeladót korábban még nem alkalmazták harison, így tapasztalati adatok nem álltak rendelkezésre ezzel kapcsolatban. A gyártóval történő konzultáció után arra a döntésre jutottunk, hogy a vizsgálatainkhoz még elégséges 12 óránkénti jelsűrűséget állítjuk be az akkumulátor kímélete érdekében.



3. ábra: Műholdas jeladóval jelölt haris (*Crex crex*)

Fig. 3: Corncrake (*Crex crex*) supplied with a satellite transmitter

Fotó: Tatai Sándor

A jeladókat a klasszikus hátzsisákos módszerrel, 5 mm széles teflonszalag segítségével rögzítettük a madarakra.

A vizsgálat során kakasokat jelöltünk, amelyeket a revírjünkben hívóhang segítségével fogtunk meg 16x16 mm lyukbőségű függönyhálóval.

A rendelkezésünkre álló információk szerint hasonló műholdas jeladókkal eddig csak egy kutatási projektben vizsgáltak harisokat. A Csehországban és

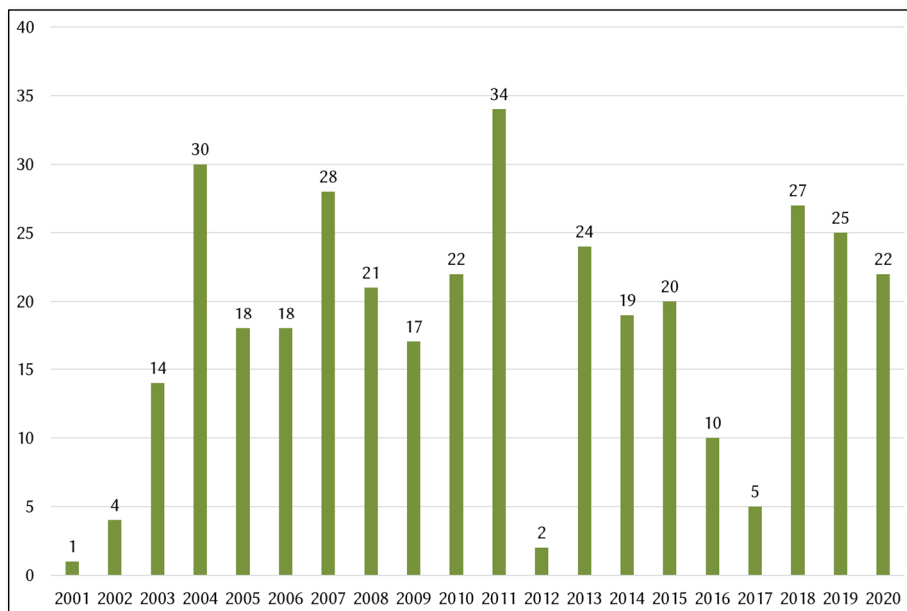
Németországban 2012-2015 között végzett hasonló vizsgálatok (PEŠKE *et al.* 2017) egyes eredményeit összevetettük saját vizsgálati eredményeinkkel.

Tudomásunk van továbbá az RSPB Scotland kutatói által 2011-2012-ben, 50 geolokátorral végzett hasonló témájú vizsgálatról, de ennek részletes eredményeit nem ismerjük.

Eredmények

Állomány nagyság

A Hanságban fészkelő haris állomány nagyságát a hangot adó kakasok száma alapján becsültük. A felmérések során minden kakas előfordulási adatát rögzítettük, az éves állomány nagyságok meghatározása során viszont csak a tartósan revírben lévő madarak számát vettük figyelembe. A Hanságban fészkelő harisállomány 2001–2020 közötti alakulását a **4. ábra** szemlélteti.



4. ábra: A haris (*Crex crex*) revírjeinek száma a Hanságban 2001-2020 között

Fig. 4: Number of corncrake (*Crex crex*) territories in the Hanság 2001-2020

Hasonlóan az Aggtelek környékén és Szatmár Beregben végzett (SZENTIRMAI *et al.* 2016), valamint a Csehországban folytatott vizsgálatok (PEŠKE *et al.* 2017) eredményeihez, a hansági fészkelő állomány nagyságában is jelentős mértékű az évek közötti ingadozás.

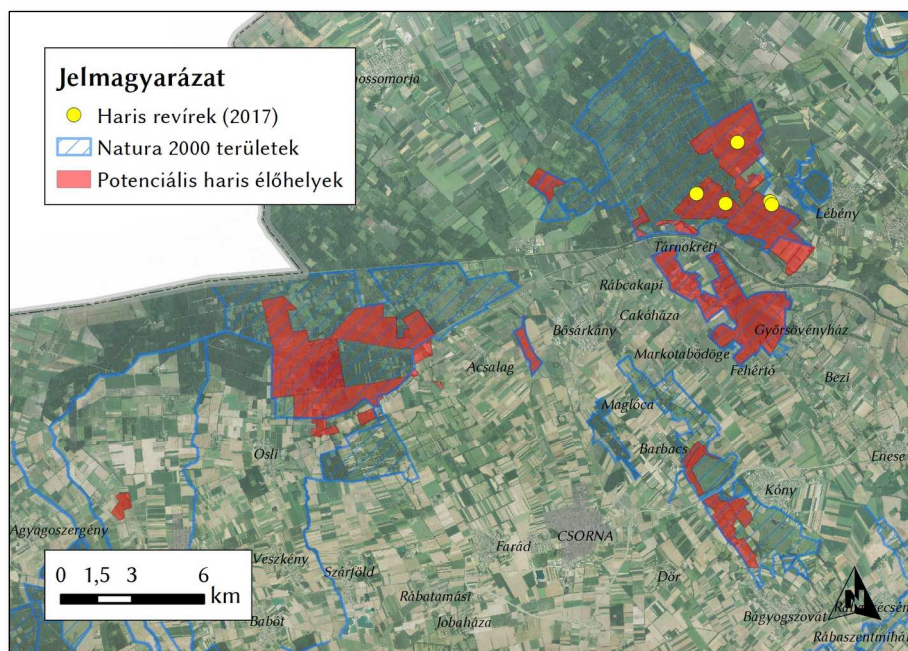
Ennek lehetnek helyi okai, például a kedvezőtlen hidrológiai állapotok (ami túl sok csapadék esetén egyes élőhelyeken kialakuló állandó vízborítás, szárazság esetén pedig a gyepes kiszáradása formájában is megjelenhet), természetvédelmi

szempontból kedvezőtlen mezőgazdasági hasznosítás (túl korai kaszálás, túl intenzív módszerrel végzett kaszálás, túlzott mértékű legeltetés), egyes gyepterületek túlzott cserjésedése.

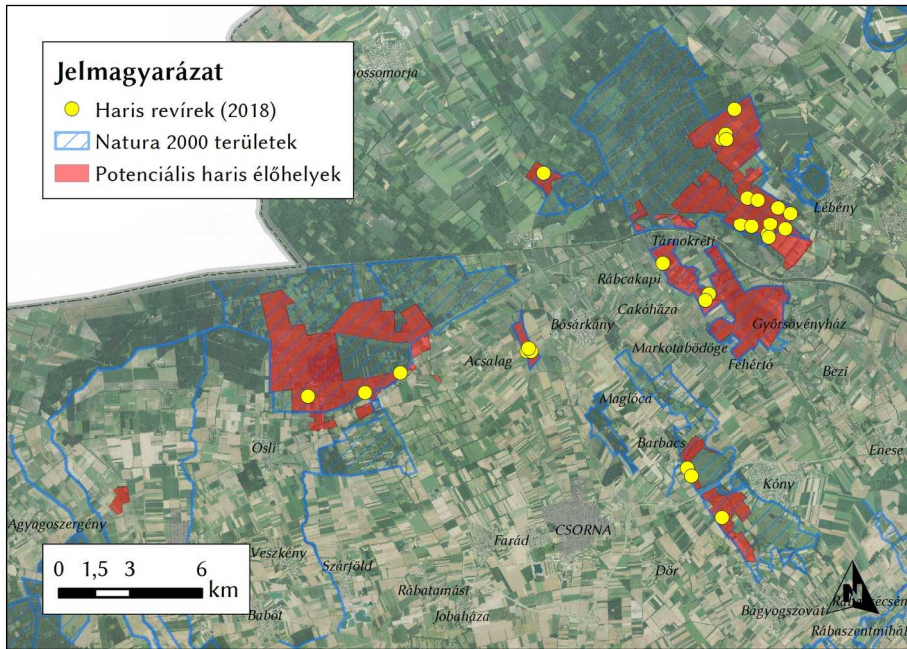
A kedvezőtlen helyi viszonyokon túlmenően azonban egyes években valószínűsíthető globális léptékű hatások is, amelyek feltételezhetően a vonulási útvonalakon, illetve a teledőhelyeken terhelik az ott megjelenő harisállományokat. Ezt támasztják alá a fent hivatkozott kutatások által közzétett állományadatok is. A csehországi vizsgálatok 2012–2015. közötti adatokat közölnek (PEŠKE *et al.* 2017), ezekben a 2012. évi állomány nagyság csupán 42–46%-a a következő három év adatainak. Az Aggtelek környékén és Szatmár-Beregben végzett vizsgálatok (SZENTIRMAI *et al.* 2016) szintén határozott mélyponton jelzik a 2012. évi állomány nagyságot, amely populációtrendek összhangban vannak a Hanságban azonos időszakban tapasztalt állományalakulással. Szintén hasonló képet mutat az Aggtelek környékén, Szatmár-Beregben és a Hanságban 2002–2003-ban tapasztalt rendkívül alacsony állomány alakulás.

Fenti eredmények is megerősítik azt a természetvédelmi alapvetést, miszerint a hosszú távon vonuló fajok védelmét csak a fészkelőhelyek, a vonulási útvonalak és a teledőhelyek összehangolt megőrzésével lehet biztosítani.

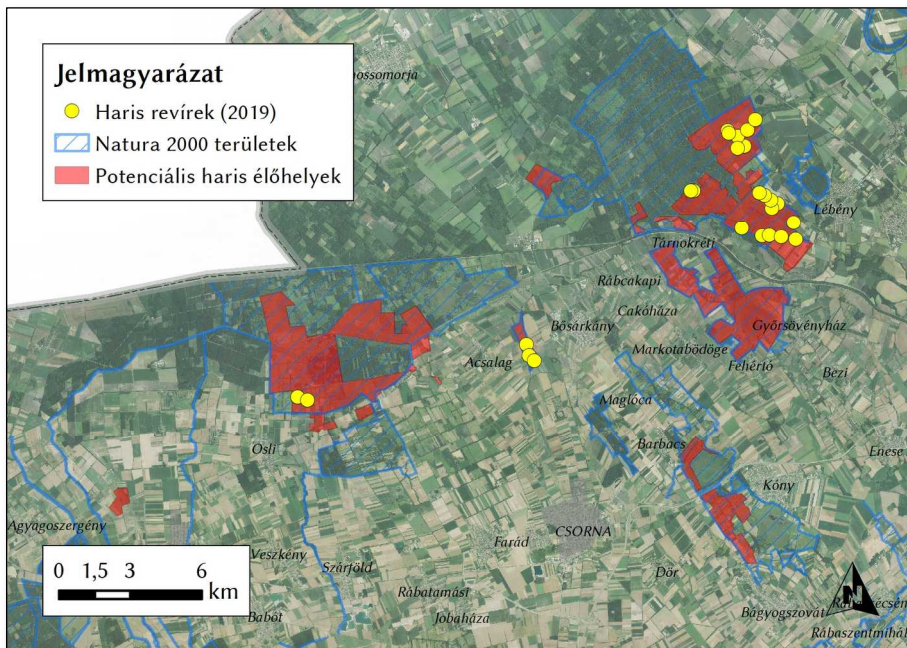
A vizsgálati időszak utolsó négy évének (2017–2020) adatait az összesített hansági állományalakuláson túl pontosabb területi eloszlásban is megvizsgáltuk. A felmérések során pontos helyadatokkal is rögzített előfordulásokat egyesével megjelenítettük a vizsgálati terület térképén. A 2017–2020 közötti években a Hanságban regisztrált haris-revireket az **5-8. ábrán** jelenítjük meg.



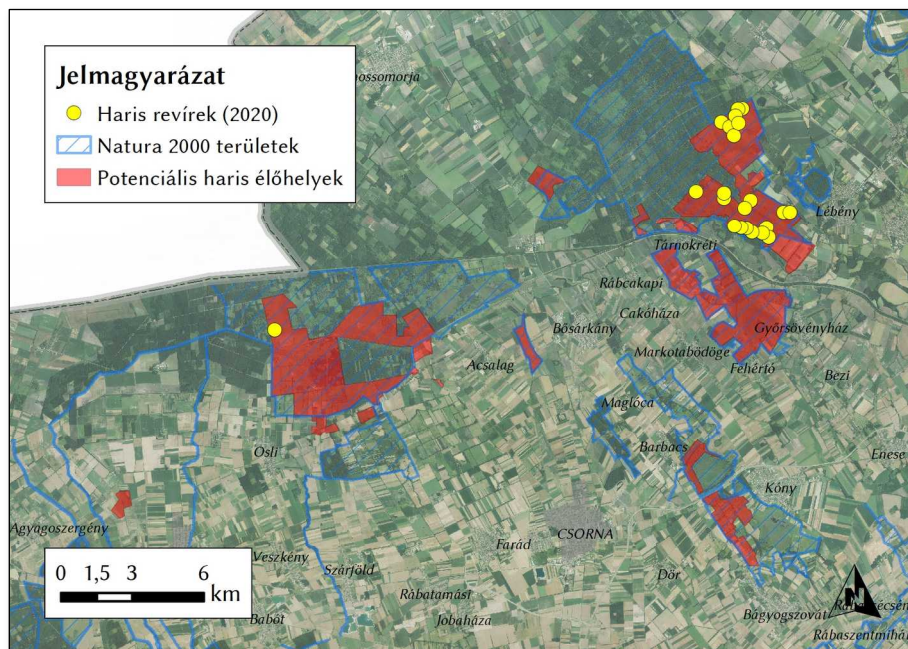
5. ábra: A haris (*Crex crex*) revírjei a Hanságban 2017-ben
Fig. 5: Corncrake (*Crex crex*) territories in the Hanság in 2017



6. ábra: A haris (*Crex crex*) revírjei a Hanságban 2018-ban
Fig. 6: Corncrake (*Crex crex*) territories in the Hanság in 2018



7. ábra: A haris (*Crex crex*) revírjei a Hanságban 2019-ben
Fig. 7: Corncrake (*Crex crex*) territories in the Hanság in 2019



8. ábra: A haris (*Crex crex*) revírjei a Hanságban 2020-ban
Fig. 8: Corncrake (*Crex crex*) territories in the Hanság in 2020

A fenti térképeken ábrázolt haris előfordulások képe összhangban van a hansági harisállománynak a teljes 2001–2020 közötti vizsgálati időszakban tapasztalt területi eloszlásával: az állomány jelentős része az Észak-Hanságban fészkel, a Dél-Hanságban is szinte minden évben megjelenik kis számban, a Tóközben és a peremterületeken pedig csak rendszertelenül és kis számban alakulnak ki revírek.

Jeladózott harisok adatainak értékelése

A 2017–2020 közötti időszakban összesen nyolc hím harist jelöltünk műholdas jeladóval. A befogás során azokat a madarakat céloztuk meg, illetve tudtuk befogni, amelyek (látszólag) stabilan tartották revírjüket és azt védelmezve odajöttek az általunk használt hívóhanghoz (ezt a viselkedést a hímek 60-70%-a mutatta). A befogott madarak mindegyike a faj klasszikus élőhelyének számító üde, dús vegetációjú kaszálórétten tartott revírt. A jeladózott harisok átlagos testtömege 165,7 g volt. A jelölt harisok alapadatait az **1-2. táblázatokban** ismertetjük.

A táblázatokban „Megálló” alatt azokat a helyzeteket értjük, amikor még a vonulás határozott megkezdése előtt, adott helyen hosszabb időt töltöttek a madarak (>3 nap), de késői, feltételezhetően a fészkelési időszakon túli időpontról van szó.

1. táblázat: A 2017–2018-ban jeladózott harisok alapadatai**Table 1:** Basic data of corncrakes supplied with a transmitter 2017-2018

Jeladó	037252	037251	037255	037254
Gyűrűszám	HA28851	HA28867	HA28869	HA28870
Gyűrűzés helye	Lébény, Pintér-Hany	Bősárkány, Öreg-Hany	Lébény, Korcsmáros rét	Lébény, Fűzfásziget
Jelölés dátuma	2017.07.07	2018.05.27	2018.06.11	2018.06.16
Revírt (1) elhagyta	2017.07.24	2018.06.21	róka megfogta	2018.06.23
Revír (2)	Lébény, Pintér-H. 08.09.-08.22.	Ukrajna 07.10.-08.12.	-	Bihar (Ro) 06.24.-08.19.
Revír (3) időszak	-	Ukrajna 08.13.-09.09.	-	-
Revír kezelés (1)	kaszálás később	kaszálás később	kaszálás később	kaszálás később
Revír kezelés (2)	kezeletlen	ismeretlen	-	kezeletlen
Revír (1) sugara	100 m	160 m	150 m	100 m
Revír (2) sugara	100 m	-	-	-
Megálló (1)	Csorna 13 nap	-	-	Baranya 21 nap
Megálló (2)	Kiskunság 26 nap	-	-	
Vonulást megkezdte	2017.10.09.	2018.09.10.	-	2018.09.11.
Telelőhelyre érkezett	-	-	-	2018.12.09.
Telelőhely	-	-	-	Tanzánia
Telelőhelyet elhagyta	-	-	-	2019.03.27.
Utolsó adat ideje	2017.10.16.	2018.09.24.	2018.06.22.	2019.04.11.
Utolsó adat helye	Egyiptom	Egyiptom	ugyanott	Uganda
Adat időszak	101 nap	121 nap	12 nap	300 nap
Megtett út	2470 km	4600 km	-	7500+900 km

2. táblázat: A 2019–2020-ban jeladózott harisok alapadatai

Table 2: Basic data of corncrakes supplied with a transmitter 2017-2018

Jeladó	43587	43586	182484	182483
Gyűrűszám	HA28872	HA28873	HA28877	HA28878
Gyűrűzés helye	Lébény, Pintér-Hany	Lébény, Úrhany	Lébény, Fűzfasziget	Lébény, Korcsmáros rét
Jelölés dátuma	2019.06.18.	2019.06.20.	2020.06.13.	2020.06.13.
Revírt (1) elhagyta	jelek megszűntek	jelek megszűntek	2020.07.07.	2020.06.28.*
Revír (2)	-	-	Varasd (Horvátország) 07.09-08.04.	06.29.- róka megfogta
Revír (3) időszak	-	-	-	-
Revír kezelés (1)	kaszálás később	kaszálás később	kaszálás később	kaszálás 06.26. 2 ha fent hagyva
Revír kezelés (2)	-	-	08.04. körül szártépőzve	**
Revír (1) sugara	110 m	-	100 m	*
Revír (2) sugara	-	-	55 m	**
Megálló (1)	-	-	-	-
Megálló (2)	-	-	-	-
Vonulást megkezdte	-	-	-	-
Teledőhelyre érkezett	-	-	-	-
Teledőhely	-	-	-	-
Teledőhelyet elhagyta	-	-	-	-
Utolsó adat ideje	2019.07.31.	2019.06.20.	2020.08.04.	2020.08.06.
Utolsó adat helye	ugyanott	ugyanott	Horvátország	Ausztria
Adat időszak	44 nap	0	53 nap	57 nap
Megtett út	-	-	186 km	20 km

* A jeladózáskor azt feltételeztük, hogy a madár stabilan tartja a revírjét, azonban a helyadatok szerint egymástól 800 m távolságra lévő két „gócpont” körül tartózkodott a legtöbbet, de időnként a köztük lévő területről is jöttek helyadatok. Revírjének helye és kiterjedése nem határozható meg.

** A madár az osztrák Hanságban tartózkodott, intenzíven művelt kisparcellás kaszálóréteken, amelyeket az adott időszakban egymás után kaszáltak, így a madár gyakran változtatta tartózkodási helyét. Az intenzív zavarás ellenére viszonylag hosszú ideig kitartott a területen, elképzelhető, hogy időközben megkezdte vedlését, ezért nem hagyta el a zavart területet.

A revírfoglalással, revírtartással, illetve a hímek fészkelési területen történő diszperziójával kapcsolatos eredmények, következtetések

A nyolc jeladózott haris közül egy madarat a revírjén belül, a jeladózás után 12 nappal megfogta egy vörös róka (*Vulpes vulpes*), egy madár jeladója pedig a felhelyezést követően egyáltalán nem adott jeleket. Fentiek miatt hat jeladózott madárról rendelkezünk használható adatokkal.

- A hat jeladózott harisból három elhagyta a revírjét még a költési időszakon belül (június 21-én, június 23-án, július 7-én) és nagy távolságban (min. 185 km) új revírt foglalt annak ellenére, hogy az eredeti revírben nem történt kaszálás a madarak ott tartózkodása alatt.
- További egy haris elhagyta a revírjét még a költési időszakon belül (június 28-án), azonban ez egyértelműen kapcsolatba hozható a területen történt kaszálással. Annak ellenére, hogy a kaszálás során két 2 ha területű védőterület kaszátlanul maradt (lásd. további információk *-gal jelölve a **2. táblázat** alatt).
- Egy jeladózott haris július 24-én hagyta el addig tartott revírjét, majd annak szélétől csupán 200 m távolságra lévő középponttal foglalt új revírt, ahol augusztus 22-ig tartózkodott.
- Egy jeladózott haris a jelöléstől (június 18.) július 31-ig a revírjében maradt, ezt követően a jelek megszűntek, a madár sorsa ismeretlen.

A fentieket összefoglalva elmondható, hogy a hat felhasználható adatokat szolgáltató jeladózott harisból három elhagyta a revírjét még a költési időszakon belül annak ellenére, hogy a revírben nem történt kaszálás a madarak ott tartózkodása alatt.

A Csehországban és Németországban végzett hasonló vizsgálatok a fentiektől eltérő eredményeket hoztak. Az ott jelölt harisok – amelyek revírjében nem történt kaszálás a fészkelési időszakban – mindegyike (hét jelölt madár) kitartott eredeti revírjében a vonulás megkezdéséig (PEŠKE *et al.* 2017).

A jelölt harisok vonulásának dinamikája és útvonalai

A vizsgálat során jelölt és még a vonulási időszakban is működő jeladóval rendelkező harisok közül három példány kezdte meg őszi vonulását.

A vonulás megkezdésének időpontjai a Hanságban jeladózott harisok esetében szeptember 10., szeptember 11. és október 9. voltak. A Csehországban és Németországban végzett hasonló vizsgálatok eredményei szerint a vonulás megkezdése augusztus 20. és szeptember 5. közé esett (PEŠKE *et al.* 2017).

A három vonulásban lévő haris közül kettő Egyiptomban pusztult el, ennek pontos oka nem ismert. Azonban a Mediterráneumban és Egyiptomban ma is jelentős mértékű a faj vadászata és csapdázása az őszi vonulási időszakban (KOFFIJBERG *et al.* 2006). E két jeladózott madár Törökországnál repülte át a Földközi-tengert, majd a Vörös-tenger mentén folytatták útjukat.

A harmadik vonulásban lévő haris elérte telelőterületét (Tanzánia). Ez a madár kicsivel keletebbre szelte át a Földközi-tengert, így Izraelen keresztül érte el

Egyiptomot, majd Szudánon és Dél-Szudánon keresztül jutott el Afrika egyenlítői vidékére.

A Hanságban jeladózott harisok vonulási dinamikájáról és útvonaláról rendelkezésre álló adatokat az alábbiakban részletezzük.

A 037252 számú jeladóval jelölt madár

A jeladózás 2017. július 10-én történt az Észak-Hanságban, ahonnan 2017. augusztus 22-én küldte az utolsó helyadatot.

A következő használható jel augusztus 27-én érkezett, amikor a madár Csornától délkeletre volt, kb. 17 km távolságra az eredeti revírjétől. Itt egy kis kiterjedésű, kb. 4 hektáros lucerna földön mozgott, ahonnan szeptember 8-án érkezett az utolsó jel.

A szeptember 13 – október 8. közötti időszakot a jelölt madár a költőhelyétől már kb. 200 km távolságra, a Kiskunság déli részein töltötte. Az utolsó jel október 8-án érkezett innen.

A következő helyadat október 11-én, a Kiskunságtól 2100 km távolságra, délkeleti irányban, Egyiptom észak-keleti részéről érkezett, a jelölt madár tehát intenzíven megkezdte őszi vonulását afrikai teledőhelye felé.

Az előző bekezdésben hivatkozott adatpont 2017. október 11-én 18 órakor keletkezett, a következő pedig október 12-én 6 órakor, azonban ekkor már Egyiptom déli részén járt a madár. A fenti két adatpontból megállapítható, hogy a két pont közötti 736 km távolságot a madár legfeljebb 12 óra alatt tette meg. Folyamatos repülést feltételezve ez 61,3 km/h átlagsebességet jelent.

Ezt követően a madár még 170 km távolságot tett meg déli irányban, és október 13-án eljutott az Egyiptom és Szudán határának térségébe, ahol feltételezhetően elpusztult. A jeladó ezt követően három nap alatt küldött még összesen hét jelet, azóta azonban nem érkezett jel.

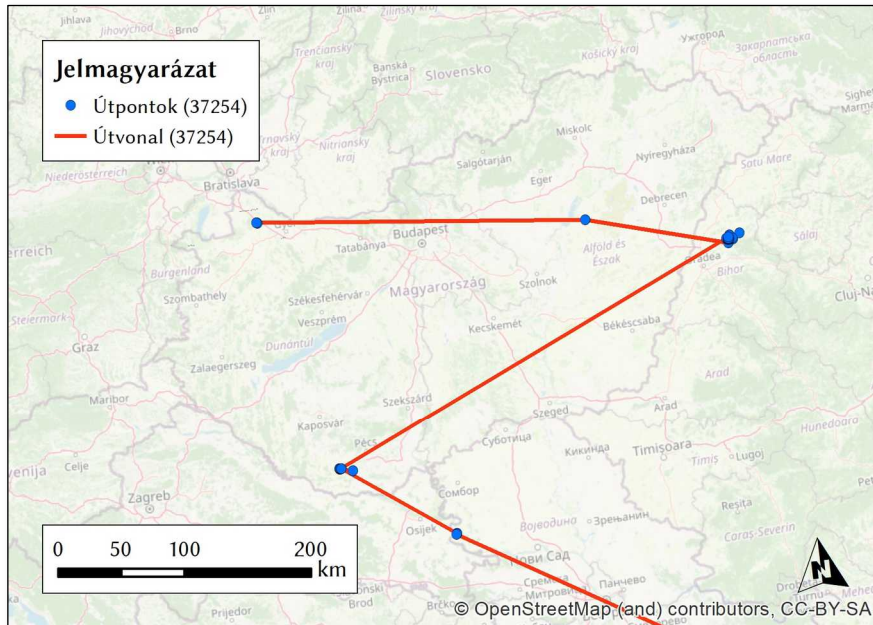
A fenti adatokból látható, hogy a jeladózott madár 2017. október 8–13. között a Kiskunságból indulva, biztosan hosszabb pihenő nélkül jutott el Egyiptom szudáni határvidékéig, összesen 3033 km-t megtéve.

A 037254 számú jeladóval jelölt madár

A jeladózás 2018. június 16-án történt az Észak-Hanságban, a Fűzfásziget nevű területen. A madár 2018. június 23-án hagyta el a vizsgálati területen lévő revírjét, majd június 24-én már ettől keletre 375 km távolságban volt Románia (Bihar) területén. Itt augusztus 19-ig tartózkodott egy domboldalban lévő, felhagyott, erősen cserjésedő legelőn.

Augusztus 20. – szeptember 10. között a bihari élőhelytől dél-nyugati irányban, 350 km távolságra Magyarországon, Baranya megyében tartózkodott. E jeladózott madár Kárpát-medencében keletkezett helyadatait az **9. ábra** szemlélteti.

A madár szeptember 11-én dél-keleti irányban elindulva intenzív vonulásba kezdett, vonulási útvonalát a **10. ábra** szemlélteti. Teledőterülete Kelet-Afrikában, Tanzániában volt. A hansági fészkelőterület és a teledőterület között kb. 7500 km távolságot tett meg.



9. ábra: A 037254 számú jeladóval jelölt haris (*Crex crex*) Kárpát-medencében keletkezett helyadatai

Fig. 9: Location data of the con Drake (*Crex crex*) supplied with the transmitter No. 037254 within the Carpathian Basin



10. ábra: A 037254 számú jeladóval jelölt haris (*Crex crex*) vonulási útvonala

Fig. 10: Migration pathway of the con Drake (*Crex crex*) supplied with the transmitter No. 037254

A 37251. számú jeladóval jelölt madár

A jeladózás 2018. május 27-én történt a Dél-Hanságban, az Öreg-Hany nevű területen.

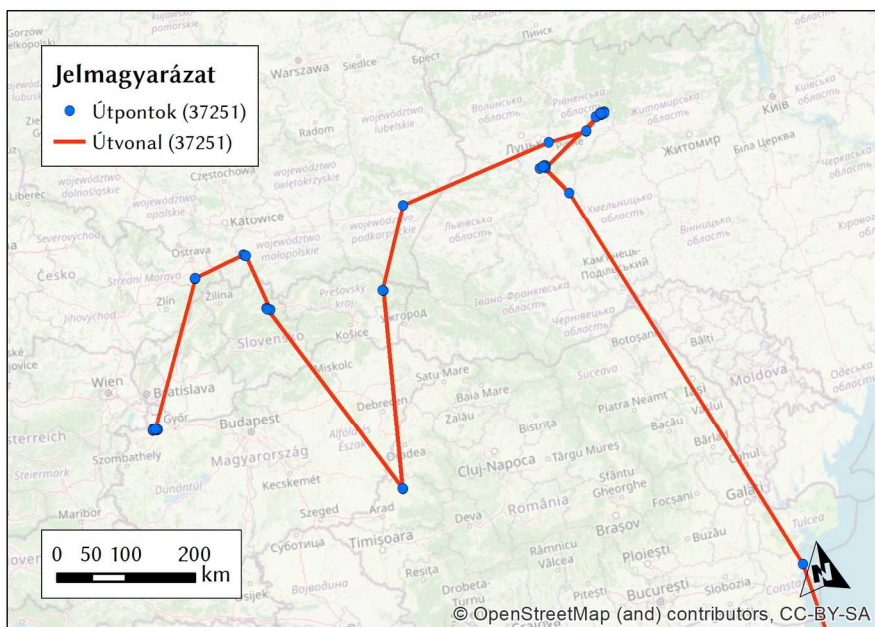
A madár 2018. június 21-én hagyta el a vizsgálati területen lévő revírjét, majd először észak-keleti, utána dél-keleti irányban elmozdulva számos Kárpát-medencei élőhelyet érintett, az egyes helyeken egy–három napokat eltöltve.

2018. július 1-jén indulva elmozdulása határozott északi, majd keleti irányt mutatott, és egészen Ukrajna északi részéig jutott, ahol július 10. – augusztus 12. között, majd ettől 110 km távolságra dél-nyugati irányban egy másik élőhelyen augusztus 13. – szeptember 9. között tartózkodott.

A jeladózott madár Európában keletkezett hely adatait a **11. ábra** szemlélteti.

A jeladózott madár szeptember 10-én déli irányban elindulva intenzív vonulásba kezdett, majd szeptember 24-én a Vörös-tenger partvonalán elért Egyiptom középső részébe, ahol ismeretlen okból elpusztult.

A hansági fészkelőterület és az utolsó egyiptomi helyadat között kb. 4600 km távolságot tett meg, a vizsgálati időszakban keletkezett összes adatpontját a **12. ábra** mutaja be.



11. ábra: A 037251 számú jeladóval jelölt haris (*Crex crex*) Európában keletkezett helyadatai

Fig. 11: Location data of the conchra (*Crex crex*) supplied with the transmitter No. 037251 within Europe



12. ábra: A 037251 számú jeladóval jelölt haris (*Crex crex*) helyadatai

Fig. 12: Location data of the crane (*Crex crex*) supplied with the transmitter No. 037251 within Europe

Összefoglalás

A Magyarországon fokozottan védett haris (*Crex crex*) fészkelőállományának nagyságát mérték fel a Hanságban 2001–2020 között. A felméréseket évszakanként végeztük a hímek jellemző hangja alapján.

Hasonlóan az egyéb magyarországi és európai területek adataihoz, a hansági fészkelőállomány nagyságában is jelentős mértékű az évek közötti ingadozás. A fészkelőállomány nagysága 1–34 pár között változott a 20 éves vizsgálati időszak alatt, az átlagos években 18–25 revír található a Hanságban.

A nagy állományingadozásnak lehetnek helyi okai, például a gyepek kiszáradása, a túl korai kaszálás, a túl intenzív gyepgazdálkodás, a túlzott mértékű legeltetés, a gyepek cserjésedése. Az egyes magyarországi és európai harisélőhelyek hasonló populációs trendjei viszont arra utalnak, hogy egyes években valószínűsíthetők globális mértékű hatások is a vonulási útvonalakon és a telelőhelyeken.

A vizsgálati időszak alatt gyűjtött részletes előfordulási adatok azt mutatják, hogy a fészkelőállomány nagysága és állandósága szempontjából egyaránt az Észak-Hanság a legfontosabb harisélőhely a vizsgálati területen.

A Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság munkatársai nyolc hím harist jelöltek műholdas jeladóval (Biotrack Pinpoint Argos Solar 6 g) 2017–2020 között a Hanságban. A 8 jeladózott haris közül 1 madarat a revírjén belül, a jeladózás után 12 nappal megfogott egy vörös róka, egy madár jeladója pedig a felhelyezést

követően egyáltalán nem adott jeleket. Fentiek miatt 6 jeladózott madárról rendelkezünk használható adatokkal, amelyek segítségével számos megállapítást, következtetést tudtunk tenni a revírtartással, a hímek fészkelési időszakon belüli diszperziójával és a faj vonulásával kapcsolatban. A legfontosabb megállapítások az alábbiak:

- a Hanságban fészkelő harisok mindegyike a faj klasszikus élőhelyének számító üde, dús vegetációjú kaszálóréteken foglalt revírt,
- a jeladózások eredményei azt mutatták, hogy a hím harisok egy része a fészkelési időszakon belül több revírt is foglal egymás után, a revírek egyes esetekben nagy távolságokra is lehetnek egymástól (ez két jelölt madár esetében 375 km, illetve 780 km volt),
- a jeladózott madarak szeptember 10-én, szeptember 11-én illetve október 9-én kezdték meg intenzív őszi vonulásukat,
- a három vonulásban lévő haris közül kettő példány Egyiptomban pusztult el, a harmadik vonulásban lévő madár telelőterülete Tanzániában volt.

A Hanságban jeladózott harisok telemetriás adataiból fontos gyakorlati információkhoz jutottunk a faj védelméhez. Ezen felül a vizsgálatok során szerzett tapasztalatok újabb kérdéseket segítenek megfogalmazni a kutatások folytatásához.

Zusammenfassung

Ziel der Forschung war es, die Populationsgröße des streng geschützten Wachtelkönigs (*Crex crex*) im Zeitraum 2001–2020 im Hanság zu schätzen. Die Schätzung basierte auf der Anzahl der charakteristischen Paarungsrufe der Männchen bei Nacht.

Ähnlich wie an anderen ungarischen und europäischen Standorten zeigte die Größe der Brutpopulation des Wachtelkönigs in den Hanság eine große jährliche Fluktuation. Die Größe der Brutpopulation schwankte während der 20-jährigen Untersuchungsperiode zwischen 1 und 38 Paaren. In den Durchschnittsjahren gibt es im Untersuchungsgebiet 18–25 Territorien.

Für starke Bestandsschwankungen kann es lokale Gründe geben, z.B. Austrocknung des Graslandes, frühe Mahd, Intensivierung der Graslandbewirtschaftung, übermäßige Beweidung, Verbuschung des Graslandes. Ähnliche Populationstrends in einigen ungarischen und europäischen Wachtelkönig-Lebensräumen lassen jedoch vermuten, dass in einigen Jahren mit globalen Auswirkungen auf Wanderrouten und Überwinterungsgebiete zu rechnen ist.

Detaillierte Vorkommensdaten, die während des Erhebungszeitraums gesammelt wurden, zeigen, dass der nördliche Hanság sowohl für die Größe als auch für die Stabilität der Brutpopulation der wichtigste Lebensraum des Wachtelkönigs im Untersuchungsgebiet ist.

Mitarbeiter der Nationalparkdirektion Fertő-Hanság versorgten 8 männliche Wachtelkönig-Individuen mit Satellitensendern (Biotrack Pinpoint Argos Solar 6

g) im Zeitraum 2017–2020 im Hanság. Von den acht markierten Wachtelkönigen wurde 12 Tage nach der Markierung ein Vogel innerhalb seines Territoriums von einem Fuchs gefangen, und ein markierter Vogel hat nach der Anwendung überhaupt keine Signale gesendet. Aus den oben genannten Gründen liegen uns verwertbare Daten über sechs markierte Vögel vor. Wir konnten mehrere Behauptungen und Schlussfolgerungen zur Territorialität, zur Ausbreitung der Männchen während der Brutzeit und zur Migration machen. Die wichtigsten Aussagen sind die folgenden:

- alle Wachtelkönig, die in den Hanság nisten, besetzten Territorien in feuchten Heuwiesen mit üppiger Vegetation, dem klassischen Lebensraum der Art,
- die Ergebnisse der Senderdaten zeigten, dass einige männliche Wachtelkönige innerhalb einer Brutperiode mehrere Territorien nacheinander besetzten. Die Territorien können sehr weit voneinander entfernt sein (im Falle von zwei markierten Vögeln betrug die Entfernung 375 km bzw. 780 km).
- die markierten Vögel begannen am 10. September, 11. September und 9. Oktober einen intensiven Herbstzug,
- von den drei Wachtelkönigen in der Migration starben zwei Exemplare in Ägypten. Das Überwinterungsgebiet des dritten wandernden Wachtelkönigs lag in Tansania.

Aus den Telemetriedaten der markierten Wachtelkönige in Hanság konnten wir praktische Erkenntnisse zur Artenschutzerhaltung gewinnen. Darüber hinaus werden die Erfahrungen aus den Studien helfen, neue Fragen zu stellen, um die Forschung fortzusetzen.

Köszönetnyilvánítás

A kutatás során zajló terepi adatgyűjtésben nyújtott segítségükért a következő személyeknek tartozom köszönettel: Bodor Ádám, Bognár Tímea, Fülöp Tibor, Györig Előd, Jóna Zoltán, Endrödnyé Király Nikolett, Király László, Kiss Viktória, Kozma László, Mészáros Gábor, Monostori Aurél, Nádas Levente, Németh Árpád, Pető Zsolt, Pitó Andor, Sipos Tibor, Spakovszky Péter, Szommer Tamás, Súlyom Gábor, Szűcs Gábor, Tomor Ádám.

Irodalom

- BOTANIKUS BT. (2001): *A Fertő–Hanság Nemzeti Park Természetvédelmi Kezelési Terve*.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2016): *Crex crex*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22692543A86147127 – www.iucnredlist.org
- CHERNEL I (1899): *Magyarország madarai különös tekintettel gazdasági jelentőségökre*. Második könyv. *Tüzetes rész*. Magyar Ornithologiai Központ, Budapest.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.) (2010): *Magyarország kistájainak katasztere*. Második, átdolgozott kiadás. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.

- FERTŐ-HANSÁG NEMZETI PARK IGAZGATÓSÁG (2014): *A HUFH30005 Hanság kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület fenntartási terve*. Sarród.
- FÜLÖP T. (1999): A haris (*Crex crex*) hansági állományának alakulása. *Szélkiáltó* 11: 29–30.
- GREEN R. E. (2004): A new method for estimating the adult survival rate of the Corncrake *Crex crex* and comparison with estimates from ring-recovery and ring-recapture data. *Ibis* 146(3): 501–508.
- HORVÁTH R. (2000): Haris *Crex crex*. In: HARASZTHY L. (szerk.): *Magyarország madarai*. 2., javított kiadás. Mezőgazda Kiadó. Budapest: 114–115.
- KÁRPÁTI L. (2012): Fertő-táj és a Hanság természetvédelmének története. In: KÁRPÁTI L. & FALLY J. (szerk.): *Fertő–Hanság – Neusiedler See–Seewinkel Nemzeti Park. Monografikus tanulmányok a Fertő és a Hanság vidékéről*. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság – Szaktudás Kiadó Ház Zrt., Budapest: 22–32.
- KOFFIJBERG K. & SCHAFFER N. (2006): *International Single Species Action Plan for the Conservation of the Corncrake *Crex crex**. UNEP/CMS Secretariat – UNEP/AEWA Secretariat, Bonn. /CMS Technical Series 14. & AEWA Technical Series 9./
- KOVÁCS M. (2012): A Hanság vízgazdálkodásának története In: KÁRPÁTI L. & FALLY J. (szerk.): *Fertő–Hanság – Neusiedler See–Seewinkel Nemzeti Park. Monografikus tanulmányok a Fertő és a Hanság vidékéről*. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság – Szaktudás Kiadó Ház Zrt., Budapest: 57–68.
- MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET (2020): *Magyarország madarai: Haris*. – www.mme.hu/magyarorszagmadarai
- PEŠKE, L., VLČE, J., VIDUNA. R., PEŠ. T., VOGELTANZ. J., PEŠOVÁ. J., SKÁLOVÁ. A., BROŽ. K. (2017): *Satellite telemetry of Corncrake*. Zoological and Botanical Garden of the City of Pilsen, Pilsen.
- SEY O. (1964): Adatok a Hanság gerinces állatvilágának ismeretéhez. *Arrabona* 6: 347–384.
- STOWE T. J. & BECKER D. (1992): Status and conservation of the Corncrake (*Crex crex*) outside the breeding grounds. *Tauraco* 2: 1–23.
- SZENTIRMAI I., BOLDOGH S. A., NAGY K., HABARICS B. & SZÉP T. (2016): Preserving an obscure bird: achievements and future challenges of Corncrake (*Crex crex* Linnaeus, 1758) conservation in Hungary. *Ornis Hungarica* 24(2): 1–17.
- SZÉP T., NAGY K., NAGY ZS. & HALMOS G. (2012): Population trends of common breeding and wintering birds in Hungary, decline of long-distance migrant and farmland birds during 1999–2012. *Ornis Hungarica* 20(2): 13–63.
- WALTHER B. A., TAYLOR P. B., SCHÄFFER N., ROBINSON S. & JIGUET F. (2012): The African wintering distribution and ecology of the Corncrake *Crex crex*. *Bird Conservation International* 23(3): 309–322.
- WINKLER D., BENDER F. & NÉMETH T. M. (2014): A haris *Crex crex* (Linnaeus, 1758) bioakusztikai vizsgálata a Hanságban. *Magyar Ápróvad Közlemények* 12: 135–149.

A Hanság vizes élőhelyein átvonuló-, telelő- és átnyaraló vízimadár közösségek tér- és időbeli mintázatának vizsgálata

The survey of spatial and periodic pattern of waterfowl migrating through, wintering or spending the summer in the wetlands of the Hanság

Untersuchung der Verteilung von durchziehenden, überwinternden und übersommernden Wasservögelgemeinschaften in den Feuchtgebieten des Hanság in Raum und Zeit

TATAI SÁNDOR¹, PELLINGER ATTILA¹, BODOR ÁDÁM¹ & GYÖRIG ELŐD²

Abstract

Within the survey of spatial and periodic pattern of waterfowl migrating through, wintering or spending the summer in the wetlands of the Hanság weekly and monthly surveys of waterfowl were conducted.

In the total survey period 621 034 data of 120 bird species were recorded. During the analysis of the data the number of species and individuals was compared for three water bodies (Osli-Hany, Nyirkai-Hany, Kónyi-tó) each year on a weekly basis. During this comparison, individuals of goose species were not counted into the number of individuals. In a larger part of the samplings the site Osli-Hany was the most abundant in the number of species and individuals, producing the maximum values as well for both variables. Maximum number of species in one sampling was 45, maximum number of individuals was 4670. In the case of Osli-Hany and Nyirkai-Hany there are also weekly records of water levels. Comparing these to the number of species and individuals, there was no straight connection between the latter and the water level in all cases. However, in the largest part of the year there was an inverse relation between the number of species and the change of water level at both sites, i.e. relative low water levels result in more diverse bird habitats in the case of both sites.

During synchronized monthly counts of wild geese in the period August-March altogether 76 433 individuals of 5 wild goose species were observed in the total survey period. Data analysis included the change in species composition of wild goose communities according to survey periods, as well as the seasonal distribution of the total number of individuals for the graylag goose (*Anser anser*) and the great white-fronted goose (*Anser albifrons*) in the total survey period

¹ Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, 9435 Sarród, Kócsagvár, E-mail: tatai.sandor@fhnp.hu

² Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Kisalföldi Helyi Csoport, 9165 Tárnokréti, Fő u. 70.

(2017–2020). Periodical distribution of the quantity of the two dominant wild goose species in the migration and wintering period resulted in a pattern similar to other wild goose habitats in the Carpathian Basin.

A total of 24 species were observed on the Rábca water system during the study period. A significant increase in the number of individuals of waterbird communities occurs when, with the onset of cold weather, permanent ice cover develops in stagnant waters.

Bevezetés

A hansági vízmadár-állományok vizsgálata céljából a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság alkalmazottainak és a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület önkénteseinek bevonásával 2001-től indult szisztematikus adatgyűjtés a Nyírkai-Hany vizes élőhely-rekonstrukció elárasztását követően (FERENCZI *et al.* 2008, FERENCZI *et al.* 2009, PELLINGER & FERENCZI 2012, PELLINGER & TATAI 2014). Később a Rábca folyó vízrendszerére és a Tóköz tavaira, valamint a 2013-ban létesült Oslí-Hany vizes élőhely-rekonstrukcióra is kiterjesztettük a felméréseket. Ezt megelőzően csak szórványos vízmadár előfordulási adatokkal rendelkezünk a Hanság térségéből.

A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság megbízásából „Az ökológiai monitoring tevékenység határon átnyúló összehangolása a Fertő tó és a Hanság NATURA 2000 területein” című, ATHU2 azonosító számú, „*Vogelwarte Madárvárta 2*” rövid című projekt keretében 2017. április – 2020. március között több témában folytak madártani kutatások a Hanságban. Jelen kutatási témában elsődleges célunk volt a Hanság vizes élőhelyein átvonuló-, telelő- és átnyaraló vízmadár állományok tér- és időbeli mintázatának vizsgálata egyes állóvizeken egész évben, heti gyakoriságú vízmadár számolással, a VIII–III. hónapok között havi gyakoriságú vadlúd-szinkronszámlálással, a Rábca vízrendszeren IX–III. hónapok között havi gyakoriságú vízmadár számolással.

Anyag és módszer

A Hanság földrajzi, vízrajzi bemutatása

Az ország észak-nyugati sarkában található Hanságot délen a Rábaköz, nyugaton a Fertő-medence, északon a Mosoni-sík, keleten pedig a Szigetköz határolja. Győr-Moson Sopron megyében fekvő kistáj, amely a Kisalföld nagytáj, ezen belül a Győri-medence középtáj részét képezi (DÖVÉNYI 2010). A Hanság két medencéjét, a Dél-Hanságot és az Észak-Hanságot a bősárkányi láptorok választja el egymástól, amely 121 mBf magasságon található. A két medencét Nyugati-Hanságnak és Keleti-Hanságnak, illetve Kapuvári-Hanságnak és Lébényi-Hanságnak is nevezik. A déli-medence egy része ma Ausztriához tartozik.

A Hanság déli peremén található Tóköz két nagy mozaikból tevődik össze. Az egyiket a Fehér-tó és a körülötte lévő gyepek, a másikat a Maglócától Kónyig észak-déli irányban húzódó gyepek, a Barbacsi-tó, illetve a Kónyi-tó alkotja

(BOTANIKUS BT. 2001). A Hanság- és Fertő-medence kialakulásától fogva egységes vízrendszert alkotott, a nagyrészt lefolyástalan medencékben óriási mocsárvilág alakult ki.

A mezőgazdasági tevékenységek kiterjesztése és fejlesztése érdekében végrehajtott vízrendezési munkálatok már a rómaiak hódításától kezdődően nyomon követhetők a Hanságban. A szervezettnek mondható, de nem átfogó szemlélettel végrehajtott beavatkozások azonban csak 1775-től származtathatók (KOVÁCS 2012). Az 1970-es évekig két évszázadon át tartó vízrendezési beavatkozások eredményeképpen többé-kevésbé állandónak mondható nyílt vízfelületek csak a folyókban és csatornáknak (Rábca-folyó, Szegedi-csatorna, Hansági-főcsatorna, Keszeg-ér és számos kisebb csatorna), a tőzegbánya utótavakban (Király-tó, Kónyi-tó, Fövenyes-tó) és a részben természetközeli állapotú Fehér-tóban és Barbacsi-tóban maradtak fenn.

Az egykori, lecsapolt nyílt vízfelületek részleges rekonstrukciója a Fertő-Hanság Nemzeti Park egyik kiemelt fontosságú célkitűzése (SIPOS 2007). 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 416 ha-os területen (PELLINGER & TAKÁCS 2006). A Hanság keleti medencéjének belsejében került kialakításra az 567 ha kiterjedésű Osl-Hany vizes élőhely-rekonstrukció, amelynek újraárasztására 2013-ban került sor. A Nyirkai-Hanyhoz hasonlóan ez a terület is a Rábcából, felszíni árasztással kapja a szükséges vízutánpótlást (TATAI 2015). A Nyirkai-Hany és az Osl-Hany vizes élőhely-rekonstrukciók rövid időn belül (már elárasztásuk első éveiben) a mai Hanság legjelentősebb vízmadár-élőhelyévé váltak.

Vizsgálati helyek

A vizsgált hansági vizes élőhelyek elhelyezkedése az **1-2. ábra** áttekintő térképein látható, madártani, természetvédelmi szempontból pedig a következő alfejezetekben mutatjuk be őket.



1. ábra: A vizsgált állóvizek áttekintő térképe

Fig. 1: Overview map of the surveyed standing waters



2. ábra: A vizsgált folyóvizek áttekintő térképe

Fig. 2: Overview map of the surveyed streams and rivers

Nyirkai-Hany vizes élőhely rekonstrukció

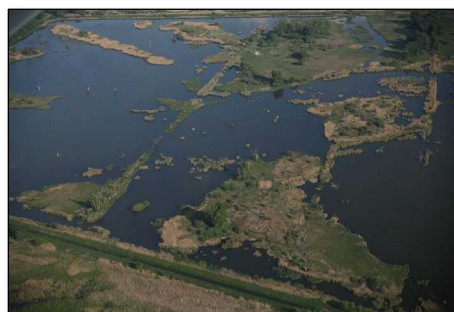
A Hanság lecsapolását követően kaszálórétként használt területek újra elárasztásával alakult ki 2001-ben. A víz megtartását szolgáló földdepóniák 420 ha kiterjedésű területet zárnak körbe, amelyből csupán néhány ha nagyságú dombos terület nem kerül felszíni árasztásra, a terület többi részén az év jelentős részében különböző mélységű (0-110 cm) felszíni vízborítás található. A terület természetvédelmi kezelése szempontjából fontos műszaki részlet, hogy a depóniákkal három részre osztott élőhely-rekonstrukció (I-II-III. tó) vízszintjei egymástól függetlenül szabályozhatók. Az elárasztott területnek közel felét fedi vízínövényzet (nádas, gyékényes, magassásos), a fennmaradó részen nyílt vízfelületeket találunk (**3. és 4. ábra**).

A terület jelenlegi képe, vegetációja, költő- és átvonuló madárállományai kialakulásában (PELLINGER & FERENCZI 2012) jelentős szerepe volt az első tíz évben indokolatlanul és tartósan magas vízszintnek. A nádasok és gyékényesek jelentős része megritkult és kipusztult (TAKÁCS *et al.* 2007), ami a madárvilág fokozatos elszegényedéséhez vezetett (FERENCZI *et al.* 2009). Hozzájárult ehhez a 2013-ban elárasztott Oslai-Hany „elszívó” hatása és a bősi erőmű 1992-ben elárasztott tározótere, a somorjai „Madársziget”-tel (RIDZON *et al.* 2019). Előbbi az átvonuló fajok (elsősorban bukórécék) utóbbi a fészkelő fajok (elsősorban sirályfélék) számára jelent vonzerőt, ezt gyűrűzési adatok is alátámasztják. Nem hagyható figyelmen kívül az európai madárállományokra általában érvényesülő gyors csökkenés (INGER *et al.* 2014), amely Magyarországon és az egykori keleti blokk államaiban az Európai Unió csatlakozás után megjelenő támogatási rendszerek nem kívánt, de előre jelzett hatása (NAGY & MÁRKUS 1996). A Nyirkai-Hany vizes élőhely-rekonstrukciót, mint fontos vízmadár-vonuló helyet, a heti rendszerességű felmérések, valamint a havi rendszerességű vadlúd-szinkronszámlálások során is vizsgáltuk jelen kutatási projekt során.



3. ábra: Nyirkai-Hany I. tó
Fig. 3: Nyirkai-Hany, Lake 1

Fotó: Pellinger Attila



4. ábra: Nyirkai-Hany III. tó
Fig. 4: Nyirkai-Hany, Lake 3

Fotó: Pellinger Attila

Osl-Hany vizes élőhely-rekonstrukció

A Nyirkai-Hanyhoz hasonlóan kaszálórétként használt területek újra elárasztásával alakult ki 2013-ban. A víz megtartását szolgáló föld depóniák 567 ha kiterjedésű területet zárnak körbe, amelyből megközelítőleg 210 ha magasabb fekvésű, dombos terület nem kerül felszíni árasztásra, ezeket legeltetéssel kezeli a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság. További 55 ha-t tesznek ki azok a gyepterületek, amelyek a vízállás magasán tartása mellett időszakosan tocsogóssá válnak. Mintegy 302 ha nagyságú az a terület, amelyen az év jelentős részében különböző mélységű (0-180 cm) felszíni vízborítás található, ennek a területnek cca. $\frac{1}{4}$ részét fedi vízínövényzet (nádas, gyékényes, magassásos), a fennmaradó részen nyílt vízfelületeket találunk (**5. ábra**). A Nyirkai-Hany üzemeltetésének tapasztalatait figyelembe vettük az elárasztás vízkormányzási rezsijének kialakításakor. A természetes vízjárásnak megfelelően nyár végére, kora őszre a párolgás miatt lényegesen csökken a vízborítás, ami a vegetáció meghatározó faja, a nád ivaros szaporodását lehetővé teszi és a madárvonulási időszak első felében partimadarak számára is megfelelő táplálkozóhelyek alakulnak ki. Az Osl-Hany vizes élőhely-rekonstrukciót fontos vízmadár-vonuló helyként a heti rendszerességű felmérések, valamint a havi rendszerességű vadlúd-szinkronszámlálások során is vizsgáltuk jelen kutatási projekt során.



5. ábra: Osl-Hany 2020 májusában

Fig. 5: Osl-Hany in May 2020

Fotó: Tatai Sándor

Fehér-tó

A lecsapolások során a hansági tavak nagy része megszűnt, csak a Fehér-tó és a Barbacsi-tó maradt fenn (GÖCSEI 1988). A Fehér-tó nyílt vízfelülete sekély (0-90 cm), a feltöltődés következtében napjainkban már csak 10 ha kiterjedésű, amit cca. 120 ha kiterjedésű nádöv vesz körül (**6. ábra**). 1976 óta fokozottan védett természeti terület, ennek ellenére 1991-ig intenzív halgazdálkodás folyt a tavon. Napjainkban már csak nádaratást végeznek a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság által meghatározott természetvédelmi előírások betartása mellett. A hansági vizes élőhely-rekonstrukciók kialakítását követően a vízmadár-

vonulásban betöltött szerepe csökkent, de továbbra is jelentős. Nagy kiterjedésű nádasában számos védett madárfaj fészkel, legjelentősebb természeti értékét az évente változó méretű nagy kócsag és vörös gém telepek adják. Jelen kutatási projekt során a havi rendszerességű vadlúd-szinkronszámlálások során vizsgáltuk.



6. ábra: Fehér-tó
Fig. 6: Fehér-tó



7. ábra: Barbacsi-tó
Fig. 7: Barbacsi-tó

Fotó: Tatai Sándor

Fotó: Tatai Sándor

Barbacsi-tó

A Hanság dél-keleti peremén lévő Tóközben fennmaradt másik természetes állóvíz a Barbacsi-tó. Nyílt víz felülete szintén sekély (0-90 cm), a feltöltődés következtében napjainkban már csak 12 ha kiterjedésű, amit cca. 90 ha kiterjedésű nádöv vesz körül (**7. ábra**). A Fehér-tóhoz hasonlóan 1976 óta fokozottan védett természeti terület, ennek ellenére 1991-ig intenzív halgazdálkodás folyt a tavon. Az elmúlt néhány évben a piaci kereslet hiánya miatt már nádaratás sem történt. A hansági vizes élőhely-rekonstrukciók kialakítását követően a vízmadár-vonulásban betöltött szerepe csökkent, de továbbra is jelentős. Nagy kiterjedésű nádasának legjelentősebb természeti értékei az évtizedek óta meglévő nagy kócsag telepek, valamint az elmúlt évek során kialakult vegyes gémtelpek (szürke gém, bakcsó, kis kárókatona). Jelen kutatási projekt során a havi rendszerességű vadlúd-szinkronszámlálások során vizsgáltuk.

Kónyi-tó

Az 1953–1984 között folytatott tőzégbányászat során kialakult tómeder, amelyben mára lápi jellegű vizes élőhelyek alakultak ki. A nádas, gyékényes, rekettyefűzes növényzettel fedett területek kiterjedése az éves vízállásoktól függően változik, így jelenleg cca. 135 ha-t tesz ki, a több kisebb-nagyobb mozaikban található nyílt vízfelület pedig összesen cca. 25 ha kiterjedésű (**8. ábra**). Nádasainak jobb vízellátottságú részein számos védett madárfaj fészkel, legjelentősebb természeti értékei a gémtelpek (nagy kócsag, kis kócsag, bakcsó, szürke gém, vörös gém, kis kárókatona). A terület vízmadár-vonulásban betöltött szerepét a heti rendszerességű vízmadár-felmérések, valamint a havi

rendszerességű vadlúd-szinkronszámlálások során is vizsgáltuk jelen kutatási projekt során.



8. ábra: Kónyi-tó

Fig. 8: Kónyi-tó

Fotó: Tatai Sándor

Király-tó

A Hanság lecsapolását megelőzően egykor volt Király-tó helyén 1954-ben kezdődött meg az iparszerű tőzegkitermelés, ami napjainkban is folyik. A már több évtizede kibányászott részekben a Kónyi-tóhoz hasonlóan lápi jellegű vizes élőhelyek alakultak ki. A 96 ha sekélyen kibányászott területen csak kis foltokban, összesen is csak néhány hektár kiterjedésű nyílt vízfelület maradt fenn (**9. ábra**). A kialakult meder többi részén nádas, gyékényes, rekettyefüzes növényzet található, illetve 17 ha-on telepített füzesek vannak. A terület vízimadár-vonulásban betöltött szerepe a mostani állapotában csekély, jelen kutatási projekt során a Rábca vízrendszeren végzett havi rendszerességű felmérések során vizsgáltuk.



9. ábra: Király-tó (2006. október)

Fig. 9: Király-tó (October 2006)

Fotó: Pellingner Attila



10. ábra: Fövényes-tó (2005. május)

Fig. 10: Fövényes-tó (May 2005)

Fotó: Pellingner Attila

Fövényes-tó

A Hanság legfiatalabb tőzégbányájában 1987 óta napjainkban is folyik a kitermelés. A 26 ha kiterjedésű sekély bányagödörben tartósan fennmaradó nyílt

vízfelület nincs, a kibányászott részeket 1-2 év alatt benövi a keskenylevelű gyékény, ami a régebben bányászott területrészeken már náddal és rekettyefűzel mozaikol (**10. ábra**). Legfontosabb madártani jelentőségét napjainkban a nádasiban kialakult vegyes gémtelepek adják, a madárvonulásban betöltött szerepe nem különíthető el a közvetlen szomszédságában létesült Osl-Hany vizesélőhely-rekonstrukciótól, ennek megfelelően jelen kutatási projekt során is azzal együtt vizsgáltuk.

Rábca-folyó a Német-hanyi hídtól a torkolatig

A vizsgálati terület az erősen szabályozott és kiegyenesített medrű Rábca-folyó középső és alsó szakaszát foglalja magába (**11. ábra**), hossza 42 km. A folyómeder szélessége a felső részen 12 m, a Mosoni-Dunába való betorkollás előtt már 22 m. A meder szélein 1-3 m széles sásos, harmatkásás, néhol nádas szegély található (**12. ábra**). Vízmadár-vonulásban betöltött szerepét jelen kutatási projekt során a Rábca vízrendszeren végzett havi rendszerességű felmérések során, a vízrendszer részeként vizsgáltuk.



11. ábra: Rábca a Nyirkai duzzasztónál
Fig. 11: River Rábca at the dam of Nyirka

Fotó: Tatai Sándor



12. ábra: Rábca a Szücs-házi hídnál
Fig. 12: River Rábca at the bridge of Szücs-ház

Fotó: Tatai Sándor

Hansági-főcsatorna teljes hosszában

Mesterségesen kialakított egyenes vonalvezetésű csatorna. A meder szélessége 24-25 m, amit a felső 2 km hosszúságú duzzasztott szakaszon szinte teljes szélességében, a duzzasztás alatt csak 4-5 m szélességben, az alsó szakaszokon pedig újra szinte teljes szélességben elfoglal a víz (**13. ábra**). A meder szélein változó szélességben sásos, harmatkásás, néhol nádas szegély található. Vízmadár-vonulásban betöltött szerepét jelen kutatási projekt során a Rábca vízrendszeren végzett havi rendszerességű felmérések során, a vízrendszer részeként vizsgáltuk.

Szegedi-csatorna az Osl-hanyi bújtatótól a Csíkos-égeri Rábca torkolatig

Az év nagy részében vízínövényzettel (sások, harmatkása) erősen benőtt, közepes méretű mesterséges csatorna (**14. ábra**). A meder szélessége 4-8 m, a vizsgált szakasz hossza 4,7 km. Vízmadár-vonulásban betöltött szerepét jelen

kutatási projekt során a Rábca vízrendszeren végzett havi rendszerességű felmérések során, a vízrendszer részeként vizsgáltuk.



13. ábra: Hansági-főcsatorna
Fig. 13: Hansági-főcsatorna

Fotó: Tatai Sándor

Keszeg-ér a Barbacsi-tói duzzasztótól a torkolatig

Mesterségesen kialakított csatorna, a meder szélessége 10-15 m, a vizsgált szakasz hossza 12,5 km. A meder rézsűje meredekebb esésű, mint a másik három vizsgált csatorna esetében, ezért a meder szélein illetve a mederben kevesebb vízínövényzet található. Csak foltokban, az erősebben feltöltődött szakaszokon találhatóunk sásféléknek, harmatkását (**15. ábra**). Vízimadár-vonulásban betöltött szerepét jelen kutatási projekt során a Rábca vízrendszeren végzett havi rendszerességű felmérések során, a vízrendszer részeként vizsgáltuk.



14. ábra: Szegedi-csatorna
Fig. 14: Szegedi-csatorna

Fotó: Tatai Sándor

15. ábra: Keszeg-ér
Fig. 15: Keszeg-ér

Fotó: Tatai Sándor

Vizsgálati módszerek

A Nyirkai-Hany vizes élőhely-rekonstrukció, az Oslai-Hany vizes élőhely-rekonstrukció és a Fövényes-tó, valamint a Kónyi-tóterületén heti gyakoriságú vízimadár számolásokat végeztünk. A felmérések során – a talajviszonyok függvényében – az élőhelyeket körbejártuk és az arra alkalmas pontokról

(növényzetmentes partszakaszok, kilátótornyok, egyéb terepmagaslatok) végeztük a felméréseket.

A Nyirkai-Hany vizesélőhely-rekonstrukció, az Osl-Hany vizesélőhely-rekonstrukció, a Kónyi-tó, a Barbacsi-tó és a Fehér-tó területén a VIII-III. hónapok között havi gyakoriságú vadlúd-szinkronszámlálást végeztünk. A számlálás során hajnalban a vizes élőhelyekről kihúzó és az esetlegesen a vizeken maradó lúdfajok egyedeit meghatároztuk és megszámláltuk.

A Király-tón, a Rábca-folyón a Német-hanyi hídtól a torkolatig, a Hansági-főcsatorna teljes hosszában, a Szegeci-csatornán az Osl-hanyi bújtatótól a Csíkos-égeri Rábca torkolatig, a Keszeg-éren a Barbacsi-tavi zsiliptől a torkolatig a IX-III. hónapok között havi gyakoriságú vízimadár-számlálást végeztünk. A felmérések során a vizesélőhelyeket bejártuk, az arra alkalmas pontokról (növényzetmentes partszakaszok, kilátó tornyok, hidak, egyéb terepmagaslatok) végeztük a felméréseket. Az adatok feldolgozása során a fent felsorolt vizesélőhelyeken rögzített megfigyeléseket egy egységként, Rábca vízrendszer néven kezeltük.

A felmérések során rögzítettük minden vízimadár-faj és ragadozómadár-faj, valamint a vizes élőhelyekhez kötődő egyes énekesmadár-fajok (pl. nádasokban éjszakázó seregélyek, füstli fecskék stb.) adatait is. A madarak számolásához kézi távcsövet, a nagyobb vízfelületeknél pedig legalább 20-50x nagyítású spektívét használtunk. A vizuális megfigyelés mellett a hang alapján azonosított előfordulásokat is rögzítettük. A felmérés alapadatait és a gyűjtött adatokat az erre a célra rendszeresített adatlapon rögzítettük.

Az adatok feldolgozása során csak a vízimadár-fajok és a ragadozómadár-fajok előfordulásait vettük figyelembe.

Eredmények

A teljes vizsgálati időszak alatt 120 madárfaj előfordulási adata került rögzítésre. Az adatok feldolgozásába bevont madárfajok száma 92 (vízimadár- és ragadozómadár-fajok), amely fajokból összesen 611 899 példányt figyeltünk meg. Az egyes vizsgálati időszakokban megfigyelt egyedszámokat az **1. táblázat** szemlélteti.

1. táblázat: A vizsgálati időszakban megfigyelt összesített egyedszámok

Table 1: Summed-up number of individuals within the survey period

Vizsgálati időszak	Megfigyelt egyedszám
2017.04.01 – 2018.03.31.	207 408
2018.04.01 – 2019.03.31.	210 380
2019.04.01 – 2020.03.31.	194 111
teljes vizsgálati időszak (2017.04.01 – 2020.03.30)	611 899

A **2. táblázatban** ismertetjük az adatfeldolgozásba bevont fajok megfigyelt egyedszámait. A sorba rendezés a megfigyelési helyek összesített egyedszámai alapján történt.

2. táblázat: A teljes vizsgálati időszakban megfigyelt vízmadár- és ragadozómadár fajok egyedszámai összesítve és területenként

Table 2: Number of individuals of waterbirds and birds of prey summed up and for each area

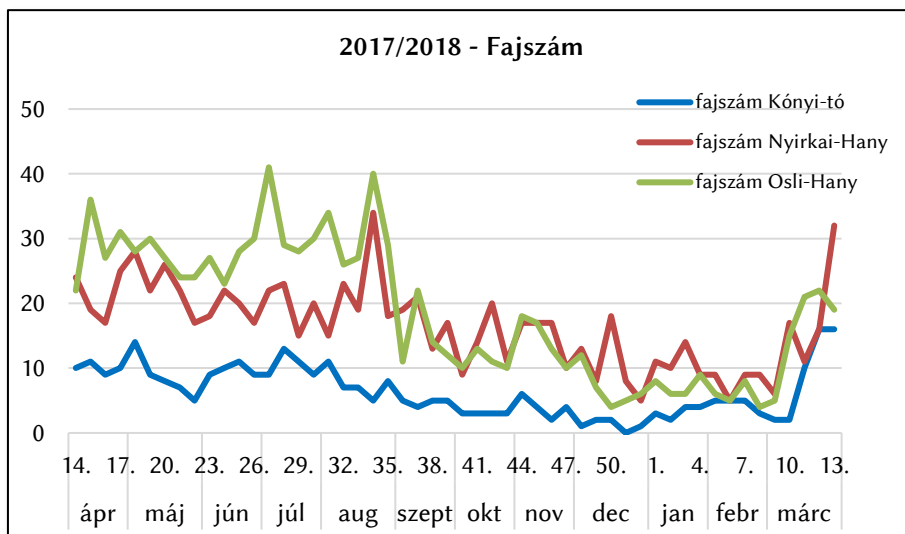
S.sz	Faj	Össz.	Osli-Hany	Nyirkai-Hany	Kónyi-tó	Rábca vízr.
1.	nyári lúd (<i>Anser anser</i>)	208 970	36 450	170 137	2 330	53
2.	tőkés réce (<i>Anas platyrhynchos</i>)	104 435	40 072	57 906	4 173	2 284
3.	nagy lilik (<i>Anser albifrons</i>)	42 952	2 490	37 742	2 700	20
4.	szárcsa (<i>Fulica atra</i>)	25 480	24 156	704	607	13
5.	dankasirály (<i>Larus ridibundus</i>)	25 087	16 083	8 898	106	0
6.	bütykös hattyú (<i>Cygnus olor</i>)	20 395	12 794	4 644	578	2 379
7.	nagy kócsag (<i>Ardea alba</i>)	13 619	8 621	4 062	589	347
8.	csörgő réce (<i>Anas crecca</i>)	12 542	7 302	4 319	723	198
9.	nagy kárókatona (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	12 249	6 973	4 750	206	320
10.	kendermagos réce (<i>Mareca strepera</i>)	12 190	7 154	4 893	131	12
11.	szürke gém (<i>Ardea cinerea</i>)	7 083	3 746	2 613	398	326
12.	kis kárókatona (<i>Microcarbo pygmeus</i>)	6 142	5 024	997	60	61
13.	bíbic (<i>Vanellus vanellus</i>)	4 023	606	3 180	237	0
14.	kanalalgém (<i>Platalea leucorodia</i>)	2 817	1 502	1 315	0	0
15.	kis vöcsök (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)	2 730	1 901	137	162	530
16.	füstös cankó (<i>Tringa erythropus</i>)	2 707	932	1 768	7	0
17.	réti cankó (<i>Tringa glareola</i>)	2 454	1 720	678	56	0
18.	üstökösreçe (<i>Netta rufina</i>)	2 206	2 041	164	1	0
19.	pajzsoscankó (<i>Philomachus pugnax</i>)	2 082	1 213	867	2	0
20.	bőjti réce (<i>Spatula querquedula</i>)	1 753	1 354	248	151	0
21.	fütyölő réce (<i>Mareca penelope</i>)	1 719	1 390	266	52	11
22.	búbos vöcsök (<i>Podiceps cristatus</i>)	1 688	1 428	191	63	6
23.	kis kócsag (<i>Egretta garzetta</i>)	1 674	1 446	223	0	5
24.	gólyatöcs (<i>Himantopus himantopus</i>)	1 616	1 396	204	16	0
25.	barátréce (<i>Aythya ferina</i>)	1 528	1 390	59	57	22
26.	kanalas réce (<i>Spatula clypeata</i>)	1 421	1 075	279	67	0
27.	bakcsó (<i>Nycticorax nycticorax</i>)	1 195	625	246	324	0
28.	cigányréce (<i>Aythya nyroca</i>)	975	716	94	124	41
29.	rétisas (<i>Haliaeetus albicilla</i>)	825	382	425	9	9
30.	sárszalonka (<i>Gallinago gallinago</i>)	733	310	377	46	0
31.	barna rétihéja (<i>Circus aeruginosus</i>)	728	197	274	256	1
32.	vízityúk (<i>Gallinula chloropus</i>)	577	402	56	23	96
33.	szürke cankó (<i>Tringa nebularia</i>)	382	260	119	3	0
34.	vörös gém (<i>Ardea purpurea</i>)	366	194	135	37	0
35.	küszvágó csér (<i>Sterna hirundo</i>)	355	116	233	6	0

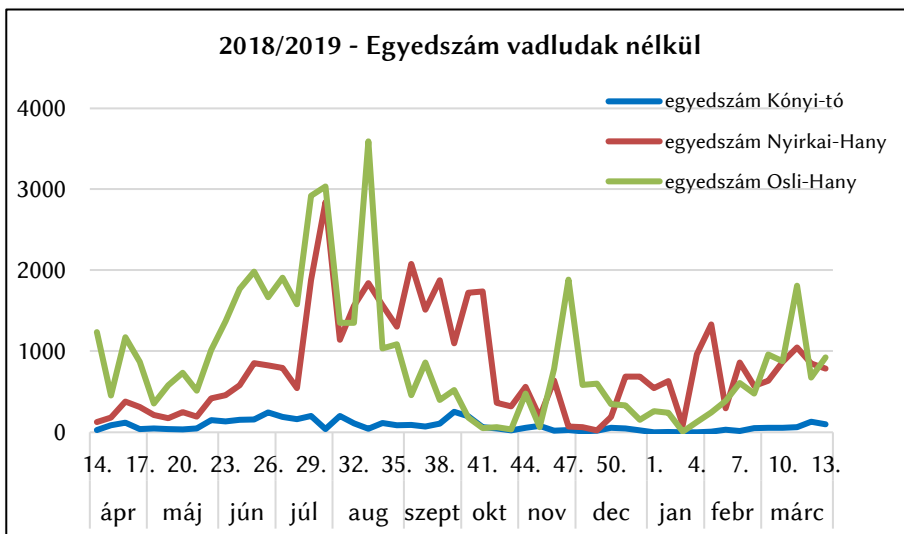
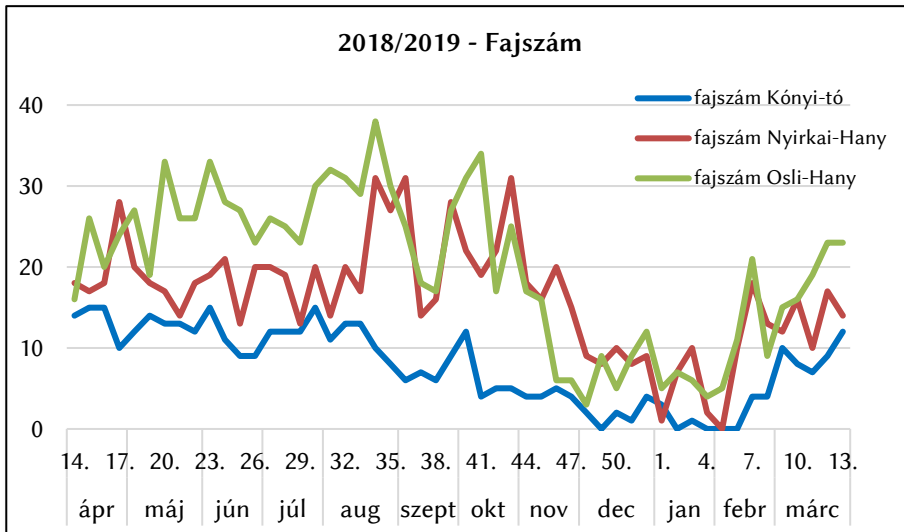
S.sz.	Faj	Össz.	Osli-Hany	Nyirkai-Hany	Kónyi-tó	Rábca vízr.
36.	havasi partfutó (<i>Calidris alpina</i>)	315	124	190	1	0
37.	sárgalábú sirály (<i>Larus michahellis</i>)	295	6	288	1	0
38.	nagy goda (<i>Limosa limosa</i>)	266	5	261	0	0
39.	daru (<i>Grus grus</i>)	239	121	50	0	68
40.	guvat (<i>Rallus aquaticus</i>)	217	67	124	26	0
41.	pirosalábú cankó (<i>Tringa totanus</i>)	217	59	145	13	0
42.	fekete gólya (<i>Ciconia nigra</i>)	203	179	22	2	0
43.	kormos szerkő (<i>Chlidonias niger</i>)	199	137	62	0	0
44.	billegetőcankó (<i>Actitis hypoleucos</i>)	187	148	23	16	0
45.	fattyúszerkő (<i>Chlidonias hybrida</i>)	177	122	55	0	0
46.	nyílfarkú réce (<i>Anas acuta</i>)	174	59	92	23	0
47.	kis lile (<i>Charadrius dubius</i>)	153	113	40	0	0
48.	erdei cankó (<i>Tringa ochrurus</i>)	137	105	29	3	0
49.	sztyeppi sirály (<i>Larus cachinnans</i>)	109	9	100	0	0
50.	parlagi sas (<i>Aquila heliaca</i>)	107	92	13	0	2
51.	üstököségm (<i>Ardeola ralloides</i>)	87	85	2	0	0
52.	törpegém (<i>Ixobrychus minutus</i>)	82	36	39	7	0
53.	kontyos réce (<i>Aythya fuligula</i>)	72	61	10	1	0
54.	viharsirály (<i>Larus canus</i>)	70	1	67	2	0
55.	kékes rétihéja (<i>Circus cyaneus</i>)	63	12	42	9	0
56.	gulipán (<i>Recurvirostra avosetta</i>)	58	0	58	0	0
57.	kabasólyom (<i>Falco subbuteo</i>)	54	26	25	3	0
58.	tavi cankó (<i>Tringa stagnatilis</i>)	43	43	0	0	0
59.	nagy póling (<i>Numenius arquata</i>)	29	3	26	0	0
60.	fekete sas (<i>Clanga clanga</i>)	24	18	6	0	0
61.	vándorsólyom (<i>Falco peregrinus</i>)	20	11	9	0	0
62.	tundralúd (<i>Anser serrirostris</i>)	19	5	14	0	0
63.	parti lile (<i>Charadrius hiaticula</i>)	13	13	0	0	0
64.	bőlőmbika (<i>Botaurus stellaris</i>)	12	7	2	1	2
65.	kerceréce (<i>Bucephala clangula</i>)	11	1	4	6	0
66.	feketenyakú vöcsök (<i>Podiceps nigricollis</i>)	11	11	0	0	0
67.	kis vízcicsibe (<i>Porzana parva</i>)	11	2	2	3	4
68.	ezüstlile (<i>Pluvialis squatarola</i>)	9	9	0	0	0
69.	apró partfutó (<i>Calidris minuta</i>)	8	3	5	0	0
70.	halászsas (<i>Pandion haliaetus</i>)	8	2	6	0	0
71.	bütykös ásólúd (<i>Tadorna tadorna</i>)	8	0	8	0	0
72.	apácalúd (<i>Branta leucopsis</i>)	5	0	5	0	0
73.	sarlós partfutó (<i>Calidris ferruginea</i>)	5	1	4	0	0
74.	kis sirály (<i>Hydrocoloeus minutus</i>)	4	4	0	0	0
75.	pásztorgém (<i>Bubulcus ibis</i>)	3	3	0	0	0
76.	Temminck-partfutó (<i>Calidris temminckii</i>)	3	0	3	0	0
77.	énekes hattyú (<i>Cygnus cygnus</i>)	3	0	3	0	0
78.	kis sólyom (<i>Falco columbarius</i>)	3	0	3	0	0
79.	kis bukó (<i>Mergus albellus</i>)	3	0	3	0	0
80.	pettyes vízcicsibe (<i>Porzana porzana</i>)	3	0	0	0	3
81.	kis lilik (<i>Anser erythropus</i>)	2	0	2	0	0
82.	fehér gólya (<i>Ciconia ciconia</i>)	2	1	0	1	0
83.	nagy bukó (<i>Mergus merganser</i>)	2	0	0	0	2

S.sz.	Faj	Össz.	Osli-Hany	Nyirkai-Hany	Kónyi-tó	Rábca vízr.
84.	lócsér (<i>Hydroprogne caspia</i>)	2	1	1	0	0
85.	vörös ásólúd (<i>Tadorna ferruginea</i>)	2	0	2	0	0
86.	vörösnyakú lúd (<i>Branta ruficollis</i>)	1	0	1	0	0
87.	fehérszárnyú szerkő (<i>Chlidonias leucopterus</i>)	1	1	0	0	0
88.	kerecsensólyom (<i>Falco cherrug</i>)	1	1	0	0	0
89.	hering sirály (<i>Larus fuscus</i>)	1	0	1	0	0
90.	kis póling (<i>Numenius phaeopus</i>)	1	0	1	0	0
91.	aranylile (<i>Pluvialis apricaria</i>)	1	1	0	0	0
92.	hamvas rétihéja (<i>Circus pygargus</i>)	1	0	0	1	0

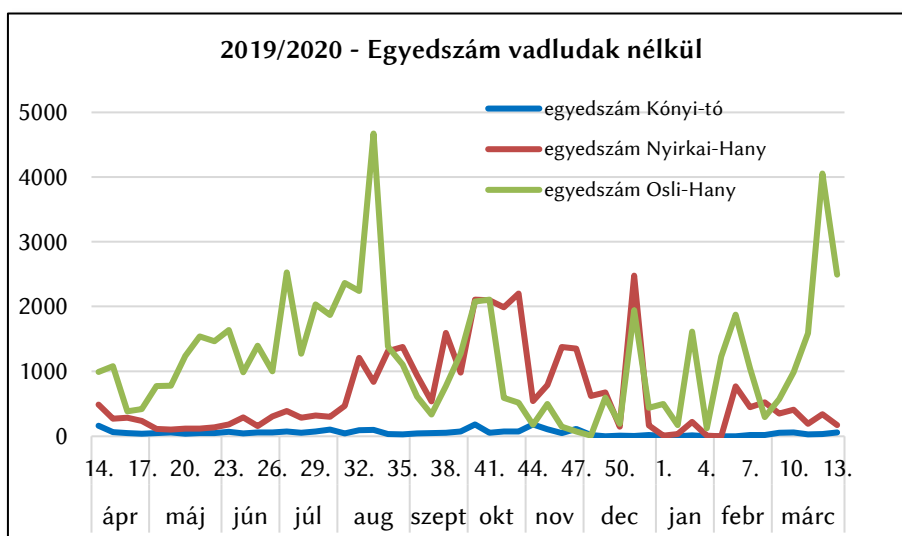
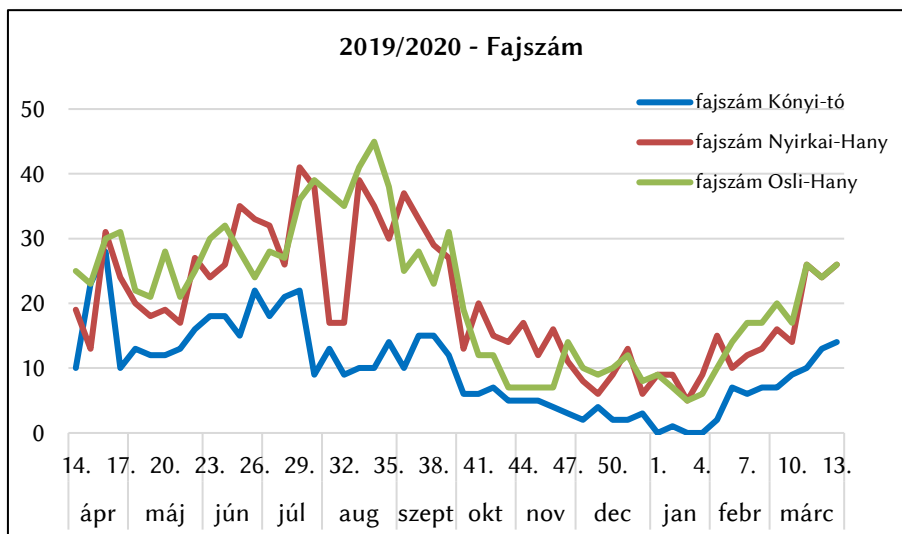
Az adatok elemzése során évenként, heti bontásban összehasonlítottuk a három állóvíz (Osli-Hany, Nyirkai-Hany, Kónyi-tó) faj- és egyedszámait. Az összehasonlítás során az egyedszámokba nem számoltuk bele a vadlúd-fajok egyedeit, mivel a Hanság és a Fertő-táj, de nagy valószínűséggel még ennél is jóval nagyobb földrajzi egység (az egész Észak-Dunántúl), valamint a cseh- és morva halastavak jelentős és növekvő költőállománya egy nagyobb metapopulációt alkot (DICK *et al.* 1984), amely a nyár végi kóborlásán és a vadlúdvonulás során előre kiszámíthatatlanul, de évről-évre változóan oszlik el az egyes élőhelyek között, így az akár több ezres példányszámmal megjelenő nyári lúd csapatok, majd a tízezres nagyságrendet elérő mennyiségben érkező nagy lilikek csapatai erősen torzítanak a Hanság vizes élőhelyein átvonuló-, telelő- és átnyaraló vízimadár állományok vizsgálni kívánt tér- és időbeli mintázatát.

A három állóvíz (Osli-Hany, Nyirkai-Hany, Kónyi-tó) faj- és összesített egyedszámait heti bontásban, telelési időszakonként a **16-18.** összehasonlító **ábrákon** mutatjuk be. A mintavételezések nagy részében az Osli-Hanyban voltak ezek az értékek a legmagasabbak, valamint a maximális értékeket is ez e terület adta mindkét változó tekintetében. Az egy mintavételezés során rögzített maximális fajszám 45, a maximális egyedszám 4670 példány volt az Osli-Hanyban. Általában a fajszám és egyedszám tekintetében egyaránt megközelíti az Osli-Hanyt a Nyirkai-Hany, esetenként meg is haladja azt. A felmért egyedszámok alapján kijelenthető, hogy mindkét terület fontos szerepet tölt be az Észak-Dunántúl vízimadár-vonuló helyei között. A harmadik vizsgálati terület a Kónyi-tó a fajszám tekintetében is mindhárom rész vizsgálati időszakban elmaradt a másik két területtől, egyedszám tekintetében viszont egyes időszakokban nagyságrendekkel van itt kevesebb vízimadár. Ennek legfőbb oka valószínűsíthetően a kisebb kiterjedése, és a nyílt vízfelületek kisebb aránya a zárt nádashoz képest. A terület egy részének horgászvízként való hasznosítása miatti zavarás is erősen befolyásolhatja a faj- és egyedszámok alakulását.





17. ábra: A 2018/2019 évi időszak fenológiája a vizsgált állóvizeken
 Fig. 17: Phenology of the period 2018/2019 in the surveyed standing waters

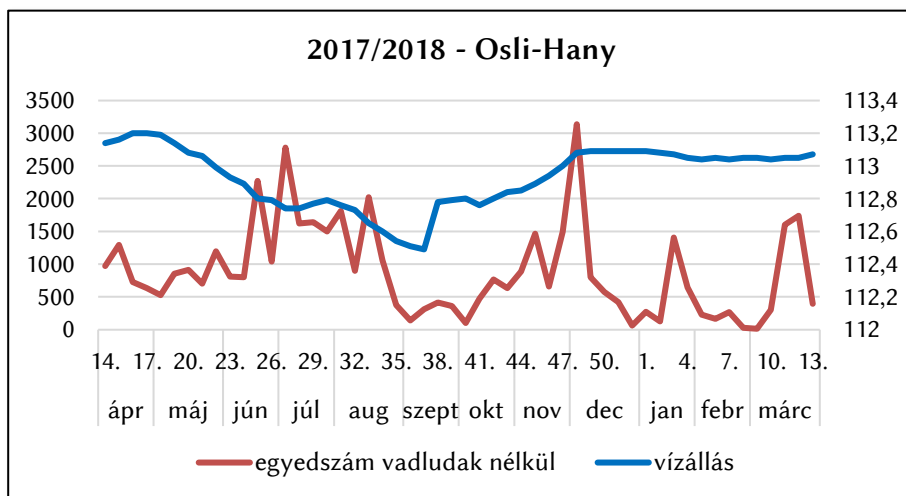
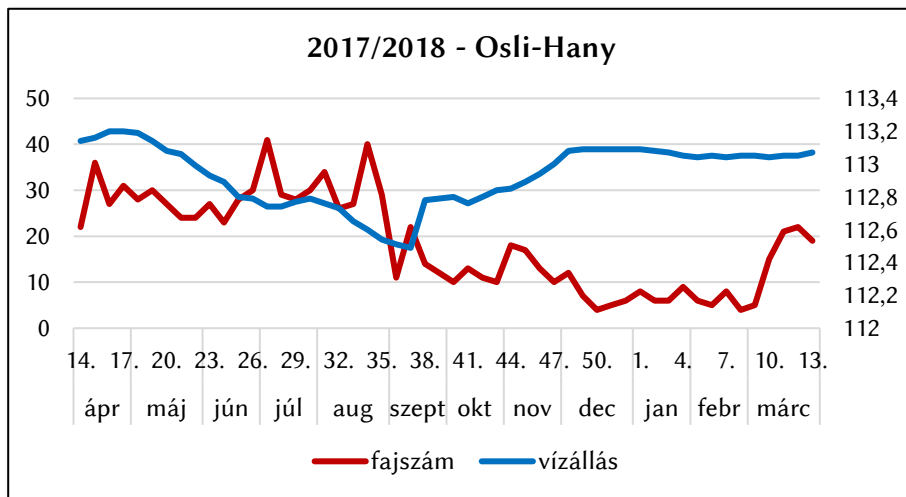


18. ábra: A 2019/2020 évi időszak fenológiája a vizsgált állóvizeken
Fig. 18: Phenology of the period 2019/2020 in the surveyed standing waters

Az Osli-Hany és a Nyirkai-Hany esetében rendelkezésre állnak heti rendszerességű vízállásadatok is, amelyeket összevetettünk a faj- és egyedszámokkal. Az egyedszámok változásait vizsgálva nem látható minden esetben egyértelmű összefüggés a vízszintek változásával. A fajszaám és a vízszint változása között azonban mindkét terület esetében, az év nagy részében fordított arányosság figyelhető meg, tehát a relatív alacsony vízszintek mindkét területen változatosabb madárélőhelyek kialakulását eredményezték.

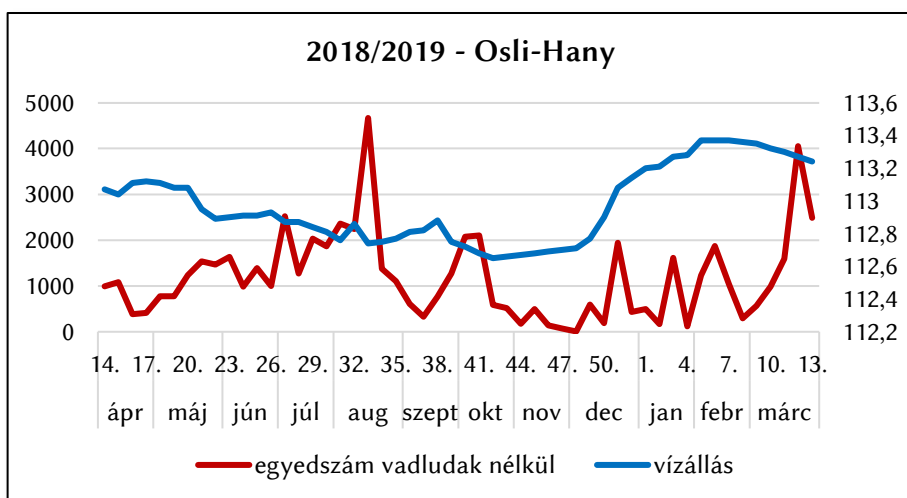
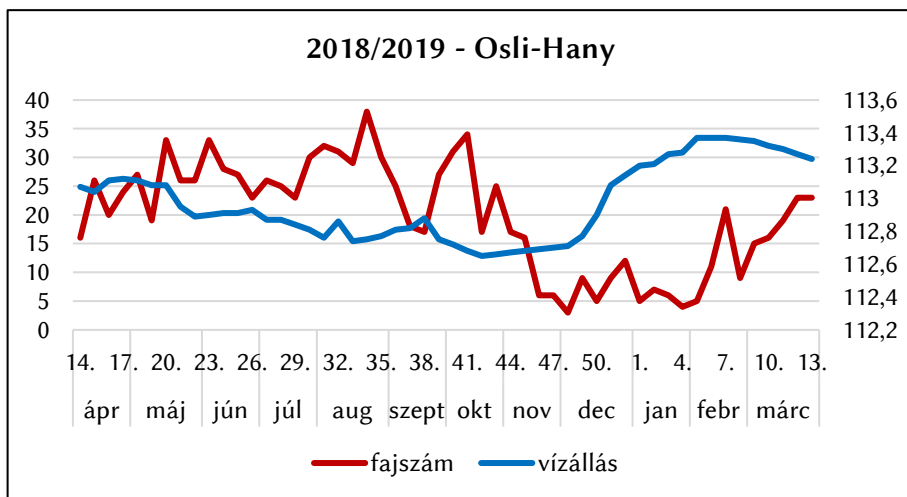
A vízszintadatok és a vonuló vízmadár állományok változásainak összefüggései fontos információkat szolgáltathatnak számunkra a hansági vizes élőhelyek ökológiai szempontú kezelési irányelveinek kialakításához. A tárgyi kutatási projekt keretében készült „Madártani kutatások a Hanságban” című záró kutatási jelentésben meg is fogalmaztuk az első tapasztalatok alapján összeállított ajánlásainkat ebben a témában.

Az Oslí-hanyi madár állományok és a vízszintek változásának összehasonlítása az **19-21. ábrákon**, a Nyirkai-hanyi adatok a **22-24. ábrákon** kerülnek szemléltetésre.



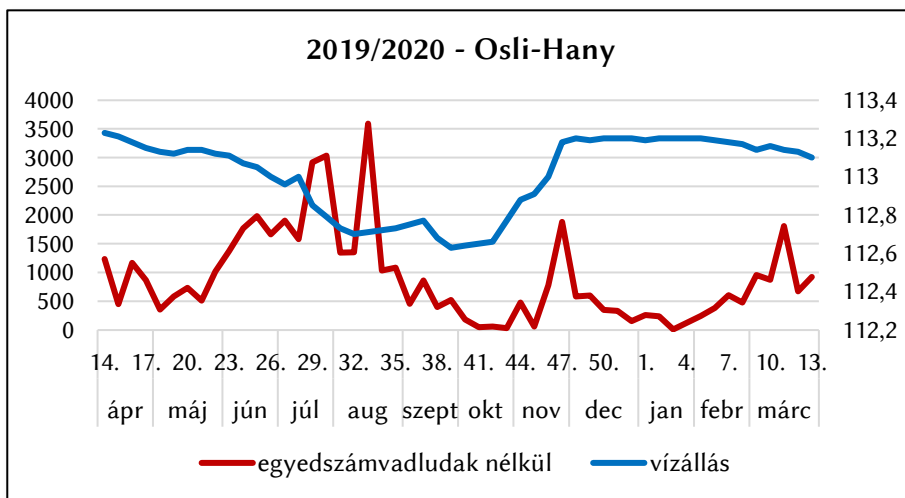
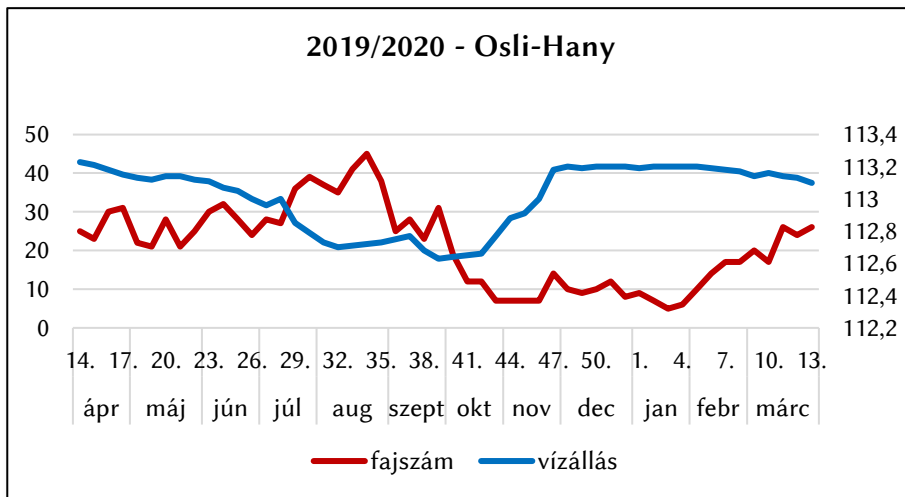
19. ábra: A 2017–2018. évi vízállások összevetése a faj- és egyedszámokkal az Oslí-Hanyban

Fig. 19: Comparison of water levels 2017–2018 with the number of species and individuals in Oslí-Hany

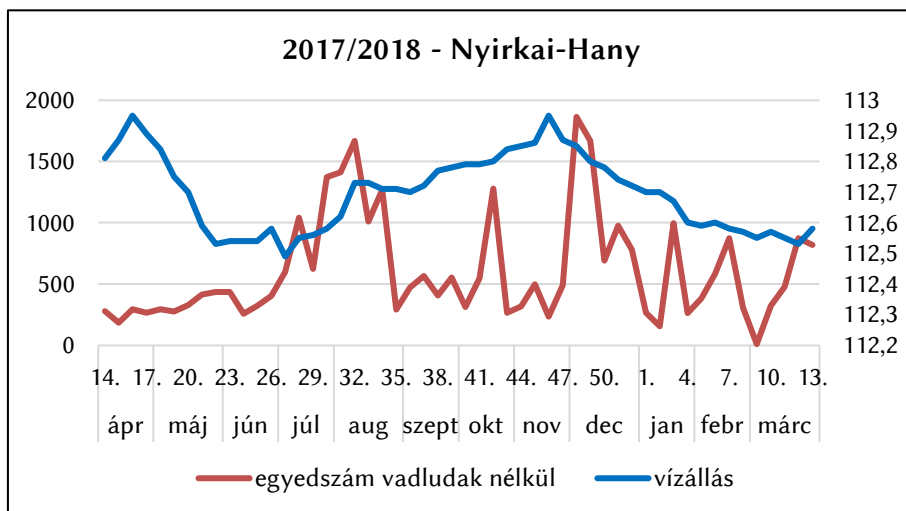
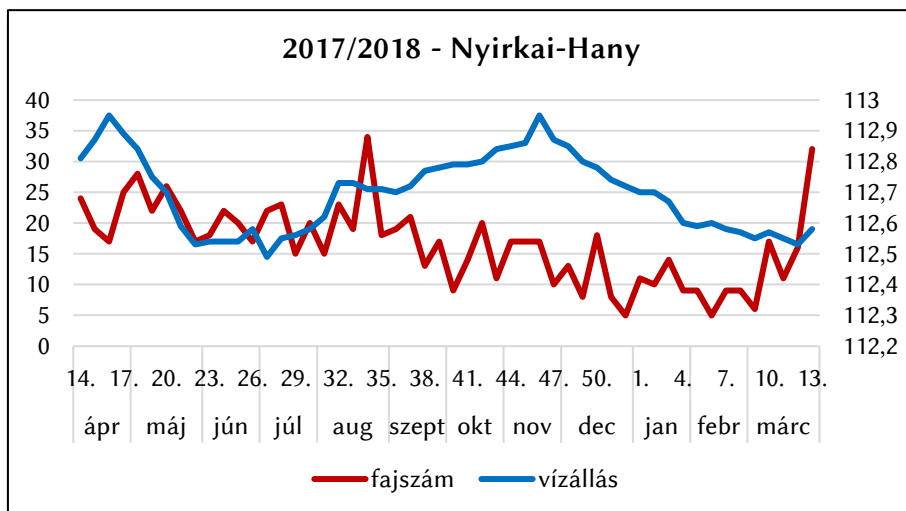


20. ábra: A 2018–2019. évi vízállások összevetése a faj- és egyedszámokkal az Oslí-Hanyban

Fig. 20: Comparison of water levels 2018-2019 with the number of species and individuals in Oslí-Hany

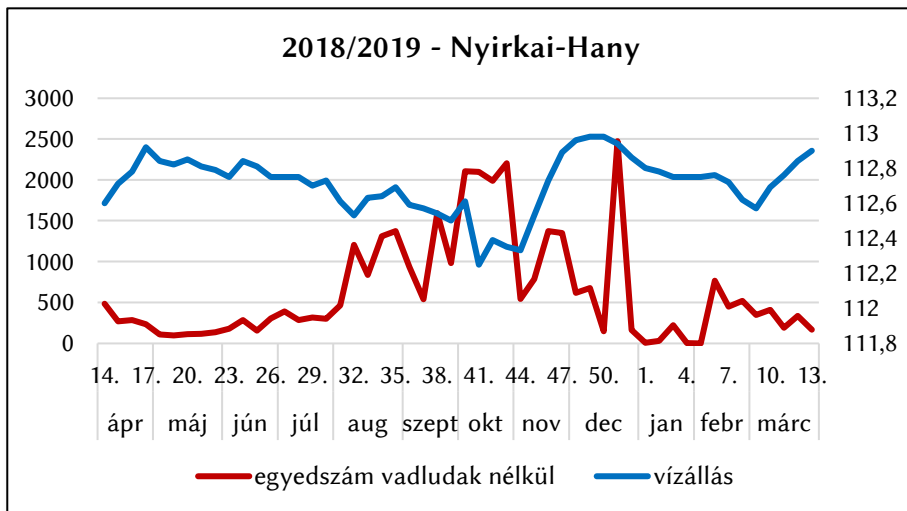
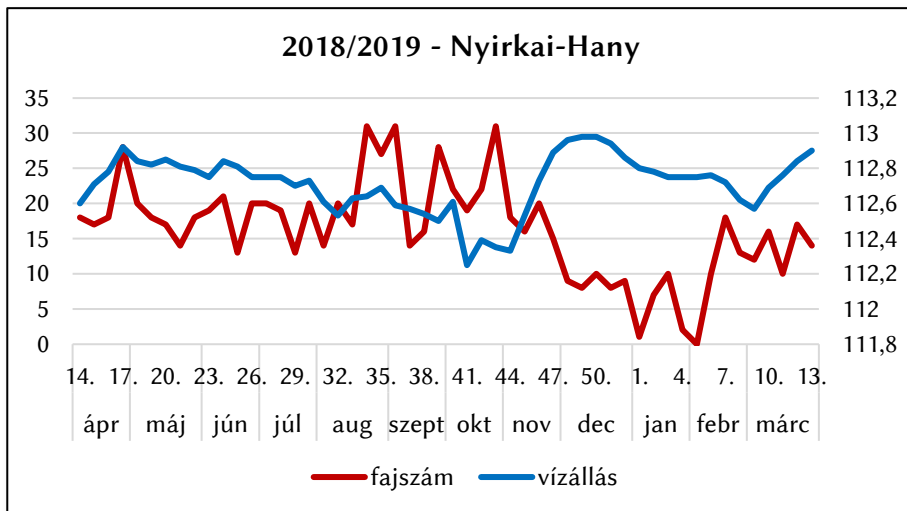


21. ábra: A 2019–2020. évi vízálások összevetése a faj- és egyedszámokkal az Oslly-Hanyban
 Fig. 21: Comparison of water levels 2019–2020 with the number of species and individuals in Oslly-Hany



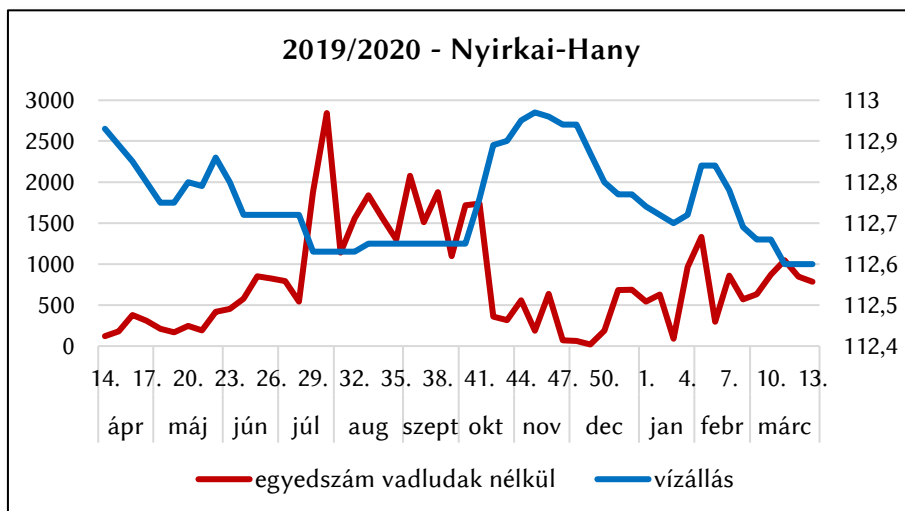
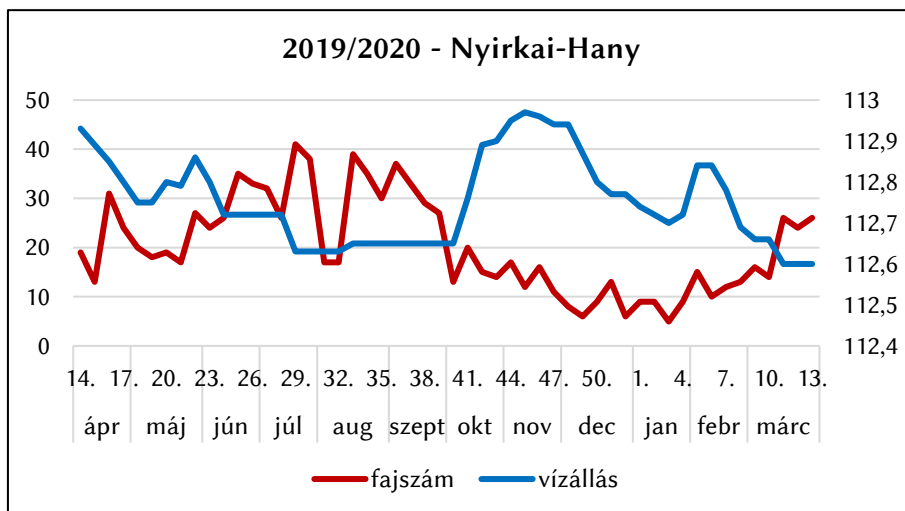
22. ábra: A 2017–2018. évi vízállások összevetése a faj- és egyedszámokkal a Nyirkai-Hanyban

Fig. 22: Comparison of water levels 2017–2018 with the number of species and individuals in Nyirkai-Hany



23. ábra: A 2018–2019. évi vízállások összevetése a faj- és egyedszámokkal a Nyirkai-Hanyban

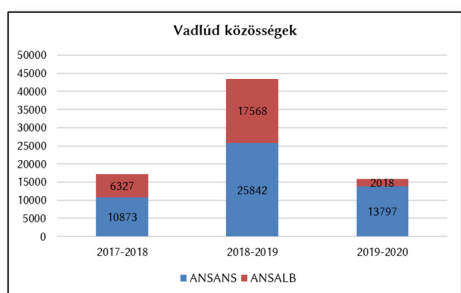
Fig. 23: Comparison of water levels 2018–2019 with the number of species and individuals in Nyirkai-Hany



24. ábra: A 2019–2020. évi vízállások összevetése a faj- és egyedszámokkal a Nyirkai-Hanyban
Fig. 24: Comparison of water levels 2019–2020 with the number of species and individuals in Nyirkai-Hany

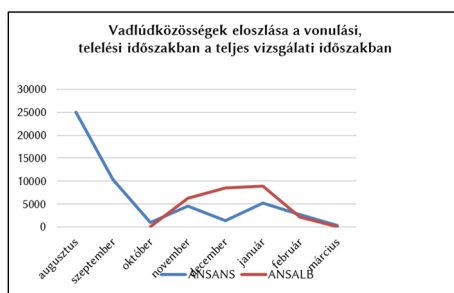
A VIII-III. hónapok között, havi gyakorisággal végzett vadlúd szinkron számlálások alapján a vonuló, telelő vadlúdközösség faji összetételének változását az egyes vizsgálati időszakok között a **25. ábrán** szemléltetjük. Az ábrán csak a Dunántúlon tömegesen megjelenő fajokat ábrázoltuk: nyári lúd (*Anser anser*) ANSANS, nagy lilik (*Anser albifrons*) ANSALB. Jelenleg ez a két faj közel 100%-át adja az átvonuló vadludaknak, azonban ez csak az ezredforduló után alakult ki, korábban a vetési lúd volt domináns faj, a nagy lilik pedig csupán a harmadik leggyakoribb, a mainál sokkal kisebb egyedszámban előforduló faj (PELLINGER & TATAI 2014).

Az éves összesített egyedszámot tekintve egyértelműen a nyári lúd a domináns faj (**25. ábra**), a vizsgálati időszakban 59,5–88,2 % közé esett a telelési időszakonkénti aránya. A Hanságban és a közeli Fertő nádasaiban több száz párban költő nyári lúd a nyár végén és kora ősszel ezres nagyságrendű csapatokban gyülekezik elsősorban az elárasztásokon. Jelölt példányok megfigyelései alapján tudjuk, hogy akár többször élőhelyet válthatnak, ezek a madarak elsősorban Mekszikópuszta, a Fertőzug tavai, a Kis-Balaton és a Naszály-Tata közti halastavak között ingáznak. A nagy lilikek első példányai rendszerint október közepén jelennek meg (**26. ábra**), állományuk ezután gyorsan növekedik, túlhaladva a nyári lúdét, ami csak a költési időszak közeledtével kerül újra némi túlsúlyba. Hosszabb időtávon vizsgálva is jellemző, hogy a nagy lilik október és február között szintén kisebb ingadozásokkal, de nagy számban (5 000–10 000 között) tartózkodik a vizsgálati területen. Az évtizedek óta végzett hazai monitoringszámlálások eredményeiből ismert, hogy tartósan hideg időjárás esetén, amikor az állóvizek befagynak, a vadludak elhagyják a Kárpát-medencét, a nyári ludak akár Észak-Afrikáig (DICK *et al.* 1991) eljutnak, a nagy lilikek pedig a fríz partvidékig vonulnak tovább. A klíma melegedése miatt azonban a vonulási útvonalak rövidülése figyelhető meg, a nyári lúdnál kimutatták ezt a közép-európai (PODHŘÁZSKÝ *et al.* 2017) és az atlanti vonulási útvonalon is (RAMO *et al.* 2015).



25. ábra: Vonuló, telelő vadlúdközösségek változásai az egyes vizsgálati időszakokban

Fig. 25: Changes in migrating and wintering wild goose communities in each survey part-period



26. ábra: Vonuló, telelő vadlúdközösségek fenológiája a teljes vizsgálati időszakban

Fig. 26: Phenology of migrating and wintering wild goose communities in the entire survey period

A telelésre érkező nagy vadlúdcsapatokban rendszeresen előfordulnak nálunk ritka fajok egyedei, vagy kisebb csapatai. Az alacsony egyedszám nem feltétlenül függ össze az egyes fajok valós állományviszonyaival, sokkal inkább a Kárpát-medencétől távol eső vonulási útvonalak és telelőhelyek határozzák azt meg. A több ezres, esetleg tízezres csapatokban megtalálni egy-egy vagy néhány, a ritkább fajok közé tartozó példányt nagyrészt szerencse kérdése és függ a megfigyelésre fordított időtől, ezért korábbi adatok alapján (PELLINGER & TATAI 2014) biztosra vehető, hogy e fajok regisztrált előfordulásai (**3. táblázat**) alulreprezentálják valós előfordulási gyakoriságukat.

3. táblázat: Ritkán előforduló vadlúdfajok megfigyelései

Table 3: Sightings of rarely occurring wild goose species

	apácalúd (<i>Branta leucopsis</i>)	tundralúd (<i>Anser serrirostris</i>)	vörösnyakú lúd (<i>Branta ruficollis</i>)
2017-2018	2		
2018-2019		19	1
2019-2020	2		

A Rábca vízrendszeren IX-III. hónapok között végzett havi rendszerességű vízmadár-számolások során a teljes vizsgálati időszak alatt 6-16 között változott a vízmadár-közösség fajszáma, összesen 24 fajt figyeltünk meg. A megfigyelt fajok egyedszámait a **2. táblázatban** találhatók. A vízrendszerre legjellemzőbb fajok egyedszámait a **4. táblázatban** kiemelve is megjelenítjük.

4. táblázat: A Rábca vízrendszeren leggyakoribb madárfajok fajok összesített egyedszámait a teljes vizsgálati időszakban

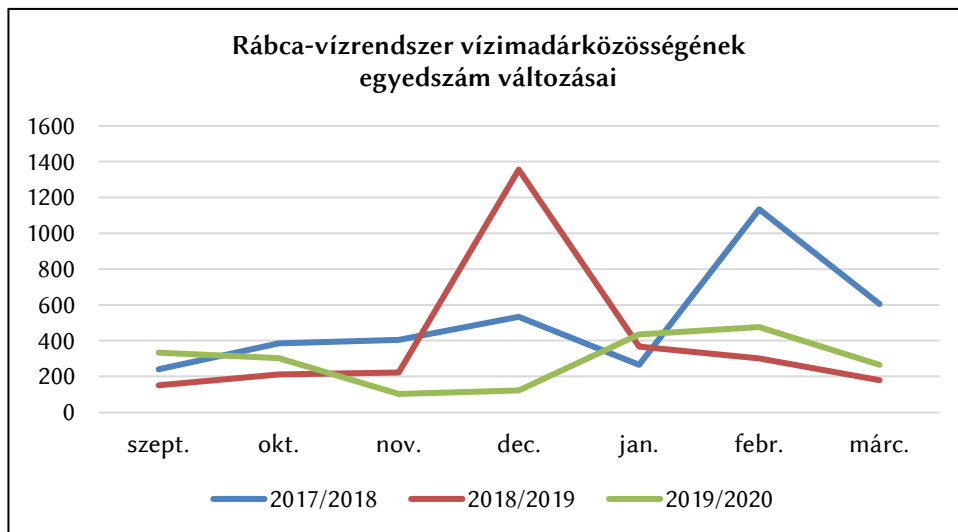
Table 4: Summed-up numbers of individuals for the most frequent bird species in the Rába water system for the entire survey period

Faj	Egyedszám
bütykös hattyú (<i>Cygnus olor</i>)	2379
tőkés réce (<i>Anas platyrhynchos</i>)	2284
kis vöcsök (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)	530
nagy kócsag (<i>Egretta alba</i>)	347
szürke gém (<i>Ardea cinerea</i>)	326
nagy kárókatona (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	320

Az ismert környezeti viszonyok (vízállás, időjárás) és a fajsám változása között nem találtunk szignifikáns összefüggést.

Az egyedszámok változását összevetve az állóvizek adataival arra a következtetésre jutottunk, hogy a vízmadár-közösség egyedszámának jelentős emelkedése akkor következik be a vízfolyásokon, amikor a hideg idő beálltával tartós jégborítás alakul ki az állóvizeken. A Rábca-vízrendszer

vízmadárközösségének hónapok közötti egyedszámváltozásait a **27. ábrán** szemléltetjük.



27. ábra: A Rábca-vízrendszer vízmadár-közösségének fenológiája
Fig. 27: Phenology of the waterbird community in the Rába water system

Összefoglalás

A Hanság vizes élőhelyein átvonuló-, telelő- és átnyaraló vízmadár állományok tér- és időbeli mintázatának vizsgálata céljából 2017. április – 2020. március között heti, illetve havi rendszerességű vízmadár-felmérések történtek.

A teljes vizsgálati időszak alatt 120 madárfaj 621 034 példányának előfordulási adata került rögzítésre.

Az adatok elemzése során évenként, heti bontásban összehasonlítottuk a három állóvíz (Osli-Hany, Nyirkai-Hany, Kónyi-tó) faj- és egyedszámait. Az összehasonlítás során az egyedszámokba nem számoltuk bele a vadlúdfajok egyedeit. A mintavételezések nagy részében az Osli-Hany produkálta a legnagyobb faj- és egyedszámokat és a maximális értékeket is ez e terület adta mindkét változó tekintetében. Az egy mintavételezés során számba vett maximális fajszám 45, a maximális egyedszám 4670 példány volt. Az Osli-Hany és a Nyirkai-Hany esetében rendelkezésre álltak heti rendszerességű vízállás adatok is. Ezeket összevetve a faj- és egyedszámokkal, utóbbinál nem találtunk egyértelmű összefüggést. A fajszám és a vízszint változása között azonban mindkét terület esetében, az év nagy részében fordított arányosság figyelhető meg, tehát a relatív alacsony vízszint mindkét területen változatosabb madárélőhelyek kialakulását eredményezi.

A VIII-III. hónapok között, havi gyakorisággal végzett vadlúdszinkronszámlálások során a teljes vizsgálati időszak alatt 5 vadlúdfaj, összesen 76 433 példányát figyeltük meg. Az adatok értékelése során elemeztük a

vadlúdközösségek faji összetételének változását az egyes vizsgálati időszakok között, valamint a nyári lúd (*Anser anser*) és a nagy lilik (*Anser albifrons*) egész vizsgálati időszakban (2017–2020) összesített állománymennyiségének évszakon belüli megoszlását. A két domináns vadlúdfaj mennyiségének vizsgálati területen tapasztalt időbeli eloszlása a vonulási, telelési időszakban az egyéb Kárpát-medencei vadlúd élőhelyekhez hasonló képet mutatott.

A Rábca vízrendszeren összesen 24 fajt figyeltünk meg a vizsgálati időszakban. A vízmadár-közösség egyedszámának jelentős emelkedése akkor következik be a vízfolyásokon, amikor a hideg idő beálltával tartós jégborítás alakul ki az állóvizeken.

Zusammenfassung

Im Zuge der Untersuchung des räumlichen und zeitlichen Musters von Wasservogelpopulationen die durch den Hanság ziehen oder dort überwintern oder übersommern wurden wöchentliche bzw. monatliche Erhebungen der Wasservogel durchgeführt. In der gesamten Untersuchungsperiode wurden insgesamt 621 034 Aufzeichnungen von 120 Vogelarten gemacht.

Bei der Datenanalyse wurden jährlich im Wochentakt Arten- und Individuenzahlen der drei Stillgewässer (Osli-Hany, Nyirkai-Hany, Kónyi-tó) verglichen. Beim Vergleich wurden die Individuen der Gänsearten nicht hinzugezählt. In der Großzahl der Probenahmen produzierte das Gebiet Osli-Hany die höchste Zahl an Arten und Individuen, mit den Maximalwerten für beide Variablen ebenfalls von hier. Die maximale Artenzahl je Probenahme war 45, die maximale Individuenzahl 4670 Exemplare. Im Fall des Osli-Hany und des Nyirkai-Hany stehen Wasserstanddaten von allen Wochen ebenfalls zur Verfügung. Beim Vergleich dieser mit den Arten- und Individuenzahlen wurde im Fall des letzteren kein eindeutiger Zusammenhang festgestellt. Allerdings ergab sich zwischen der Artenzahl und der Veränderung des Wasserstands in beiden Gebieten, für das meiste Teil des Jahres eine reziproke Proportionalität, also führte der relativ niedrige Wasserstand in beiden Gebieten zu abwechslungsreicheren Vogellebensräumen.

In der Periode August bis März wurden monatlich Synchronzählungen der Wildgänse durchgeführt, wobei in der gesamten Untersuchungsperiode insgesamt 76 433 Individuen von 4 Wildgansarten beobachtet wurden. Bei der Auswertung der Daten wurde die Veränderung der Artenzusammensetzung von Wildgansgemeinschaften zwischen den einzelnen Untersuchungsperioden erhoben und im Fall der Graugans (*Anser anser*) und der Blässgans (*Anser albifrons*) eine Verteilung der Populationsmengen innerhalb der jeweiligen Jahreszeit während der gesamten Untersuchungsperiode (2017-2020). Die zeitliche Verteilung in der Anzahl der zwei dominanten Wildgansarten im Untersuchungsgebiet entsprach ungefähr dem Muster anderer Wildganslebensräume im Karpatenbecken.

Köszönetnyilvánítás

A kutatás során zajló terepi adatgyűjtésben és az adatok feldolgozásában nyújtott segítségükért a következő személyeknek tartozunk köszönettel: Bodics Dániel, Fülöp Tibor, Jóna Zoltán, Endrődyné Király Nikolett, Kiss Viktória, Kovács Dániel, Kozma László, Pitó Andor, Spakovszky Péter, Szommer Tamás.

Felhasznált irodalom

- BÁLDI A., MOSKÁT CS. & SZÉP T. (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer IX.: Madarak*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 81 p.
- BOTANIKUS BT. (2001): A Fertő-Hanság Nemzeti Park Természetvédelmi Kezelési Terve
- CSÖRGŐ T., KARCZA ZS., HALMOS G., MAGYAR G., GYURÁ CZ J., SZÉP T., BANKOVICS A., SCHMIDT A. & SCHMIDT E. (szerk.) (2009): *Magyar madárvonulási atlasz*. Kossuth Kiadó, Budapest
- DICK G., HUDEC K. & MACHÁCEK P. (1984): Sommerlicher Zwischenzug der Graugänse (*Anser anser*) des Neusiedlersee-Gebietes nach Südmähren. *Vogelwarte* 32: 251–259.
- DICK G., REHFISCH M., SKINNER J. & SMART M. (1991): Wintering greylag geese *Anser anser* in North Africa. *Ardea* 79: 283-286.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.) (2010): *Magyarország kistájainak katasztere*. Második, átdolgozott kiadás. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest
- FERENCZI M., PELLINGER A. & CSÖRGŐ T. (2008): Vízimadár állományok változásai a Nyírkai-Hany elárasztásain. In: LAKATOS F. & VARGA D. (szerk.): *Erdészeti, Környezettudományi, Természetvédelmi és Vadgazdálkodási Tudományos Konferencia Konferencia Kiadvány*. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 52-53.
- GÖCSEI I. (1988): A Rábaköz természetföldrajza. In: RECHNITZER J. (szerk.): A Rábaköz térszerkezete. Csorna-Kapuvár, 7-26.
- INGER, R., GREGORY, R., DUFFY, J.P., STOTT, I., VOŘÍŠEK, P. & GASTON, K.J. (2014): Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecology Letters* 18(1): 28-36., <https://doi.org/10.1111/ele.12387>.
- MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008): Magyarország madarainak névjegyzéke. *Nomenclator avium Hungariae*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest. 278 p.
- NAGY SZ. & MÁRKUS F. (1996): *Az agrártámogatások természetvédelmi hatásai*. WWF-füzetek 11. MME-WWF

- PELLINGER A. & FERENCZI M. (2012): Fészkelő madárállományok a Nyirkai-Hanyban. *Szélkiáltó* 15: 35–37.
- PELLINGER A. & TAKÁCS G. (2006): Nyirkai-Hany vizes élőhelyrekonstrukció - Fertő-Hanság Nemzeti Park. Ismertető. Fertő-Hanság Nemzeti Park. 12 p.
- PELLINGER A. & TATAI S. (2014): A Nyirkai-Hany elárasztásának szerepe a vadlúdfajok védelmében. *Szélkiáltó* 16: 37–40.
- PODHRÁZSKÝ M., MUSIL P., MUSILOVÁ Z., ZOUHAR J., ADAM M., ZÁVORA J. & HUDEC K. (2017): "Central European Greylag Geese *Anser anser* show a shortening of migration distance and earlier spring arrival over 60 years". *Ibis* 159(2): 352–365.
- RAMO C., AMAT J.A., NILSSON L., SCHRICKE V., RODRÍGUEZ-ALONSO M., GÓMEZ-CRESPO E., JUBETE F., NAVEDO J.G., MASERO J.A., PALACIOS J., BOOS M. & GREEN A.J. (2015): Latitudinal-Related Variation in Wintering Population Trends of Greylag Geese (*Anser anser*) along the Atlantic Flyway: A Response to Climate Change? *PLoS ONE* 10(10): e0140181. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0140181>
- SIPOS S. (2007): A tervezett osli-hanyi vizes élőhely-rekonstrukció állapotfelmérése, különös tekintettel az énekesmadarakra. Szakdolgozat. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron
- TAKÁCS G., MARGÓCZI K. & BÁTORI Z. (2007): Vegetációváltozások egy nagy kiterjedésű hansági vizes élőhely-rekonstrukción. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 269–280.
- TATAI S. (2015): A hansági tőzegbánya-tavak madártani jellemzése és természetvédelmi értékelése. Diplomamunka. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron

Wissenschaftliche Vogelberingung im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel

Mist netting and scientific bird ringing in the National Park Neusiedler See-Seewinkel

Tudományos célú madárgyűrűzés a Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel területén

BARBARA KOFLER¹ & FLORA BITTERMANN¹

Summary

In the framework of the Interreg project “Vogelwarte Madárvárta 2”, scientific mist netting took place from the beginning of July to the end of October of the years 2017 to 2019 at the Biologische Station Neusiedler See in Illmitz. The same standardized methodology has already been applied before during the years 1974 to 1993, with a break from 1984 to 1988, and in the years from 2004 to 2012. Mist netting is a commonly used method to catch passerine birds for monitoring purposes. Beside information about bird migration, we collected data on population dynamics, physiology and ethology, which are important for conservation purposes. In total a net length of 84 m with an approximate height of 2.5 m and a mesh size of 16 mm was used. Most of the nets were set-up in the reed belt of Lake Neusiedl at the same locations as in former years in order to ensure comparability of the data across years. The birds were caught and individually marked with rings provided by the AOC (Austrian Ornithological Centre). In addition, standardized body measures were taken before the birds were released. Within the three-year period 19.208 birds out of 88 species were ringed. The most abundant species were the Eurasian reed warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) with 25%, the Blue tit (*Cyanistes caeruleus*) with 20% and the Sedge warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*) with 9% of all captured individuals. Both the Eurasian reed warbler and the Sedge warbler are long-distance migrants which breed in the reed belt of Lake Neusiedl. Of this species breeding birds as well as migratory birds were caught during the ringing seasons. The Blue tit is a short-distance migrant that occurs in the reed belt in great numbers during autumn and winter. It is mainly caught during the migration period with highly variable numbers between years. In general, it can be said that at the beginning of the mist netting period the majority of the birds are local breeding birds which are later joined by long-distance migrants, followed by short-distance migrants towards the end of the season. In many species the total number of captured individuals differed largely between the years, showing once again that mist netting efforts need to be continued over a longer period and that three years are not enough to get sufficient data to answer ecological questions. A comparison

¹ Biologische Station Neusiedler See, 7142 Illmitz, Seevorgelände 1., E-mail: post.bs-illmitz@bgld.gv.at

of our data with the ringing data from earlier years suggests that at Lake Neusiedl most of the common reed dwelling bird species have declined over the past 45 years. In a next step it should be investigated if this pattern is partly explained by abiotic factors, such as water level, climate, etc. This could provide further information that is needed to identify possible reasons for the apparent population declines, such as local habitat degradation, changing conditions at wintering grounds or other hazards during migration.

Einleitung

In den Jahren 2017 bis 2019 wurden im Rahmen des Interreg Projektes “*Vogelwarte Madárvárta 2*” vom ersten Juli bis 31. Oktober bei der Biologischen Station Neusiedler See Singvögel gefangen, beringt und vermessen. Diese Tätigkeit ist jedoch nicht als eigenständiges Projekt, sondern als Teil eines langjährigen Monitorings zu betrachten. Bereits in den Jahren 1974 bis 1993 wurde, mit einer Unterbrechung von 1984 bis 1988, mit ähnlichem Aufwand von der Vogelwarte Radolfzell (Max-Planck-Institut für Ornithologie) im selben Gebiet gefangen. Nach einer mehrjährigen Pause wurde der Fang zwischen 2004 und 2012 wieder aufgenommen. Dabei konnte bereits die Arbeitshypothese bestätigt werden, dass Kurz- und Langstreckenzieher unterschiedliche Trends in der phänologischen Anpassung auf den Klimawandel aufweisen (WINKLER 2007, TIEFENBACH *et al.* 2009)

Während es das anfängliche Ziel der Vogelberingung war die Wanderbewegungen von Vögeln aufzuzeigen, ist die individuelle Kennzeichnung von Vögeln heute auch ein unerlässliches Werkzeug für verhaltensbiologische Untersuchungen sowie Forschungen in der Populationsökologie. Bei entsprechender Datenaufnahme und Auswertung lassen sich etwa Aussagen über Gesundheitszustand und Körperkondition der Vögel, sowie zu Überlebensraten, Todesursachen, etc. treffen (BAIRLEIN *et al.* 2014).

Massive Bestandsrückgänge in der jüngsten Vergangenheit machen es notwendig entsprechende Schutzbestimmungen auf nationaler sowie auf internationaler Ebene zu entwickeln. Ein fundiertes Wissen über das Zugeschehen, Populationsökologie, Physiologie und Ethologie stellen dabei die wissenschaftliche Grundlage für einen erfolgreichen Schutz der heimischen Vogelwelt dar. Klimawandel, intensive Bejagung, exzessiver Fang sowie Lebensraumverlust sind nur einige der Probleme mit denen Vögel heutzutage auf der ganzen Welt konfrontiert sind (SCHMIDT *et al.* 2014). Zugvögel sind besonders betroffen, da sie weite Strecken zurücklegen und so oft mit einer größeren Zahl an Gefahren konfrontiert werden. Nur wenn man die einzelnen Vorgänge, welche die Bestandsveränderungen von Vögeln bedingen, kennt und versteht ist es möglich Faktoren zu bestimmen, die für die Bestandsveränderungen verantwortlich sind (BAIRLEIN *et al.* 2014).

Bei der wissenschaftlichen Beringung von Vögeln handelt es sich um eine seit über hundert Jahren erprobte und etablierten Methode (Schmidt *et al.* 2014). Gemäß der europäischen Vogelschutzrichtlinie sind alle Mitgliedsstaaten ver-

pflichtet die eigenen Vogelbestände regelmäßig zu erfassen. Die wissenschaftliche Vogelberingung wird dabei ausdrücklich als Methode genannt, da sie Ergebnisse liefert, die mit reinen Bestandszählungen nicht möglich wären (BAIRLEIN *et al.* 2014).

Als Nationalpark, Ramsar Gebiet, Vogelschutzgebiet sowie IBA hat der Schilfgürtel des Neusiedler Sees sowohl als Brutgebiet, als auch als Rastgebiet für Zugvögel einen hohen Stellenwert (GRÜLL 1994, DVORAK 1995). Der gewählte Zeitraum von Anfang Juli bis Ende Oktober ermöglicht es Aussagen sowohl über die Brutzeit als auch über das Zugeschehen zu machen.

Material und Methoden

Der Fang der Vögel erfolgt vom 1. Juli bis 31. Oktober mit sogenannten Japannetzen. Dabei handelt es sich um die gängige Methode des passiven Vogelfangs für Monitoringzwecke. Es handelt sich dabei um feinmaschige Netze, die von den Vögeln schlecht wahrgenommen werden. Diese fliegen dagegen, fallen in eine von vier vom Netz gebildete Tasche und verheddern sich darin. Insgesamt wurde mit sechs 12 m und zwei 6 m Netzen gefangen, was eine insgesamte Netzlänge von 84 m ergibt. Davon befanden sich 60 m am Damm hinter der Biologischen Station am Rande des Schilflebensraumes und 24 m in einem kleinen Wäldchen gegenüber der Station. Voll aufgespannt haben die verwendeten Netze in etwa eine Höhe von 2,5 m. Die Maschenweite beträgt 16 mm und eignet sich damit vor allem für den Fang von kleinen bis mittelgroßen Vögel. Die Netze wurden von Sonnenaufgang bis Sonnenuntergang in regelmäßigen Abständen kontrolliert und die gefangenen Vögel in Stoffbeuteln zur Station gebracht. Um das Wohlergehen der Vögel bestmöglich zu gewährleisten wurden die Netze bei ungünstigen Wetterbedingungen (Regen, starkem Wind und Hitze) geschlossen und somit der Vogelfang vorübergehend ausgesetzt. Die letzte Netzkontrolle fand stets bei vollständiger Dunkelheit statt. In der Biologischen Station wurden die Vögel mit Ringen der Österreichischen Vogelwarte individuell markiert, vermessen und anschließend wieder frei gelassen. Neben den zwei Beringerinnen die im Rahmen des Projektes angestellt waren und sich abwechselten, waren in der Regel noch drei ehrenamtliche HelferInnen vor Ort, die bei den Netzkontrollen und der Dateneingabe halfen. Für den Vergleich zwischen den aktuellen Beringungsdaten und jenen aus vorhergehenden Projekten wurden nur die Fänge aus den Netzen welche sich im Schilf befanden verwendet, da hier der Standort unverändert geblieben ist. Des Weiteren wurden die Fangzahlen auf Fänge pro 10 Meter Netz berechnet, um leichte Abweichungen in der Netzlänge herauszurechnen.

Ergebnisse

In drei Jahren wurden in Summe 19 208 Vögel aus insgesamt 88 Arten gefangen und beringt. Mit 7 469 gefangenen Individuen war 2017 das erfolgreichste Jahr gefolgt von 2018 mit 6 692 Vögeln und 2019 mit 5 047. Von den gefangenen Vögeln entfielen 88% auf 16 Arten. Die restlichen 72 machten nur 12% aus. Die mit Abstand häufigste Art ist der Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*) der mit 25% ein Viertel aller gefangenen Vögel ausmacht.

Gemeinsam mit der Blaumeise (*Cyanistes caeruleus*), die mit 20% an zweiter Stelle kommt und dem Schilfrohrsänger (*Acrocephalus schoenobaenus*), der 9% aller gefangenen Vögel ausmacht, betragen diese Fänge 54% der Gesamtsumme (**Tab. 1, Abb. 1**).

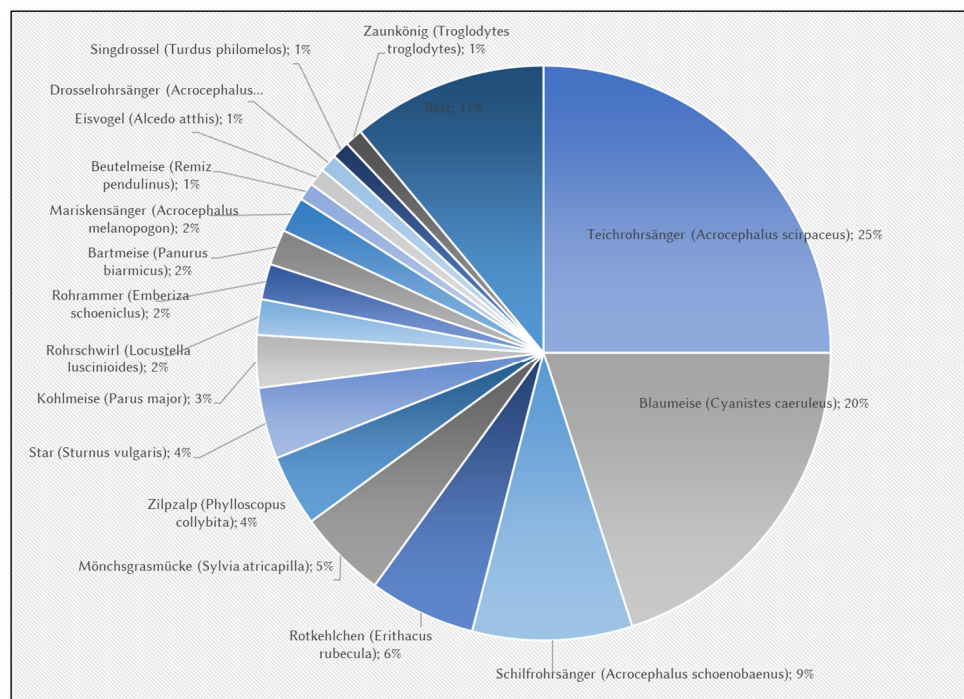


Abb. 1: Prozentuale Verteilung der beringten Arten von 2017-2019
Fig. 1: Percentual distribution of all ringed species from 2017-2019

Tabelle 1: Fangzahlen aller beringten Arten, in den einzelnen Jahren und in Summe.
Table 1: Numbers of all ringed species for each year separately and in total.

Art	2017	2018	2019	Gesamt
Teichrohrsänger (<i>Acrocephalus scirpaceus</i>)	1496	2294	955	4745
Blaumeise (<i>Cyanistes caeruleus</i>)	2415	424	1096	3935
Schilfrohrsänger (<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>)	396	1063	316	1775
Rotkehlchen (<i>Erithacus rubecula</i>)	315	387	418	1120
Mönchsgrasmücke (<i>Sylvia atricapilla</i>)	351	349	340	1040
Zilpzalp (<i>Phylloscopus collybita</i>)	211	369	195	775
Star (<i>Sturnus vulgaris</i>)	195	350	174	719
Kohlmeise (<i>Parus major</i>)	225	91	283	599
Rohrschwirl (<i>Locustella luscinioides</i>)	154	138	106	398
Rohrammer (<i>Emberiza schoeniclus</i>)	160	119	81	360
Bartmeise (<i>Panurus biarmicus</i>)	170	112	60	342
Mariskensänger (<i>Acrocephalus melanopogon</i>)	159	115	48	322

Art	2017	2018	2019	Gesamt
Beutelmeise (<i>Remiz pendulinus</i>)	198	23	22	243
Drosselrohrsänger (<i>Acrocephalus arundinaceus</i>)	65	66	69	200
Singdrossel (<i>Turdus philomelos</i>)	71	76	44	191
Zaunkönig (<i>Troglodytes troglodytes</i>)	30	61	86	177
Rauchschwalbe (<i>Hirundo rustica</i>)	89	20	58	167
Trauerschnäpper (<i>Ficedula hypoleuca</i>)	60	37	53	150
Eisvogel (<i>Alcedo atthis</i>)	53	71	25	149
Fitis (<i>Phylloscopus trochilus</i>)	47	47	48	142
Amsel (<i>Turdus merula</i>)	59	34	36	129
Neuntöter (<i>Lanius collurio</i>)	44	39	41	124
Wintergoldhähnchen (<i>Regulus regulus</i>)	20	24	61	105
Dorngrasmücke (<i>Sylvia communis</i>)	30	22	41	93
Gartengrasmücke (<i>Sylvia borin</i>)	40	23	29	92
Buchfink (<i>Fringilla coelebs</i>)	29	43	19	91
Klappergrasmücke (<i>Sylvia curruca</i>)	29	28	33	90
Heckenbraunelle (<i>Prunella modularis</i>)	29	21	26	76
Bachstelze (<i>Motacilla alba</i>)	40	15	20	75
Schwanzmeisen (<i>Aegithalos caudatus</i>)	37	13	22	72
Feldsperling (<i>Passer montanus</i>)	7	37	22	66
Uferschwalbe (<i>Riparia riparia</i>)	17	23	24	64
Blaukehlchen (<i>Luscinia svecica</i>)	19	29	8	56
Tannenmeise (<i>Parus ater</i>)	25	0	24	49
Gartenrotschwanz (<i>Phoenicurus phoenicurus</i>)	17	8	22	47
Grauschnäpper (<i>Muscicapa striata</i>)	14	12	14	40
Sumpfrohrsänger (<i>Acrocephalus palustris</i>)	15	16	5	36
Waldlaubsänger (<i>Phylloscopus sibilatrix</i>)	18	5	9	32
Nachtigall (<i>Luscinia megarhynchos</i>)	14	9	7	30
Gimpel (<i>Pyrrhula pyrrhula</i>)	1	0	24	25
Gelbspötter (<i>Hippolais icterina</i>)	14	2	5	21
Wendehals (<i>Jynx torquilla</i>)	3	7	6	16
Hausperling (<i>Passer domesticus</i>)	2	6	7	15
Feldschwirl (<i>Locustella naevia</i>)	6	5	3	14
Schafstelze (<i>Motacilla flava</i>)	5	9	0	14
Buntspecht (<i>Dendrocopos major</i>)	5	3	5	13
Schwarzkehlchen (<i>Saxicola rubicola</i>)	4	5	4	13
Zwergdommel (<i>Ixobrychus minutus</i>)	3	7	2	12
Sperbergrasmücke (<i>Sylvia nisoria</i>)	9	1	1	11
Stieglitz (<i>Carduelis carduelis</i>)	1	4	5	10
Mehlschwalbe (<i>Delichon urbicum</i>)	0	6	3	9
Sommergoldhähnchen (<i>Regulus ignicapilla</i>)	5	2	2	9
Girlitz (<i>Serinus serinus</i>)	7	0	1	8
Halsbandschnäpper (<i>Ficedula albicollis</i>)	5	2	1	8

Art	2017	2018	2019	Gesamt
Schlagschwirl (<i>Locustella fluviatilis</i>)	0	1	7	8
Blutspecht (<i>Dendrocopos syriacus</i>)	0	3	3	6
Erlenzeisig (<i>Spinus spinus</i>)	4	0	2	6
Kernbeißer (<i>Coccothraustes coccothraustes</i>)	3	0	2	5
Eichelhäher (<i>Garrulus glandarius</i>)	1	0	3	4
Waldbaumläufer (<i>Certhia familiaris</i>)	2	0	2	4
Bluthänfling (<i>Linaria cannabina</i>)	2	2	0	4
Bergfink (<i>Fringilla montifringilla</i>)	1	1	1	3
Flussuferläufer (<i>Actitis hypoleucos</i>)	0	0	3	3
Rotdrossel (<i>Turdus iliacus</i>)	1	1	1	3
Gartenbaumläufer (<i>Certhia brachydactyla</i>)	3	0	0	3
Bienenfresser (<i>Merops apiaster</i>)	0	1	1	2
Braunkehlchen (<i>Saxicola rubetra</i>)	0	1	1	2
Grauspecht (<i>Picus canus</i>)	1	0	1	2
Grünspecht (<i>Picus viridis</i>)	1	0	1	2
Pirol (<i>Oriolus oriolus</i>)	1	0	1	2
Sperber (<i>Accipiter nisus</i>)	0	0	2	2
Wacholderdrossel (<i>Turdus pilaris</i>)	0	1	1	2
Wiedehopf (<i>Upupa epops</i>)	1	0	1	2
Gelbbrauen-Laubsänger (<i>Phylloscopus inornatus</i>)	2	0	0	2
Kleiber (<i>Sitta europaea</i>)	0	0	1	1
Feldrohrsänger (<i>Acrocephalus agricola</i>)	0	1	0	1
Zwergschnepfe (<i>Lymnocyptes minimus</i>)	0	1	0	1
Grünling (<i>Chloris chloris</i>)	1	0	0	1
Baumpieper (<i>Anthus trivialis</i>)	1	0	0	1
Dunkellaubsänger (<i>Phylloscopus fuscatus</i>)	1	0	0	1
Elster (<i>Pica pica</i>)	1	0	0	1
Mittelspecht (<i>Leiopicus medius</i>)	1	0	0	1
Raubwürger (<i>Lanius excubitor</i>)	1	0	0	1
Sprosser (<i>Luscinia luscinia</i>)	1	0	0	1
Türkentaube (<i>Streptopelia decaocto</i>)	1	0	0	1
Waldohreule (<i>Asio otus</i>)	1	0	0	1
Zwergschnäpper (<i>Ficedula parva</i>)	1	0	0	1
Anzahl Individuen	7469	6692	5047	19208

In **Abb. 2** ist die Verteilung der verschiedenen Rohrsänger und des Rohrschwirls (*Locustella luscinioides*), welche als obligatorische Schilfbewohner einen wesentlichen Teil der beringten Vögel ausmachen, sowohl über die Beringungssaison, als auch über die drei Projektjahre, dargestellt. Das Spektrum der gefangenen Arten beinhaltet sowohl Brutvögel aus dem Gebiet als auch Durchzügler, die das Gebiet als Rastplatz auf dem Weg ins Überwinterungsgebiet nutzen. Vor allem bei Teichrohrsänger und beim Schilfrohrsänger gibt es deutliche Unterschiede in ihrer Häufigkeit zwischen den Jahren. Im Gegensatz zu den anderen Arten, welche zu den Langstreckenzieher zählen und südlich der Sahara überwintern, ist der Mariskensänger (*Acrocephalus melanopogon*) ein Kurzstreckenzieher und verweilt daher deutlich länger im Gebiet als die anderen Arten.

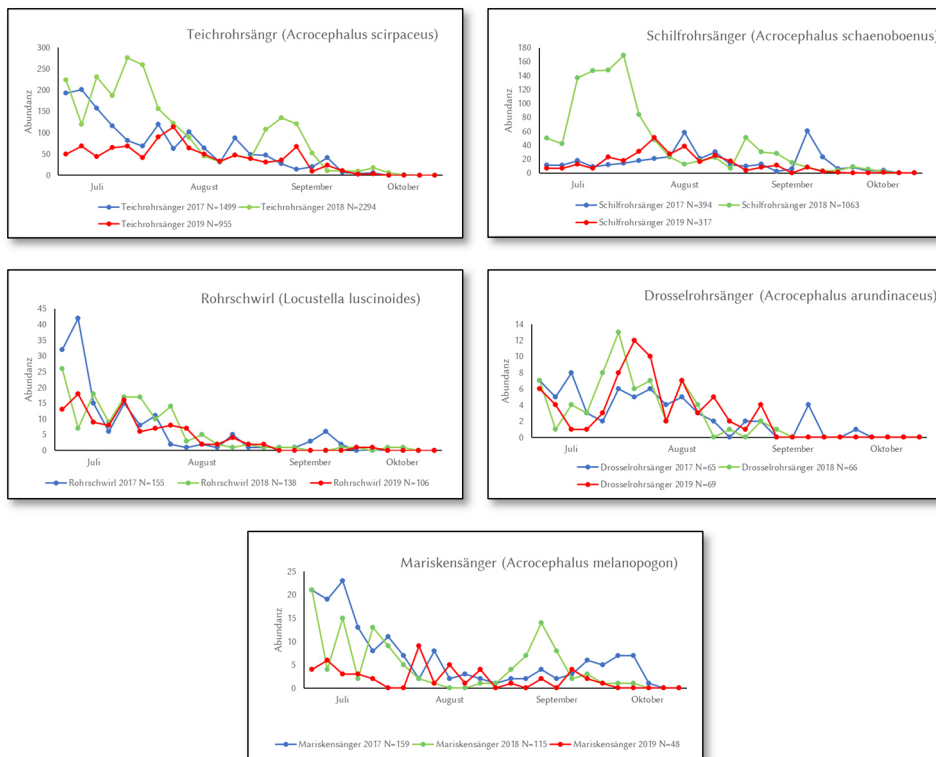


Abb. 2.: Fangzahlen der verschiedenen Rohrsängerarten und des Rohrschwirls in den drei Projektjahren.

Fig. 2: Abundance of reed warblers (*Acrocephalidae*) and Savi's warbler (*Locustella luscinioides*) for all three years.

Abb. 3 stellt die Verteilung von einigen häufig gefangenen Kurzstreckenziehern, welche so gut wie ausschließlich zur Zugzeit gefangen werden, dar. Mit Ausnahme der Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*), welche schon im August in größeren Zahlen vertreten ist, liegen hier die höchsten Fangzahlen im September und Oktober.

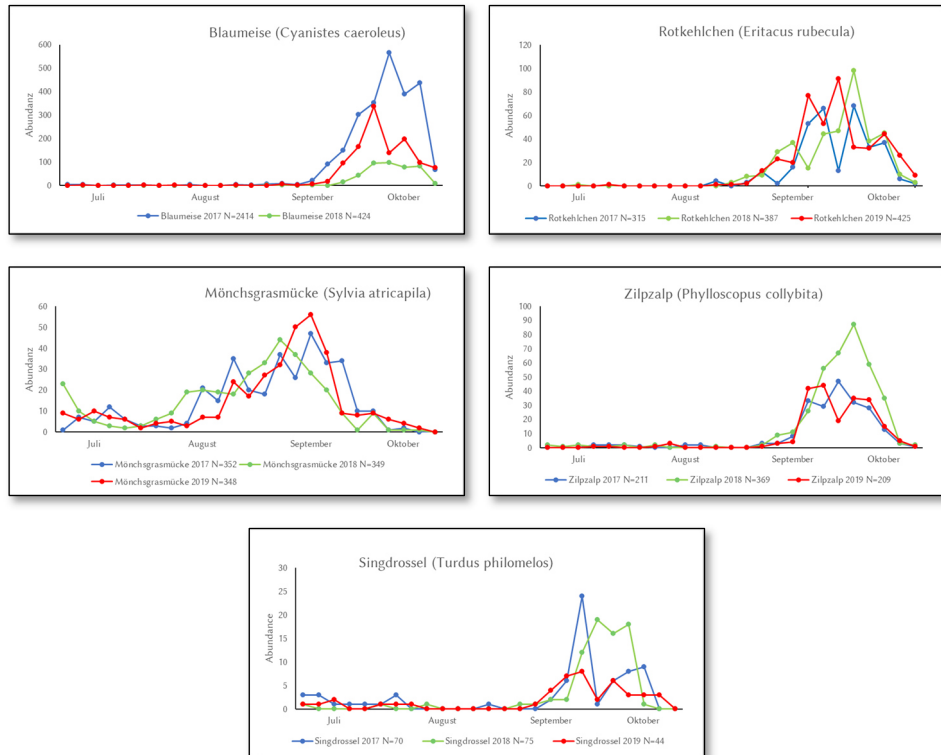


Abb. 3: Fangzahlen von verschiedenen Kurzstreckenziehern.

Fig. 3: Abundance of some short-migrating species for all three years.

In **Abb. 4** wird die Verteilung von Beutelmeise (*Remiz pendulinus*) und Eisvogel (*Alcedo atthis*) gezeigt. Die Beutelmeise wurde exemplarisch ausgewählt, da sie in den drei Projektjahren einen massiven Bestandsrückgang erlitt. Während 2017 noch knapp 200 Vögel dieser Art gefangen wurden, waren es 2018 und 2019 nur noch rund 20 Individuen. Von dieser Art werden sowohl Brutvögel des Gebietes als auch Durchzügler gefangen. Im Gegensatz dazu zeigt der Eisvogel, wenn auch mit etwas schwankenden Bestandszahlen, ein sehr ähnliches Bild in allen drei Jahren.

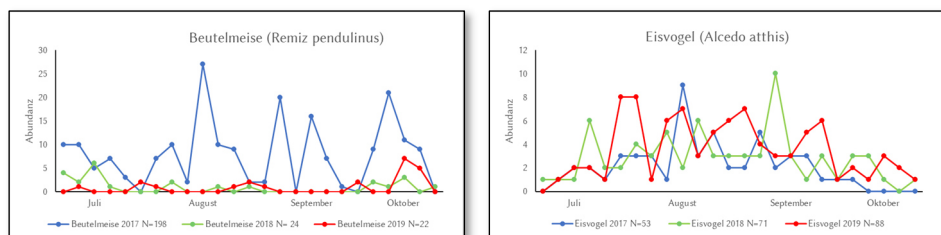


Abb. 4: Fangzahlen von Beutelmeise und Eisvogel.

Fig. 4: Abundance of Penduline tit (*Remiz pendulinus*) and Kingfisher (*Alcedo atthis*).

In **Abb. 5** bis **8** werden die Fangzahlen von 2017-2019 mit den Fangzahlen aus früheren Beringungsperioden exemplarisch für die Arten Teichrohrsänger, Schilfrohrsänger, Mariskensänger (*Acrocephalus melanopogon*) und Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*) verglichen. Bei allen Arten gibt es zwar Schwankungen zwischen den Jahren, es ist jedoch ein deutlicher Negativtrend zwischen den 1970er Jahren und heute erkennbar.

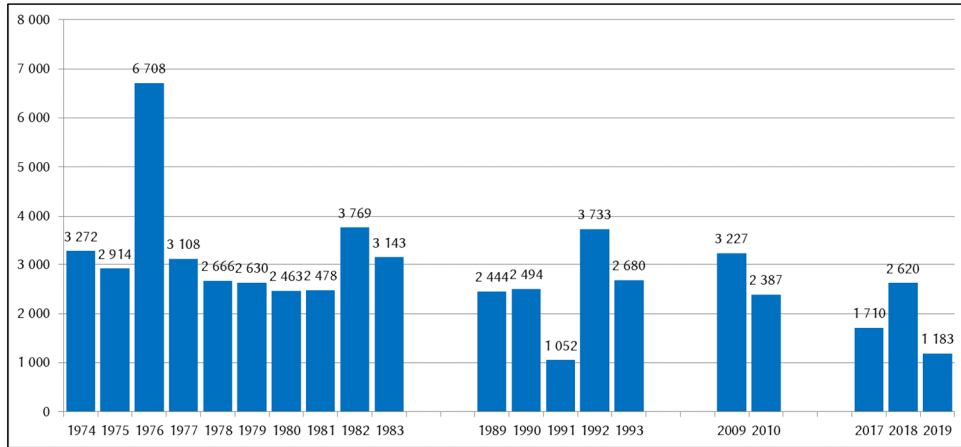


Abb. 5.: Vergleich der Fangzahlen des Teichrohrsängers von 1974 bis 2019.

Fig. 5: Comparison of the abundance of the Eurasian reed warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) from 1974 to 2019.

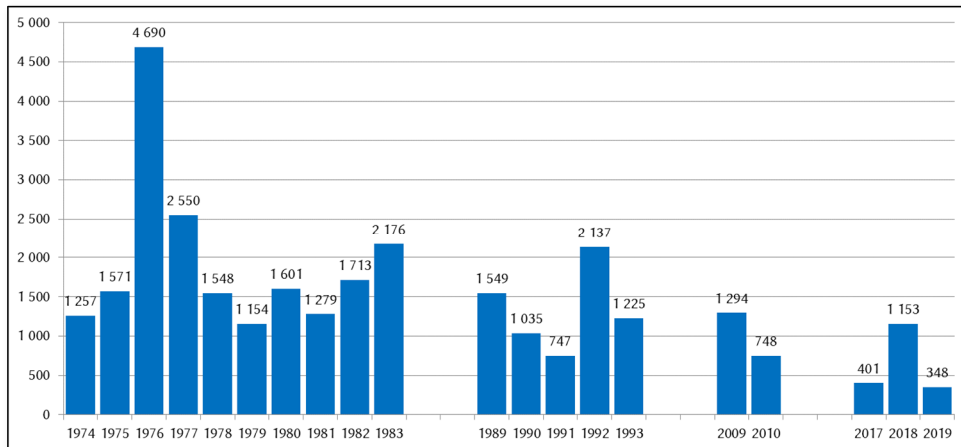


Abb. 6.: Vergleich der Fangzahlen des Schilfrohrsängers von 1974 bis 2019.

Fig. 6: Comparison of the abundance of the Sedge warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*) from 1974 to 2019.

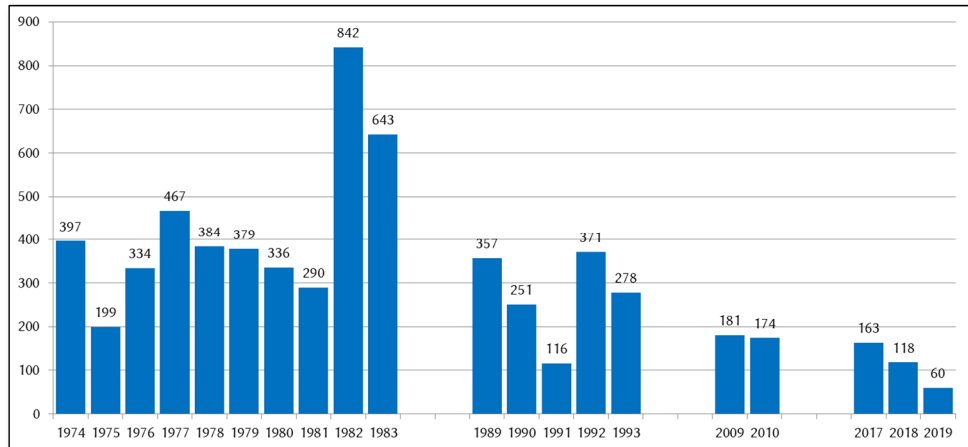


Abb. 7.: Vergleich der Fangzahlen des Mariskensängers von 1974 bis 2019.

Fig. 7: Comparison of the abundance of the Moustached warbler (*Acrocephalus melanopogon*) from 1974 to 2019

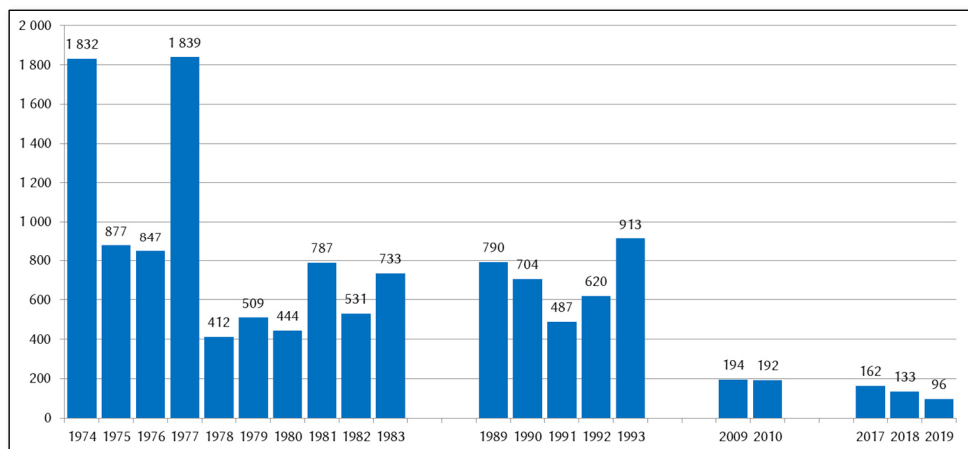


Abb. 8.: Vergleich der Fangzahlen der Rohrammer von 1974 bis 2019.

Fig. 8: Comparison of the abundance of the Reed bunting (*Emberiza schoeniculus*) from 1974 to 2019.

Evaluierung

Wie zu erwarten, wurden zu Beginn der Fangperioden vor allem lokale Brutvögel gefangen. Nach und nach nahmen zuerst die Langstreckenzieher und gegen Ende die Kurzstreckenzieher zu. Während viele Arten den Schilfgürtel des Neusiedler Sees und seine Umgebung sowohl als Brutgebiet als auch als Rastgebiet während des Zuges nutzen, sind andere in erster Linie auf dem Durchzug anzutreffen. Bei vielen Arten zeigen die Fangzahlen der letzten drei Jahre große Unterschiede zwischen den Jahren auf, was die Notwendigkeit

unterstreicht, die Vogelberingung über einen längeren Zeitraum durchzuführen. Besonders groß ist die beobachtete Schwankung bei der Beutelmeise, die in den letzten beiden Jahren kaum noch gefangen wurde, 2017 hingegen noch ein häufiger Vogel in den Netzen war.

Im Vergleich dazu zeigte der Eisvogel zwar leichte Schwankungen zwischen den Jahren, das Muster ist jedoch ein ähnliches. Die Art brütet zwar nicht im Gebiet, Jungvögel legen jedoch nach dem Verlassen des elterlichen Revieres mitunter weite Strecken zurück, um ein eigenes Territorium zu finden (Grüll 1994, Tiefenbach *et al.* 2009). Das wird auch durch die relativ hohe Rate an Fernfunden bei in Illmitz gefangenen Eisvögeln bestätigt. So wurden etwa in Polen, Tschechien und der Slowakei beringte Individuen am Neusiedler See gefangen. Während geeignete Brutwände im Gebiet fehlen, scheinen die Kanäle im Schilfgürtel über ein für Eisvögel ausreichendes Angebot an Kleinfischen, genügend Sichttiefe und geeigneten Ansitzwarten zu verfügen um sie zu einem beliebten Rastplatz bei ziehenden Jungvögeln zu machen.

Beim Vergleich mit Fangzahlen der vorhergehenden Perioden wurde ein besonderes Augenmerk auf die schilfbewohnenden Vogelarten gelegt, da der Großteil der Netze im Schilfgürtel steht und diese Artengruppe daher einen wesentlichen Anteil der gefangenen Arten ausmacht. Abgesehen davon wird der Neusiedler See von der zweitgrößten zusammenhängenden Schilffläche in Europa umgeben, so dass die Nutzung dieses Habitats von entsprechendem Interesse ist. Eine detaillierte Auswertung im Hinblick auf Umweltfaktoren wie Wetterbedingungen oder Veränderungen der Vegetation ist noch ausständig. Dennoch lässt sich bereits ein deutlicher Negativtrend bei vielen schilfbewohnenden Arten erkennen, welcher auch in den Ergebnissen anderer Erfassungen am Neusiedler See sichtbar wird (Dvorak *pers. comm.*). Einen besonders starken Rückgang gab es bei den Fangzahlen des Mariskensängers und der Rohrammer.

In einem nächsten Schritt wäre es wichtig zu prüfen inwieweit Umweltparameter wie Wasserstand und Temperatur mit den Fangzahlen korrelieren um zu klären ob die Bestandsrückgänge auf eine Verschlechterung des lokalen Habitats als Brut- und Rastgebiet zurückzuführen sind oder ob die Ursachen für den Rückgang an anderer Stelle zu suchen sind (erschwerte Bedingungen am Zug, Habitatverschlechterung in den Überwinterungsgebieten etc.).

Zusammenfassung

Die Vogelberingung, welche im Rahmen des Interreg Projektes “*Vogelwarte Madárvárta 2*” von Anfang Juli bis Ende Oktober in den Jahren 2017–2019 auf der Biologischen Station Neusiedler See stattgefunden hat, ist als Weiterführung einer bereits bestehenden Serie an Langzeitdaten zu betrachten. In diesem Zeitraum werden sowohl lokale Brutvögel als auch rastende Durchzügler erfasst. Über einen langen Zeitraum angewandt, gibt die Methode Auskunft über die Veränderung in Vogelpopulationen. In den drei Projektjahren wurden insgesamt

19 208 Vögel aus 88 Arten gefangen und beringt, wobei die artspezifischen Schwankungen der Fangzahlen zwischen den Jahren recht hoch waren. Vergleicht man diese Daten mit den "alten" Beringungsdaten, die seit den 1970er Jahren erhoben wurden, sind bei nahezu allen schilfbewohnenden Arten deutliche Rückgänge in den letzten Jahren zu verzeichnen.

Összefoglalás

A "Vogelwarte Madárvárta 2" elnevezésű Interreg projekt keretében 2017 és 2019 között, július elejétől október végéig az illmitzi Fertő-tavi Biológiai Állomáson tudományos célú madárbefogásokat végeztünk. Korábban ugyanezt a szabványosított módszertant alkalmazták itt az 1974–1993 közötti, valamint a 2004 és 2012 közötti időszakban, míg 1984 és 1988 között szünetelt a munka. A függönyhálózás az énekesmadarak általánosan elterjedt, monitoring célú befogási módszere. A madárvonulással kapcsolatos információk mellett a természetvédelem szempontjából fontos populációdinamikai, élettani és etológiai adatokat is gyűjtöttünk. A vizsgálatokhoz összesen 84 m-nyi hosszúságú, mintegy 2,5 m magas és 16 mm-es szembőségű hálót használtunk. A hálók nagy részét a Fertő nádas övében helyeztük el ugyanazon a helyen, mint a korábbi években, hogy biztosítsuk az adatok évek közötti összehasonlíthatóságát. A befogott madarakat az AOC (Osztrák Ornitológiai Központ) által biztosított egyedi gyűrűkkel jelöltük meg. Ezen kívül a madarak szabadon bocsátását megelőzően standard méréseket is végeztünk. A három éves időszakban 88 fajtól összesen 19 208 madarat gyűrtünk. A leggyakoribb fajok a cserregő nádiposzáta (*Acrocephalus scirpaceus*) 25%-kal, a kék cinege (*Cyanistes caeruleus*) 20%-kal volt jelen, a foltos nádiposzáta (*Acrocephalus schoenobaenus*) a befogott egyedek 9%-át tették ki. Mind a cserregő, mind pedig a foltos nádiposzáta a Fertő nádasában fészkelő, hosszútávú vonuló. E fajkból a gyűrűzések idején fészkelő és vonuló példányokat is befogtunk. A kék cinege rövidtávú vonuló énekesmadarunk, amely nagy számban fordul elő a nádas szegélyben ősszel és télen. Elsősorban a vándorlási időszakban fogtuk be, az évek között nagyon változó számmal. Általánosságban elmondható, hogy a függönyhálózásos időszak kezdetén befogott madarak többsége helyi fészkelő, amelyeket később hosszútávú vándorlók követnek, majd a szezon végére a rövidtávú vándorlók váltanak fel. Számos fajnál a befogott egyedek száma jelentős mértékben eltért az egyes évek között, ismételten alátámasztva, hogy a függönyhálózásos befogásokat hosszabb ideig kell folytatni, és hogy három év nem elegendő ahhoz, hogy elégséges adat álljon rendelkezésre az ökológiai kérdések megválaszolásához. A korábbi évek gyűrűzési adatainak feldolgozása azt mutatja, hogy a Fertőnél a legtöbb nádashoz kötődő madárfaj nagy része csökkent az elmúlt 45 évben. A következő lépésben meg kell vizsgálni, hogy ez a tendencia részben megmagyarázható-e abiotikus tényezőkkel, mint például vízszint, éghajlat stb. Ez további információkat nyújthat ahhoz, hogy feltárjuk a nyilvánvaló populációcsökkenés lehetséges okait, mint például az élőhelyek pusztulása, a telelőhelyek körülményeinek változása vagy a vándorlás során felmerülő egyéb veszélyek.

Danksagung

Unser Dank gilt allen voran allen ehrenamtlichen HelferInnen die trotz kurzer Nächte, Gelsen und Hitze mit vollem Einsatz dabei waren. Ohne sie wäre das Projekt nicht verwirklicht gewesen. Des Weiteren wollen wir uns bei Florian Packmor bedanken, auf dessen Hilfe in den letzten zwei Jahren immer Verlass war. Ein herzliches Dankeschön auch an Wolfgang Vogl, Ivan Maggini und Anne Hloch von der Österreichischen Vogelwarte, die uns immer mit Rat und Tat zur Seite standen, sowie an das gesamte Team der Biologischen Station Neusiedler See für die Gastfreundschaft, ganz besonders aber an Richard Haider und Rudolf Schalli die uns mit ihrer Unterstützung die Arbeit sehr erleichtert haben. Außerdem bedanken wir uns bei Michael Dvorak, der uns die Auswertungen der gesamten Beringungsdaten zur Verfügung gestellt hat.

Literatur

- BAIRLEIN F., DIERSCHKE J., DIERSCHKE V., SALEWSKI V., GEITER O., HÜPPOP K., KÖPPEN U. & FIEDLER W. (2014): *Atlas des Vogelzugs. Ringfunde deutscher Brut- und Gastvögel*. Aula-Verlag, Wiebelsheim
- BAUER H.-G., BEZZEL E. & FIEDLER W. (2005): *Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Teil 1*, Aula Verlag, Wiebelsheim: 756–760.
- DVORAK M. (1995): Neusiedler See. In DVORAK M. & KARNER E. (Ed.): *Important Bird Areas in Österreich*. Monographien Band 71, Umweltbundesamt, Wien: 53–60.
- GRÜLL A. (1994): Schilfvögel. In DICK G., DVORAK M., GRÜLL A., KOHLER B. & RAUER G. (Ed.): *Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3, Neusiedler See- Seewinkel*, Umweltbundesamt, Wien: 214–215.
- SCHMIDT M., VOGL W., WINKLER H. (2014): *Grundlagen zur Erforschung des Vogelzugsgeschehens in Österreich – Teil I Allgemeine Ergebnisse und Artauswertungen*. Endbericht des Projekts BBK-Nr. 100103, 1–204.
- TIEFENBACH M., SCHMIDT M., VOGL W. & WINKLER H.C. (2009): Beringungsstationen in Ostösterreich. *Vogelkundliche Nachrichten aus Ostösterreich* **20**: 22–25.
- WINKLER H. (2007): Endbericht zum Expertengutachten Auswirkungen des globalen Klimawandels auf Populationsgenetik und Zugphänologie von Vögeln in Österreich.

Vízimadarak vonulásának kutatása egyedi jelölésekkel Mekszikópusztán

Research on the migration pattern of waterbirds, using individual banding, in Mekszikópuszta

Forschung des Zugverhaltens von Wasservögeln in Mekszikópuszta mit individueller Markierung

PELLINGER ATTILA¹ & HADARICS TIBOR²

Abstract

The success of surveys on bird migration, being already a 110 year old tradition has been increased largely by applying color rings decodable with a telescope. This was especially the case with waterbirds, having been captured in low numbers due to technical difficulties earlier. The widespread use of transmitters, enabling almost a real-time tracking of individuals, will have similar or even bigger impact in the future, the results of this being already detectable.

Within the project Vogelwarte Madárvárta 2 we captured waterbirds in Mekszikópuszta with the help of fish-traps in the period 2016-2019 and conducted regular field observations to gain the most possible data about individually marked waterbirds. In this period we ringed 7559 individuals of 51 bird species during the autumn migration, and gained recovery data about 36 species. A part of these was local recapture or sighting. However, a large number of recoveries originated from other wetlands both in Hungary and abroad. The greatest part of those were sightings, in the case of waterfowl also notifications of rings from shot birds. In present summary data of 9 species have been processed from the survey period where a relevant quantity of information could be gained from the recoveries. Individual marking is being continued and recovery data about already marked birds are also arriving continuously, therefore a further gain in our knowledge about waterbird migration can be expected.

Bevezetés

A madárgyűrűzés immár több mint százéves múltra tekinthet vissza, és Magyarország az elsők között kezdte meg a madárjelöléseket. Legnagyobb tömegben az énekesmadarak (Passeriformes) gyűrűzése folyik, amelyeket jellemzően nádasokban és bokorsávokban, függőnyhálókkal fognak be. Bár ezeket az eszközöket alkalmazzák vízimadarak esetében is, használatuk a gyakori

¹ Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, 9435 Sarród, Rév, Kócsagvár, E-mail: pelling.attila@fhnpp.hu

² Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Soproni Helyi Csoport

sérülések miatt fokozott körütekintést igényel (SIMON & VARGA 2000). Az utóbbi tíz évben rohamosan elterjedtek azok az egyedi jelölési módszerek, amelyek a madarak újbóli befogása nélkül is lehetővé teszik egyedi azonosításukat, ez számos faj esetében finomítja, vagy többé-kevésbé pontosítja, esetleg alapjaiban rajzolja át a korábban gyűjtött adatokból kialakított képet (CSÖRGŐ *et al.* 2009). A kedvező tapasztalatok alapján ma már számos madárfajon alkalmazunk színes, távcsővel is leolvasható jelöléseket, ami jelentősen megnöveli a visszajelentések arányát. A projekt egyik célkitűzése a Fertő menti élőhely-rekonstrukción vízimadarak – récefélék (Anatidae) és partimadarak (Charadriiformes) – gyűrűzése (bizonyos fajok esetében a távcsöves leolvasást is lehetővé tévő színes gyűrűkkel), a jelölt madarak nyomon követése, illetve az általunk és másutt jelölt madarak visszafogásai és színes gyűrűs leolvasásai révén azok vonuló- és telelőhelyeinek, illetve fészkelőterületeinek felderítése. A madarak vonuláskutatásán túl a madárgyűrűzés a madarak élőhelyhasználatának vizsgálatához is segítséget nyújthat.

Anyag és módszer

A gyűrűzéshez a madarakat az e fajok befogásához kifejlesztett varsákkal fogtuk be (PELLINGER 2018). A fogóeszközök telepítését (**1. ábra**), szükség szerinti áttelepítését és ellenőrzését rendszeresen (naponta többször, a fogóeszköz használatához meghatározott protokoll szerint), a lehető legnagyobb gondossággal végeztük. A fogott madarakat egyesével vászonzsákba tettük (**2. ábra**) és a gyűrűzés helyére vittük, ahol azokat a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Gyűrűző és Vonuláskutató Szakosztálya, illetve a Madárgyűrűzési Központ által összeállított és kiadott szakmai és etikai szabályok szerint elsődleges jelölésként egyedi fém (ornitológiai) gyűrűkkel jelöltük meg. Egyes fajok esetében a nagyobb megkerülési valószínűség érdekében színes jelölést is alkalmaztunk (**3. ábra**), e fajok a projektben eredetileg a réti cankó (*Tringa glareola*) (**4. ábra**), a havasi partfutó (*Calidris alpina*) (**5. ábra**), a dankasirály (*Chroicocephalus ridibundus*) és a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) voltak. 2019-től újabb partimadárfajokra szereztünk be színes kódokat és gyűrűket, ezek a fajok a következők: gólyatöcs (*Himantopus himantopus*), gulipán (*Recurvirostra avosetta*), kis lile (*Charadrius dubius*), parti lile (*Ch. hiaticula*), széki lile (*Ch. alexandrinus*), bíbic (*Vanellus vanellus*), apró partfutó (*Calidris minuta*), Temminck-partfutó (*C. temminckii*), sarlós partfutó (*C. ferruginea*), pajzsoscankó (*C. pugnax*), füstös cankó (*Tringa erythropus*), piros lábú cankó (*T. totanus*), szürke cankó (*T. nebularia*), erdei cankó (*T. ochropus*) és billegetőcankó (*Actitis hypoleucos*). A befogott madarak szokásos biometriai adatait egységes módszerek szerint vettük fel, az adatokat a gyűrűzőnaplóban, illetve a Magyar Madárgyűrűző Központ által üzemeltetett *Tringa* elnevezésű online rendszerben (<http://tringa.mme.hu>) rögzítettük, lehetőség szerint a befogásokkal párhuzamosan, mivel az első visszajelentések már néhány nappal a gyűrűzések megkezdését követően megérkezhetnek. A színes jelöléssel ellátott madarakat elengedésük előtt egyesével lefényképeztük, ami segíthet a másutt – pl. rossz minőségű képen – lefotózott madarak egyértelmű beazonosításában. A madarak befogása, gyűrűzése és elengedése

során a természet- és állatvédelmi előírásokat szigorúan betartottuk, megpróbáltuk kizárni annak lehetőségét, hogy a madarak a procedura során sérüljenek. A fogási eredmények növelése érdekében műanyagból készült csalimadarakat helyeztünk ki a varsák közé, és időnként hívóhangokat is használtunk. Alkalmanként – amikor a körülmények ezt lehetővé tették – használtunk függönyhálókat is olyan fajok fogásához (pl. sirályfélék), amelyek varsákkal nehezen kerülnek kézre.

A jelölt madarak terepi leolvasását Mekszikópusztán több előre kialakított megfigyelőhely, megfigyelőtorony segíti. A sikeres leolvasásokhoz a kellően erős nagyítású távcsövek mellett sok terepi munkaóra szükséges. A jelölt madarak bejelentése és az adatok visszaküldése ma már kizárólag interneten történik, ami nagyon gyors adatcserét tesz lehetővé.

Őszi vízimadár-gyűrűzés

2016 őszén július 27. és október 18. között, 2017 őszén július 31. és november 2. között, 2018-ban július 11. és október 22. között, 2019-ben pedig július 23. és október 23. között folytattunk vízimadár-gyűrűzést a mekszikópusztai Borsodi-dűlőben. Ezekben az években a Borsodi-dűlő délkeleti és északkeleti részére helyeztünk ki 50 db varsát több sorban, azokat a vízszint változásához igazodva rendszeresen átrendeztük, hogy mindig optimális helyzetben legyenek a partvonalhoz képest.

Tavaszi vízimadár-gyűrűzés

2019 tavaszán egy rövid ideig (március 23. – április 3.) végeztünk vízimadár-gyűrűzést a fertőújlaki Borsodi-dűlőben. Mintegy kísérleti céllal tettük ezt, a korábbi években ebben az időszakban nem nagyon jelöltünk vízimadarakat. A Borsodi-dűlő délkeleti részére helyeztünk ki 20 db varsát négy sorban, ugyanúgy, ahogyan azt a nyári, őszi gyűrűzések során is szoktuk. Hosszabb időszakra azért nem hagytuk kint a varsákat, mert nem akartuk a területen esetleg fészkelő madarakat zavarni, illetve április elején a nyári ludak (*Anser anser*) előhozzák fiókáikat, és egyik korábbi év tapasztalatai alapján a fiókák nagy számban mennek bele a varsába, márpedig a kis fiókák befogása nem lehet célunk (tekintve, hogy ekkor még nem lehet meggyűrűzni őket).

A 12 nap alatt hat madárfaj 37 egyedét fogtuk be és jelöltük meg gyűrűvel. Legnagyobb számban piroslábú cankót fogtunk. Valamennyi befogott partimadár – öt kis lile, 16 piroslábú cankó, egy réti cankó és hat hím pajzsoscankó – színes gyűrűt is kapott.



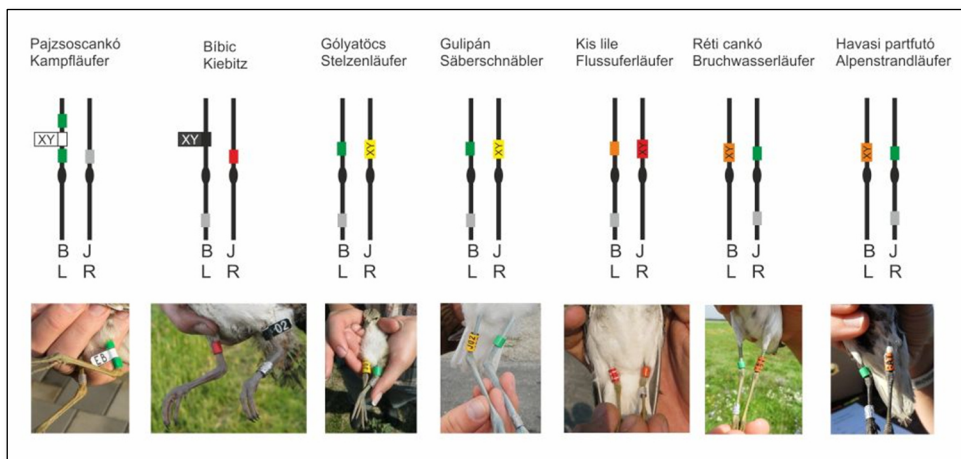
1. ábra: Varsarendszer Mekszikópusztán
Fig. 1: Trap system in Mekszikópuszta

Fotó: Pellingér Attila



2. ábra: Varsa ellenőrzése
Fig. 2: Trap control

Fotó: Pellingér Attila



3. ábra: Egyes partmadárfajok színes gyűrűzésének sémája
Fig. 3: Color ringing scheme of certain shorebirds



4. ábra: Réti cankó (*Tringa glareola*) gyűrűzése Mekszikópusztán
Fig. 4: Ringing of a wood sandpiper (*Tringa glareola*) at Mekszikópuszta

Fotó: Hadarics Tibor



5. ábra: Mekszikópusztán jelölt havasi partfutó (*Calidris alpina*), Torrevieja, Spanyolország
Fig. 5: A dunlin (*Calidris alpina*) marked at Mekszikópuszta, Torrevieja, Spain

Fotó: Sergio Arroyo Morcillo

Eredmények

Az őszi időszakban 2016–2019 között végzett gyűrűzések összesített eredményeit az **1. táblázatban** foglaltuk össze. A négy év során – csak a vízimadarakat és a varsákban rajtuk kívül még szokásos billegetőféléket (Motacillidae) számolva – 51 madárfaj 7559 egyedét fogtuk be és gyűrűztük meg, közülük jelentős számú példányt színes gyűrűvel is jelöltünk a távcsővel való leolvashatóság érdekében. Legnagyobb számban csörgő récét (*Anas crecca*) (1502 pld.), havasi partfutót (1179 pld.), réti cankót (1160 pld.), sárszalonkát (*Gallinago gallinago*) (991 pld.), billegetőcankót (323 pld.), kis lilét (251 pld.) és pajzsoscankót (244 pld.) fogtunk és jelöltünk. A varsák a vízimadarak mellett a vízparton ebben az időszakban nagy számban gyülekező billegetőféléket is fogják, baráz-dabilegetőt (*Motacilla alba*) 657 pld.-t, sárga billegetőt (*M. flava*) 526 pld.-t gyűrűztünk, más énekesmadarak, elsősorban nádiposzáták (*Acrocephalus* spp.) mellett.

1. táblázat: A vizsgált időszakban (2016–2019) gyűrűzött és visszafogott vízimadarak Mekszikópusztán

Table 1: Waterbirds ringed and recaptured at Mekszikópuszta in the survey period (2016-2019)

Faj		2016		2017		2018		2019		ÖSSZ	
Magyar név	Latin név	07.27. - 10.18.		07.31. - 11.02.		07.11. - 10.22.		07.23. - 10.23.		2016-2019	
		GY	FV	GY	FV	GY	FV	GY	FV	GY	FV
Nyári lúd	<i>Anser anser</i>			2		2				4	
Nagy lilik	<i>Anser albifrons</i>			1		2				3	
Nílus lúd	<i>Alopochen aegyptiaca</i>			1						1	
Bütykös ásólúd	<i>Tadorna tadorna</i>			1	1	1		19	16	21	17
Böjti réce	<i>Spatula querquedula</i>			66	3	55	8	38	4	159	15
Kanalas réce	<i>Spatula clypeata</i>			9		9		2		20	
Tökés réce	<i>Anas platyrhynchos</i>			26	2	24	1	2		52	3
Nyílfarkú réce	<i>Anas acuta</i>			1				1		2	
Csörgő réce	<i>Anas crecca</i>	61		526	14	318	3	597	23	1502	40
Guvat	<i>Rallus aquaticus</i>			1						1	
Kis vöcsök	<i>Tachybaptus ruficollis</i>					5				5	
Gólyatöcs	<i>Himantopus himantopus</i>				1			3		3	1
Gulipán	<i>Recurvirostra avosetta</i>			1		10		18	1	29	1
Bíbic	<i>Vanellus vanellus</i>			5				9		14	
Aranylile	<i>Pluvialis apricaria</i>			1						1	
Ezüstlile	<i>Pluvialis squatarola</i>	1								1	
Parti lile	<i>Charadrius hiaticula</i>			3		31	4	16	1	50	5
Kis lile	<i>Charadrius dubius</i>			15	3	96	10	140	20	251	33
Széki lile	<i>Charadrius alexandrinus</i>					2		1		3	
Kis goda	<i>Limosa lapponica</i>			2	4					2	4
Kőforgató	<i>Arenaria interpres</i>			1		2		9		12	
Sarki partfutó	<i>Calidris canutus</i>			1		3		2	2	6	2

Faj		2016		2017		2018		2019		ÖSSZ	
Magyar név	Latin név	07.27. - 10.18.		07.31. - 11.02.		07.11. - 10.22.		07.23. - 10.23.		2016-2019	
		GY	FV	GY	FV	GY	FV	GY	FV	GY	FV
Pajzsoscankó	<i>Calidris pugnax</i>	6		75	8	106	7	57		244	15
Sárjáró	<i>Calidris falcinellus</i>					1		2		3	
Sarlós partfutó	<i>Calidris ferruginea</i>	3	1	26	7	20	5	11		60	13
Temminck-partfutó	<i>Calidris temminckii</i>			4		6	1	9		19	1
Fenyérfutó	<i>Calidris alba</i>			1		5				6	
Havasí partfutó	<i>Calidris alpina</i>	199	56	90	12	336	59	554	123	1179	250
Apró partfutó	<i>Calidris minuta</i>	2		12		20	4	11	1	45	5
Vándorpartfutó	<i>Calidris melanotos</i>					1				1	
Kis sárszalonka	<i>Lymnocyptes minimus</i>	1				2		1		4	0
Sárszalonka	<i>Gallinago gallinago</i>	15	1	245	48	527	135	204	11	991	195
Vékonycsőrű víztaposó	<i>Phalaropus lobatus</i>					3		2		5	
Billegetőcankó	<i>Actitis hypoleucos</i>	2		93	22	137		91	17	323	39
Erdei cankó	<i>Tringa ochropus</i>			1		8		4		13	0
Piroslábú cankó	<i>Tringa totanus</i>			9	1	14	1	41	8	64	10
Tavi cankó	<i>Tringa stagnatilis</i>			1				6		7	0
Réti cankó	<i>Tringa glareola</i>			92	3	452	37	616	46	1160	86
Füstös cankó	<i>Tringa erythropus</i>			5	1	3		1	1	9	2
Szürke cankó	<i>Tringa nebularia</i>					3				3	
Dankasirály	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>			19	1	6		8		33	1
Kis sirály	<i>Hydrocoloeus minutus</i>					1				1	
Sárgalábú sirály	<i>Larus michahellis</i>					18		3		21	
Küszvágó csér	<i>Sterna hirundo</i>							2	1	2	1
Kormos szerkő	<i>Chlidonias niger</i>					3				3	
ÖSSZESEN		290	58	1336	131	2232	275	2480	275	6338	739
Sárga billegető	<i>Motacilla flava</i>	4		213	4	158	4	151	3	526	11
Hegyi billegető	<i>Motacilla cinerea</i>			1						1	
Barázdabillegető	<i>Motacilla alba</i>	30		149	23	261	18	217	14	657	55
Réti pityer	<i>Anthus pratensis</i>	9								9	
Rozsdástorkú pityer	<i>Anthus cervinus</i>	1				2		2		5	
Havasí pityer	<i>Anthus spinoletta</i>	1		5		16	1			22	1
Parti pityer	<i>Anthus petrosus</i>	1								1	
ÖSSZESEN		46	0	368	27	437	23	370	17	1221	67

Gyűrűzött vízi- és partimadarak megkerülései

A továbbiakban bemutatjuk a Vogelwarte – Madárvárta II. projekt időszakában a Fertő–Hanság Nemzeti Park mekszikópusztai élőhely-rekonstrukciós területén (Borsodi-dűlő) 2016. június 1. és 2020. március 31. között jelölt madarak közül a természetvédelmi szempontból jelentős megkerüléseket adó fajokat (2020. április 30-ig), illetve a projekt időszakában (2016. június 1. – 2020. április 30.) a Fertő környékén megkerült (kézre került, visszafogott vagy leolvasott) madarak adatait. A térképeken csak az 5 km-nél távolabbi megkerüléseket ábrázoltuk, az ettől kisebb távolságban megkerülteket helyi

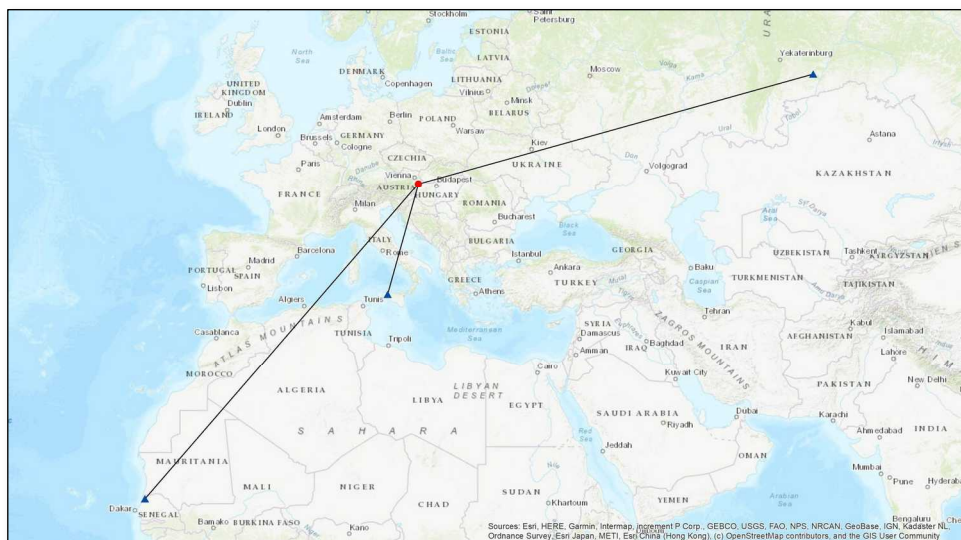
megkerülésnek tekintjük. Fajonként külön táblázatban értékeljük a vizsgált időszak eredményeit az eddig Magyarországon történt jelölésekhez viszonyítva. A gyűrűzött madarak száma egyes fajok esetében magasabb lehet, mint az őszi vízimadár-gyűrűzés összesített eredményeit bemutató táblázatban, mert itt nemcsak a vonulási időszakokban varsával fogott, hanem a projekt teljes időtartama alatt gyűrűzött madarak összes mennyisége szerepel.

Böjti réce (*Spatula querquedula*)

Gyűrűzés (2016–2020)				Megkerülés (2016–2020)			
Magyarország		Fertőújjak		kézre kerülés		leolvasás	
összes pld.	%	pld.	színes is	pld. (%)	eset	pld. (%)	eset
175	95%	166	–	3 (2%)	3	–	–

Egy 2017. augusztus 12-én, a Fertőn öreg hímként jelölt böjti récét (SA00622) 2018. május 6-án Oroszországban, 3334 km-re a jelölés helyétől találtak meg (valószínűleg lelőtték). Egy másik, 2017. szeptember 1-jén jelölt öreg gácsért (SA00512) 2020. február 15-én Afrikában, a szenegáli Saint Louis közelében lőttek le, 4633 km-re a fertői jelölés helyétől. Egy 2019. augusztus 2-án általunk jeladózott öreg tojó böjti récét (SA01502) 105 nappal a gyűrűzés után, 2019. november 15-én Sziciliában (Grisi) lőttek le (távolság 1126 km) (**6. ábra**).

Idegen gyűrűzésű egyed a Fertőnél a tárgyalt időszakban nem került meg.



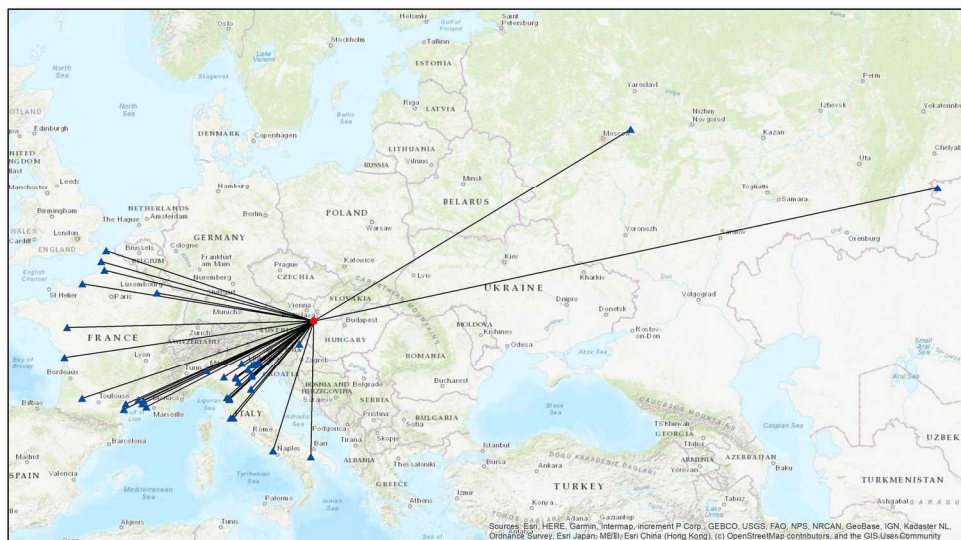
6. ábra: A Mekszikópusztán jelölt böjti récék (*Spatula querquedula*) 5 km-nél távolabbi megkerülési helyei (a gyűrűzési helyet piros pont, a megkerülési helyeket kék háromszögek jelzik)

Fig. 6: Recovery sites of garganeys (*Spatula querquedula*) marked in Mekszikópuszta further than 5 km from the ringing site (ringing sites are marked with a red dot, recovery sites with a blue triangle)

Csörgő réce (*Anas crecca*)

Gyűrűzés (2016–2020)				Megkerülés (2016–2020)			
Magyarország	%	Fertőújlak		kézre kerülés		leolvasás	
összes pld.		pld.	színes is	pld. (%)	eset	pld. (%)	eset
1542	97%	1502	–	42 (3%)	42	–	–

A meggyűrűzött csörgő récék közül 42-t lóttek le, valamennyit külföldön. 40 pld. a szeptembertől januárig tartó őszi és téli időszakban került puszkavégre, 24 Olaszországban, 14 Franciaországban, egy-egy pedig Ausztriában és Szlovéniában (7. ábra). Egy 2016. október 3-án általunk fiatal hímként jelölt madarat (SA00142) a következő év tavaszán, 2017. április 10-én Oroszországban lóttek le, 1807 km-re a gyűrűzés helyétől. 2018 őszén egy kazahsztáni újságcikkből értesültünk, hogy egy magyar gyűrűs récét lóttek Kazahsztánban. Egy ottani kapcsolatokkal rendelkező munkatársunk segítségével sikerült kideríteni az elejtés helyét és idejét, illetve a madár gyűrűszámát (SA00971). Ez egy általunk 2017. október 22-én jelölt hím csörgő réce volt, amelyet 2018. szeptember 2-án lóttek le Észak-Kazahsztánban, 3167 km-re a jelölés helyétől (eddig ez a legtávolabbi megkerült magyar gyűrűs csörgő réce).



7. ábra: A Mekszikópusztán jelölt csörgő récék (*Anas crecca*) 5 km-nél távolabbi megkerülési helyei (a gyűrűzési helyet piros pont, a megkerülési helyeket kék háromszögek jelzik)

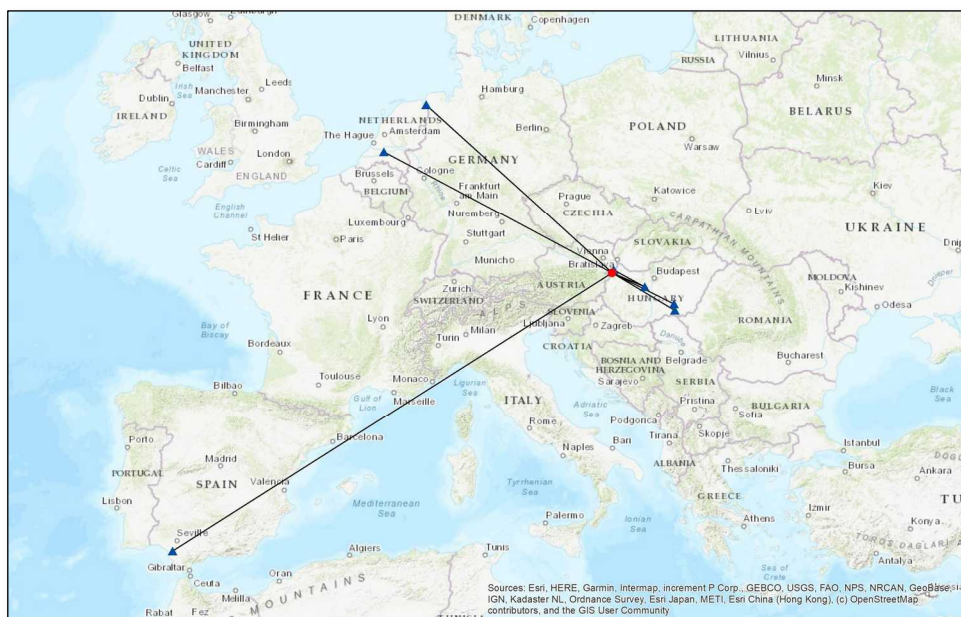
Fig. 7: Recovery sites of common teals (*Anas crecca*) marked in Mekszikópusztán further than 5 km from the ringing site (ringing sites are marked with a red dot, recovery sites with a blue triangle)

Feltűnő a **7. ábrán** bemutatott megkerülések földrajzi eloszlásának aszimmetriája: amíg nyugati és délnyugati irányból (telelőhelyek) számos megkerüléssel rendelkezünk, kelet felől, vagyis a fészkelőterületekről csak elvétve kerülnek elő jelölt madarak, holott a vadászati nyomás ott aligha kisebb. Időközben GIUNCHI *et al.* (2018) által Olaszország különböző régióiban jeladózott csörgő récék vonulási mintázatából az derült ki, hogy nagyon nagy arányban a Kárpát-medencét, azon belül a Fertőt is érintik a tavaszi vonuláson, majd hatalmas területen szóródnak szét Oroszországban a költőhelyeken.

Idegen gyűrűzésű egyed a Fertőnél a tárgyalt időszakban nem került meg.

Gulipán (*Recurvirostra avosetta*)

Gyűrűzés (2016–2020)		Megkerülés (2016–2020)					
Magyarország	%	Fertőújlak		kézre kerülés		leolvasás	
összes pld.		pld.	színes is	pld. (%)	eset	pld. (%)	eset
113	42%	48	48	–	–	7 (15%)	15



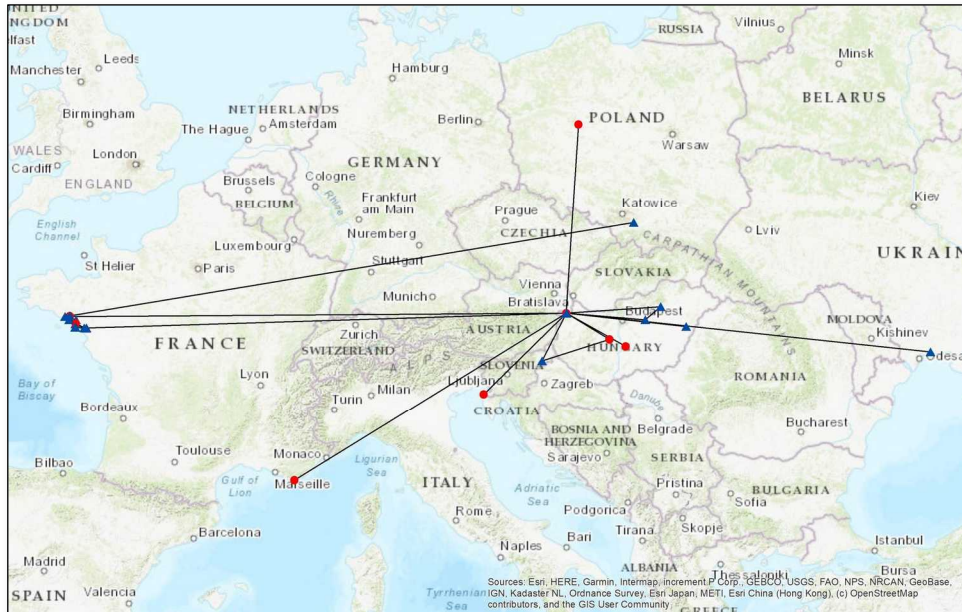
8. ábra: A Mekszikópusztán jelölt gulipánok (*Recurvirostra avosetta*) 5 km-nél távolabbi megkerülési helyei (a gyűrűzési helyet piros pont, a megkerülési helyeket kék háromszögek jelzik)

Fig. 8: Recovery sites of avocets (*Recurvirostra avosetta*) marked in Mekszikópuszta further than 5 km from the ringing site (ringing sites are marked with a red dot, recovery sites with a blue triangle)

Egy 2018. szeptember 18-án a Borsodi-dűlőben jelölt fiatal madarat (:JK7) 2019. november 23-án a szegedi Fehér-tavon (290 km) figyeltek meg. Egy 2018. szeptember 24-én általunk gyűrűzött öreg madarat (:JK9) 2018. október 9-én a Pákozdi-halastavakon (139 km) fényképeztek le, október 27-én és 29-én viszont ismét a Borsodi-dűlőben láttuk, 2019. szeptember 14-én a Fertőzugban, 2020. áprilisának elején pedig megint a Borsodi-dűlőben került szem elé. Két 2019. augusztusában általuk jelölt madarat (:JL5 és :JL7) még ugyanezen év szeptember 30-án a tömörkényi Csaj-tavon (274 km) láttak. Egy 2018. június 5-én a Borsodi-dűlőben fészkelő, öreg tojóként jelölt gulipánt (J05) ugyanazon év július 20. és szeptember 15. között többször láttak Hollandiában (Fiemel), 930 km-re a gyűrűzés helyétől, 2019. április 13-án pedig újra a Borsodi-dűlőben került szem elé (ez a madár az első Hollandiában megkerült magyar gyűrűs gulipán). Egy 2017. június 27-én a Borsodi-dűlőben fiókaként gyűrűzött madarat (J12) 2020. április 28-án Hollandiában (Werkendam) figyeltek meg, 974 km-re a gyűrűzés helyétől. Egy 2019. augusztus 10-én a Borsodi-dűlőben fiatal madárként jelölt gulipánt (:JL4) a dél-spanyolországi Doñana Nemzeti Parkban figyeltek meg 2020. március 8-án, 2228 km-re Fertőtől (**8. ábra**).

A Vogelwarte – Madárvárta II. projekt során (2016. június 1. és 2020. március 31. között) a Fertő környékén 44 különböző (ebből 36 korábban ugyanitt jelölt) gulipán színes lábgyűrűjét olvastuk le, összesen 261 alkalommal. Ezeknek a madaraknak összesen 382 megkerülése ismert szerte Európából. A Fertő környékén jelölteken kívül három másik Magyarországon gyűrűzött madarat, valamint három Franciaországban, illetve egy-egy Lengyelországban és Szlovéniában jelölt madarat olvastunk le. A Magyarországon jelöltek közül egy madár (JJ4) adatait kell kiemelni: ezt 2018. június 30-án gyűrűzték fiókaként a sárkeresztúri Sárkány-tavon, még annak az évnek az augusztusában megfigyelték Szlovéniában (Ptuj), majd 2019. augusztus 16-án és 22-én a fertőújlaki Borsodi-dűlőben láttuk. Egy 2011. június 3-án Franciaország nyugati részén (Séné) fiókaként, színesgyűrű-kombinációval jelölt gulipánt láttunk 2017. augusztus 5-én a Borsodi-dűlőben (1640 km), a madarat korábban a gyűrűzés helye környékén több helyen, 2016. áprilisában pedig Lengyelországban is megfigyelték, 2017. őszén és 2017/2018. telén ismét a franciaországi gyűrűzési hely környékén került többször szem elé, 2018. júliusában pedig megint több alkalommal láttuk a Nyéki szálláson. Egy 2014. június 4-én Franciaországban ugyanott fiókaként jelölt madarat 2018. június 8-án láttunk a Borsodi-dűlőben (1446 km), majd ez a madár 2019. májusában a Hór-völgyi-víztárolón és Jászberény mellett is feltűnt, 2019. július 14-én megint a Borsodi-dűlőben láttuk, és ugyanitt figyeltük meg kétszer 2020. áprilisában is. A harmadik francia gyűrűs madarat (A65) 2013. július 19-én jelölték Dél-Franciaországban (Hyères) és 2018. szeptember 1-jén és 4-én láttuk a Borsodi-dűlőben (979 km). Egy 2012. június 11-én Lengyelországban (Borówko) fiókaként gyűrűzött madarat (X07) 2013. nyarán már kétszer megfigyeltük a fertőújlaki élőhely-rekonstrukción (531–533 km), 2015. április 17-én Ukrajna déli részén (Koblevo) látták, 2017-ben, 2018-ban, 2019-ben és 2020-ban is ismét többször szem elé került a fertőújlaki Borsodi-dűlőben. Egy 2013. június 18-án Szlovéniában (Secovlje) fiókaként gyűrűzött gulipánt (SLCP) 2018. április 4-én láttunk a fertőújlaki Borsodi-dűlőben, 347 km-re a

gyűrűzés helyétől (ennek a madárnak érdekes módon semmilyen más megfigyelése nem ismert). 2019-ben és 2020-ban többször láttunk egy fehér (vagy kifakult sárga) gyűrűs gulipánt (U05), amelynek a gyűrűzési adatait mind a mai napig nem sikerült kideríteni, de valószínűleg Spanyolországban jelölték (9. ábra).



9. ábra: A Mekszikópusztán megkerült gulipánok (*Recurvirostra avosetta*) gyűrűzési és megkerülési helyei (a gyűrűzési helyeket piros pontok, a megkerülési helyeket kék háromszögek jelzik)

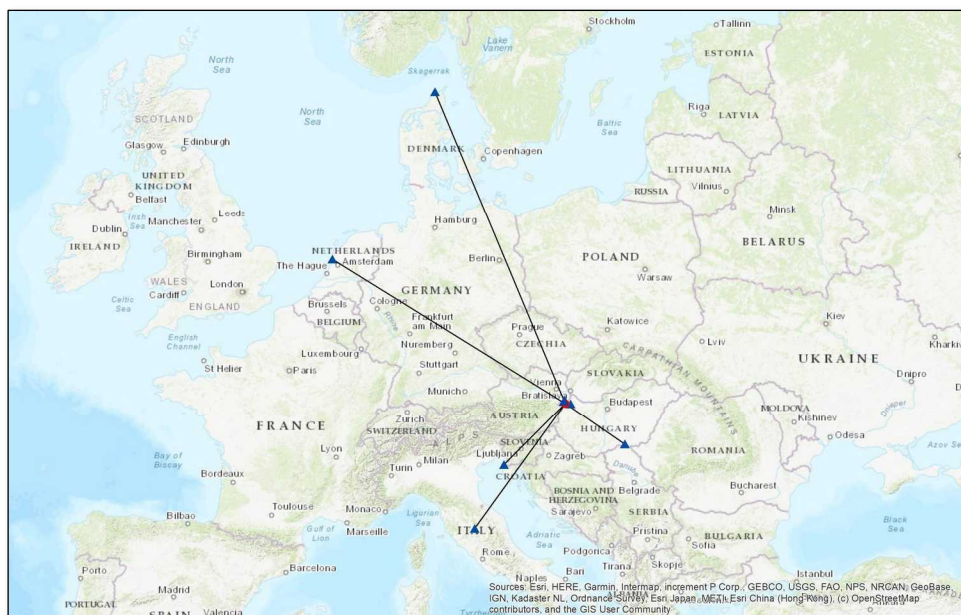
Fig. 9: Ringing and recovery sites of avocets (*Recurvirostra avosetta*) recovered at Mekszikópuszta (ringing sites are marked with a red dot, recovery sites with a blue triangle)

Kis lile (*Charadrius dubius*)

Gyűrűzés (2016–2020)		Megkerülés (2016–2020)					
Magyarország		Fertőújlak		kézre kerülés		leolvasás	
összes pld.	%	pld.	színes is	pld. (%)	eset	pld. (%)	eset
344	75%	258	258	6 (2%)	8	12 (5%)	16

Egy 2017. augusztus 16-án a Borsodi-dűlőben jelölt fiatal madarat (LA) 2018. június 3-án Hollandiában (Castricum), a jelölési helyétől 1024 km-re fogtak vissza. Egy 2018. augusztus 2-án általunk fiatal madárként jelölt példányt (H1) 2020. március 11-én Olaszországban (Castiglione Del Lago) figyeltek meg, 632 km-re a gyűrűzés helyétől. Egy 2018. augusztus 16-án általunk fiatal madárként gyűrűzött példányt (L1) 2019. április 15-én Szlovéniában (Secovlje) láttak, 349 km-re a jelölés helyétől. Egy 2018. augusztus 19-én a Borsodi-dűlőben

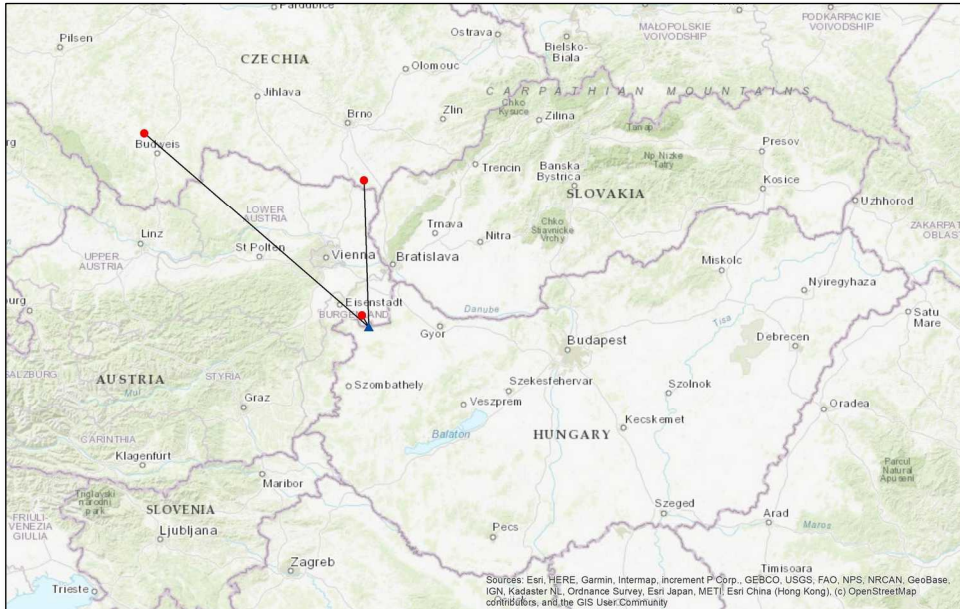
jelölt fiatal kis lilét (3C) 2019. május 18-án Dániában (Hirtshals) figyeltek meg, 1193 km-re a jelölés helyétől (ez a legtávolabb megkerült magyar gyűrűs kis lile a hazai adatbankban). Egy 2019. július 18-án általunk jelölt kis lilét (09) 2020. április 15-én és 16-án a Mórahalom melletti Nagy-Széksós-tónál fényképeztek le, 287 km-re a Fertőtől. Egy 2019. július 30-án a Borsodi-dűlőben jelölt kis lilét augusztus 21-én a Hanságban, a 20 km-nyire fekvő Oslí-Hányban olvastak le (**10. ábra**).



10. ábra: A Mekszikópusztán jelölt kis lilék (*Charadrius dubius*) 5 km-nél távolabbi megkerülési helyei (a gyűrűzési helyet piros pont, a megkerülési helyeket kék háromszögek jelzik)

Fig. 10: Recovery sites of little ringed plovers (*Charadrius dubius*) marked at Mekszikópuszta further than 5 km from the ringing site (ringing sites are marked with a red dot, recovery sites with a blue triangle)

A Vogelwarte – Madárvárta II. projekt során (2016. június 1. és 2020. március 31. között) a Fertő környékén 34 különböző (ebből 28 korábban ugyanitt jelölt) kis lilét fogtunk vissza vagy figyeltünk meg, összesen 43 alkalommal. Ezeknek a madaraknak összesen 46 megkerülése ismert. Az általunk gyűrűzött madarakon kívül négy osztrák és egy cseh gyűrűs madarat fogtunk vissza, illetve egy Csehországban színesgyűrű-kombinációval jelölt madarat láttunk. Az osztrák gyűrűs madarak mindegyikét innen 11 km-re, Illmitz mellett gyűrűzték. Egy 2014. május 24-én Csehországban (Nakri) színesgyűrű-kombinációval jelölt kis lilét 2017. július 6-án és 7-én láttunk a fertőújlaki Borsodi-dűlőben, 245 km-re a gyűrűzés helyétől. 2019. augusztus 17-én egy cseh gyűrűs fiatal (1y) kis lilét fogtunk, amelyet nem sokkal előtte, 2019. augusztus 9-én gyűrűzték innen 122 km-re, Lednice mellett. A madár a visszafogáskor természetesen színes gyűrűt (T9) is kapott (**11. ábra**).



11. ábra: A Mekszikópusztán megkerült kis lilék (*Charadrius dubius*) gyűrűzési és megkerülési helyei (a gyűrűzési helyet piros pont, a megkerülési helyeket kék háromszögek jelzik)

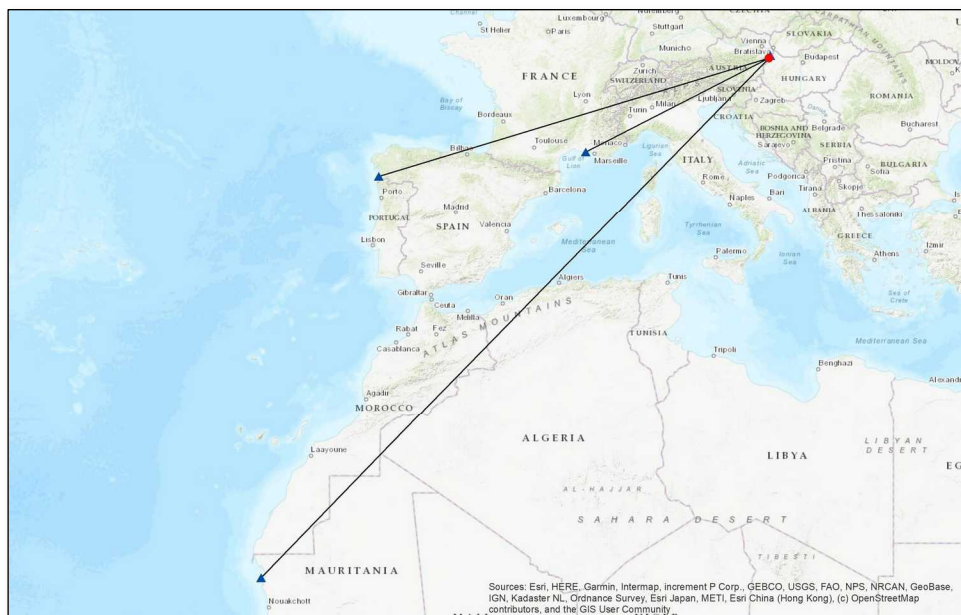
Fig. 11: Ringing and recovery sites of little ringed plovers (*Charadrius dubius*) recovered at Mekszikópuszta (ringing sites are marked with a red dot, recovery sites with a blue triangle)

Sarlós partfutó (*Calidris ferruginea*)

Gyűrűzés (2016–2020)		Megkerülés (2016–2020)					
Magyarország	%	Fertőújlak		kézre kerülés		leolvasás	
összes pld.		pld.	színes is	pld. (%)	eset	pld. (%)	eset
91	66%	60	31	–	–	4 (7%)	6

Mind a négy megkerülés a színes jelölésű madarak közül került ki. Egy 2018. augusztus 26-án általunk jelölt fiatal madarat (C1) a hónap végéig többször látták a Fertőzugban (Zicksee). Egy 2018. augusztus 25-én a Borsodi-dűlőben fiatal (1y) madárként jelölt példányt (A4) 2018. szeptember 19-én, 25 nappal a gyűrűzés után, a Fertőtől 1051 km-re lévő dél-franciaországi Domaine de la Palissade közelében figyeltek meg. Egy 2019. szeptember 12-én általunk ugyancsak fiatalként (1y) jelölt madarat (7A) 14 nap múlva, 2019. szeptember 26-án a Spanyolország északnyugati részén lévő Vigo közelében látták, 2095 km-re a gyűrűzés helyétől. Egy 2018. szeptember 10-én a Borsodi-dűlőben gyűrűzött fiatal madár (C7) 2018. december 5-én Afrikában, Mauritánia partjain (Banc d'Arguin) került meg, 4302 km-re a jelölés helyétől (**12. ábra**). CSÖRGŐ & HALMOS (2000) tunéziai vizsgálatai alapján e megkerülések mindegyike olyan távolságból származik, amelyet a sarlós partfutók képesek akár egyhuzamban megtenni.

Idegen gyűrűzésű egyed a Fertőnél a tárgyalt időszakban nem került meg.



12. ábra: A Mekszikópuszán jelölt sarlós partfutók (*Calidris ferruginea*) 5 km-nél távolabbi megkerülési helyei (a gyűrűzési helyet piros pont, a megkerülési helyeket kék háromszögek jelzik)

Fig. 12: Recovery sites of curlew sandpipers (*Calidris ferruginea*) further than 5 km from the ringing site (ringing sites are marked with a red dot, recovery sites with a blue triangle)

Havasi partfutó (*Calidris alpina*)

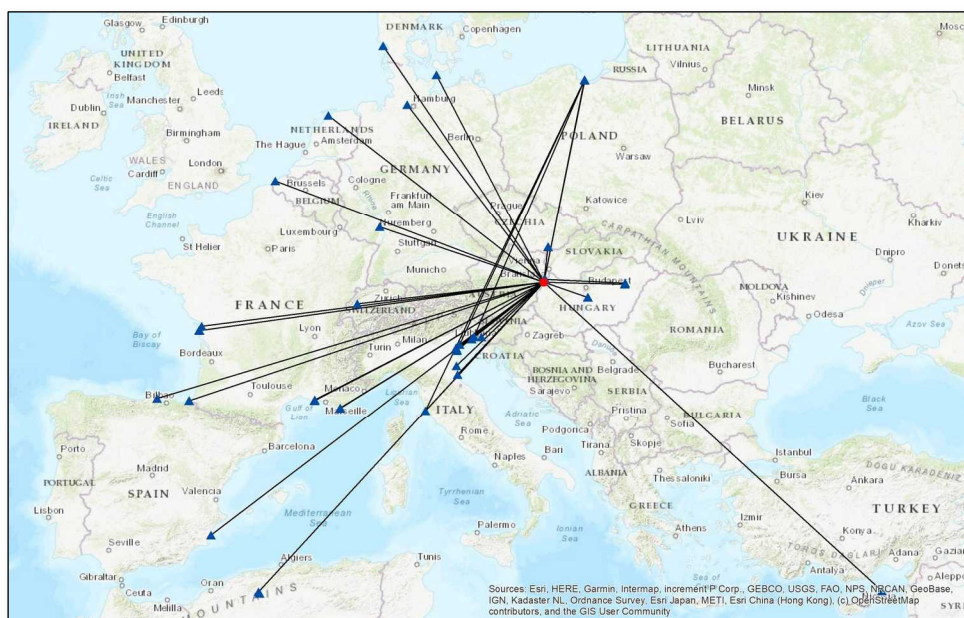
Gyűrűzés (2016–2020)		Megkerülés (2016–2020)					
Magyarország	%	Fertőújlak		kézre kerülés		leolvasás	
		pld.	színes is	pld. (%)	eset	pld. (%)	eset
1394	85%	1179	948	2 (0%)	2	60 (5%)	78

Az 5 km-nél nagyobb távolságra megkerült havasi partfutók közül Ausztriában 18-at láttak (20 alkalommal), Franciaországban 12-t (19 alkalommal), Olaszországban 12-t (14 alkalommal), Magyarországon (Hortobágy, Apaj) hatot (kilenc alkalommal), Lengyelországban hármat (három alkalommal), Németországban hármat (három alkalommal), Spanyolországban hármat (három alkalommal), Csehországban egyet (két alkalommal), Svájcban egyet (egy alkalommal), Dániában, Hollandiában és Belgiumban egyet-egyet (egy-egy alkalommal), Algériában egyet (két alkalommal), illetve Cipruson egyet (egy alkalommal) (**13. ábra**). Az Ausztriában megfigyelt madarak mindegyikét a Fertőzugban látták, kettőt a Darschónál, 16-ot pedig a Zicksee-nél. A megfigyelések egy kivételével mind ugyanabban a vonulási szezonban, 1–33 nappal a jelölés után történtek. Egy olyan madár (CTP) volt, amelyiket a gyűrűzés (2018. október 19.) után egy

évvel, 2019. október 21-én láttak a Zicksee-nél. Egy 2017. október 21-én a Borsodi-dűlőben jelölt fiatal (1y) madarat (:LK) 2018. augusztus 16-án Lengyelországban (Ujscie Wisly), 2018. október 9-én pedig Olaszországban (Velence) láttak. Egy másik, de 2017-ben ugyanazon napon ugyanott gyűrűzött fiatal madarat (:LR) 2018. március 7-én Olaszországban (Piombino), 2018. július 18-án Lengyelországban (Ujscie Wisly), 2018. augusztus 14-én pedig ismét Olaszországban (Marano Lagunare) figyeltek meg. Az Európában másutt megfigyelt madarak közül csak néhányat emelnénk ki. Egy 2018. október 20-án a Borsodi-dűlőben fiatal (1y) madárként jelölt havasi partfutót (CUT) 2019. augusztus 30-án a Németország balti-tengeri partvidékén elhelyezkedő Fehmarn szigeten (855 km-re a jelölés helyétől) olvastak le. Egy 2018. október 9-én a Borsodi-dűlőben fiatal (1y) madárként jelölt havasi partfutót (CHC) 2019. augusztus 5-én a dániai Esbjerg közelében (1035 km-re a jelölés helyétől) olvastak le. Egy 2017. október 16-án a Borsodi-dűlőben fiatal (1y) madárként jelölt havasi partfutót (:KK) 2019. január 17-én Belgiumban (Nieuwpoort) figyeltek meg, 1089 km-re a gyűrűzés helyétől. Egy 2019. október 10-én általunk fiatal madárként gyűrűzött havasi partfutót (:8Z) 2020. április 30-án Hollandiában (Koehool) figyeltek meg, a jelölés helyétől 1011 km-re. 2019 decemberében két általunk Fertőújlakon jelölt havasi partfutót olvastak le Olaszországban. 2019. december 5-én Staranzano közelében (332 km-re a jelölés helyétől) láttak egy 2018. október 11-én általunk gyűrűzött madarat (CKJ); 2019. december 14-én pedig Campagnia Lupia közelében (439 km-re a jelölés helyétől) figyeltek meg egy 2019. szeptember 26-án Fertőújlakon jelölt madarat (HAK); 2019 októberében négy általunk 2019 őszén jelölt havasi partfutót olvastak le Franciaországban. Négyet 4–7 nappal a jelölésük után Toulon közelében (Hyéres) (979 km): október 4–7. között kettőt, október 18-án pedig másik kettőt. Két madarat a Rhone-deltában láttak 2019. október 28-án: egyet (HHP) Port-Saint-Louis-du-Rhone közelében (1052 km) 32 nappal a jelölés után, egyet (:8R) pedig Domaine de la Palissade mellett (1051 km) 19 nappal a gyűrűzés után. Egy 2017. szeptember 9-én általunk fiatal madárként jelölt havasi partfutót (:EM) 24 nappal később, 2017. október 3-án Észak-Spanyolországban (Santona), a jelölés helyétől 1645 km-re olvastak le. Egy 2018. október 8-án a Borsodi-dűlőben fiatal (1y) madárként jelölt havasi partfutót (CCP) 2019. december 30-án a spanyol–francia határon, a spanyolországi Irun közelében (1525 km-re a jelölés helyétől) olvastak le. Ennek a madárnak nem ez volt az első megkerülése, ugyanis 2018. november 26. és 2019. január 12. között háromszor látták ugyanezen a területen, csak a francia oldalon (Hendaye), a határt képező Bidasoa folyó mellett. Egy 2019. október 2-án általunk fiatal madárként jelölt havasi partfutót (:Y2) 2020. február 28-án Spanyolország földközi-tengeri partvidékén (Torrevieja) figyeltek meg, 1780 km-re a gyűrűzés helyétől. Egy 2019. szeptember 25-én a Borsodi-dűlőben fiatal (1y) madárként jelölt havasi partfutót (ALP) 82 nap elteltével, 2019. december 16-án az algériai Tissemsilt közelében (1824 km-re a jelölés helyétől) olvastak le, és még 2020. február 8-án is a közelben (Tuila) látták. A megkerülés érdekessége, hogy ez az első olyan havasi partfutó, amelyik Afrikában nem tengerparton, hanem attól távol került meg.

A megkerülési adatok azt mutatják, hogy a havasi partfutók ősszel északi irányból, Lengyelország felől érkehetnek a Kárpát-medencébe, és nyugat-

délnyugat felé hagyhatják el azt. Figyelembe kell azonban venni, hogy a tőlünk keletre fekvő nagy területű országokban kevés gyűrűzést végeznek, a terepi megfigyelőhálózat pedig szinte teljesen hiányzik. Emiatt az adathiány nem feltétlenül jelenti azt, hogy a madarak azokat a vonulási utakat nem használják, ez lényegében minden fajra érvényes. Ettől a megszokott képtől merőben eltér és furcsa annak a délkeleti irányban tovább vonuló fiatal (1y) madárnak (EEN) a mozgása, amelyet 2018. szeptember 18-án gyűrűztünk a Borsodi-dűlőben, és öt nap múlva Cipruson (Karpaz), a jelölés helyétől 1979 km-re figyelték meg (13. ábra). Túlnyomórészt a faj fiatal egyedei választják a kontinentális vándorlás Kárpát-medencén keresztül húzódó útvonulát. Vonulásuk legalább két hullámban zajlik le, általában egy szeptember közepi és egy október eleji csúccsal (LACZIK & PELLINGER 2008).



13. ábra: A Mekszikópuszán jelölt havasi partfutók (*Calidris alpina*) 5 km-nél távolabbi megkerülési helyei (a gyűrűzési helyet piros pont, a megkerülési helyeket kék háromszögek jelzik)

Fig. 13: Recovery sites of dunlins (*Calidris alpina*) further than 5 km from the ringing site (ringing sites are marked with a red dot, recovery sites with a blue triangle)

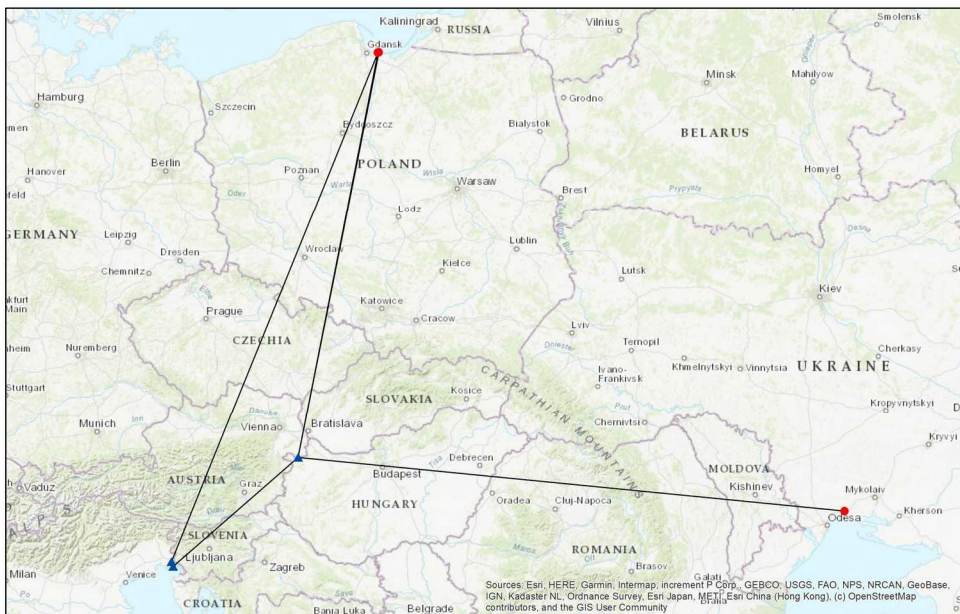
A Vogelwarte – Madárvárta II. projekt során (2016. június 1. és 2020. március 31. között) a Fertő környékén 251 különböző (ebből 243 korábban ugyanitt jelölt) havasi partfutó került meg (fogtuk vissza vagy olvastuk le a színes gyűrűjét), összesen 337 alkalommal. Ezeknek a madaraknak összesen 357 megkerülése ismert szerte Európából.

A nyolc külföldön gyűrűzött havasi partfutó közül hetet Lengyelországban, egyet pedig Ukrajnában jelöltek. A lengyel gyűrűs madarak mindegyikét Gdansk közelében (Ujscie Wisly) jelölték, a fertőújlaki élőhely-rekonstrukciótól 757 km-

re. Egy 2016. szeptember 3-án gyűrűzött fiatal madarat (A9M) 10 nappal később, szeptember 13-án, egy 2016. szeptember 9-én jelölt öreg (*ad.*) példányt (M4U) pedig ugyancsak 10 nappal később, szeptember 19-én láttunk. Egy 2017. július 25-én gyűrűzött öreg (*ad.*) madarat (Y8E) néhány nappal később, július 29. – augusztus 1. között, egy 2017. július 29-én jelölt szintén öreg (*ad.*) példányt (293) pedig augusztus 10-én figyeltünk meg. Egy 2018. szeptember 10-én gyűrűzött fiataalt (1y) (3A8) október 5-én és 8-án láttunk, egy 2018. július 20-án gyűrűzött öreg (*ad.*) madarat (7T) pedig 2019. október 2-án fogtunk vissza.

A legérdekesebb lengyel gyűrűs havasi partfutót (CYA) 2013. július 23-án jelölték Gdansk mellett, már akkor is öreg (*ad.*) madárként. 2013 augusztusában és szeptemberében, majd 2016 márciusában is Észak-Olaszországban (Staranzano) figyelték meg, 2018. augusztus 8-án pedig a fertőújlaki Borsodidűlőben láttuk.

Az élőhely-rekonstrukción egy ukrán gyűrűs havasi partfutót (410) is megfigyeltünk, illetve visszafogtunk. A madarat 2016. szeptember 7-én gyűrűzték Ukrajna déli részén, nem messze Odesszától. 12 nap múlva már a Borsodidűlőben figyeltük meg, 1087 km-re a jelölés helyétől, szeptember folyamán még számtalan alkalommal szem elé került, mígnem szeptember 30-án vissza is fogtuk.



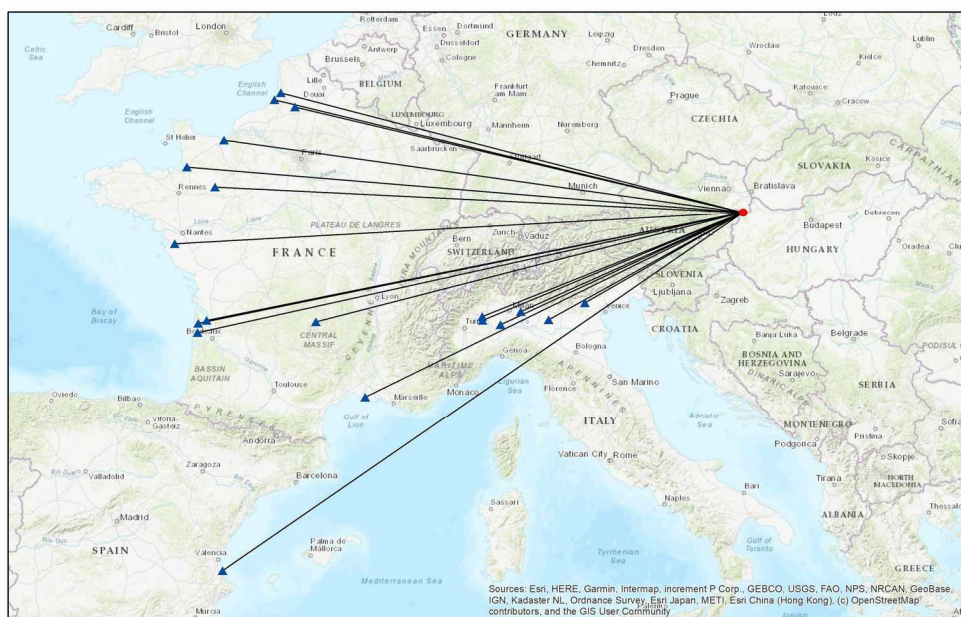
14. ábra: A Mekszikópusztán megkerült havasi partfutók (*Calidris alpina*) gyűrűzési és megkerülési helyei (a gyűrűzési helyet piros pont, a megkerülési helyeket kék háromszögek jelzik)

Fig. 14: Ringing and recovery sites of of dunlins (*Calidris alpina*) recovered at Mekszikópuszta (ringing sites are marked with a red dot, recovery sites with a blue triangle)

Sárszalonka (*Gallinago gallinago*)

Gyűrűzés (2016–2020)				Megkerülés (2016–2020)			
Magyarország		Fertőújlak		kézre kerülés		leolvasás	
összes pld.	%	pld.	színes is	pld. (%)	eset	pld. (%)	eset
1233	80%	991	–	19 (19%)	19	–	–

Az általunk a projekt időszakában jelölt 991 sárszalonka közül 19-et lőttek le külföldön, 12-t Franciaországban (többségüket annak atlanti partvidékén), hetet Észak-Olaszországban, egyet pedig Spanyolországban (**15. ábra**).



15. ábra: A Mekszikópuszán jelölt sárszalonkák (*Gallinago gallinago*) 5 km-nél távolabbi megkerülési helyei (a gyűrűzési helyet piros pont, a megkerülési helyeket kék háromszög jelzik)

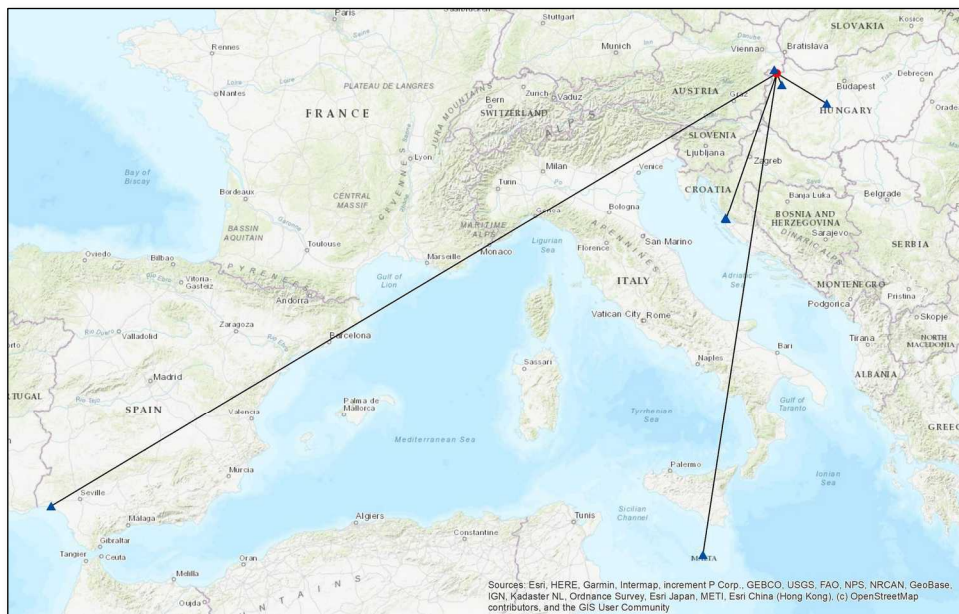
Fig. 15: Recovery sites of common snipes (*Gallinago gallinago*) further than 5 km from the ringing site (ringing sites are marked with a red dot, recovery sites with a blue triangle)

A Vogelwarte – Madárvárta II. projekt során (2016. június 1. és 2020. március 31. között) a Fertő környékén 147 különböző (ebből 146 korábban ugyanitt jelölt) sárszalonka került meg, összesen 196 alkalommal. Ezeknek a madaraknak összesen 198 megkerülése ismert. Egy külföldi gyűrűs madarat fogtunk, ezt a példányt (GA12270) 2018. augusztus 7-én gyűrűzték Csehország déli részén (Lednice), és két nappal később, augusztus 9-én fogtuk vissza a fertőújlaki Borsodi-dűlőben. Két további visszafogás érdemel még említést. Kétszer fordult elő, hogy olyan sárszalonkát fogtunk, amelyet az előző évben gyűrűztünk ugyanezen a területen. Az egyik madarat (TT37650) 2017. augusztus 3-án jelöltük, és 2018. szeptember 1-jén fogtuk vissza; a másikat (TT96687) 2017. október 17-én gyűrűztük, és 2018. augusztus 31-én került ismét a kezünkbe.

Piroslábú cankó (*Tringa totanus*)

Gyűrűzés (2016–2020)				Megkerülés (2016–2020)			
Magyarország	%	Fertőújlak		kézre kerülés		leolvasás	
összes pld.		pld.	színes is	pld. (%)	eset	pld. (%)	eset
123	67%	83	73	–	–	8 (10%)	12

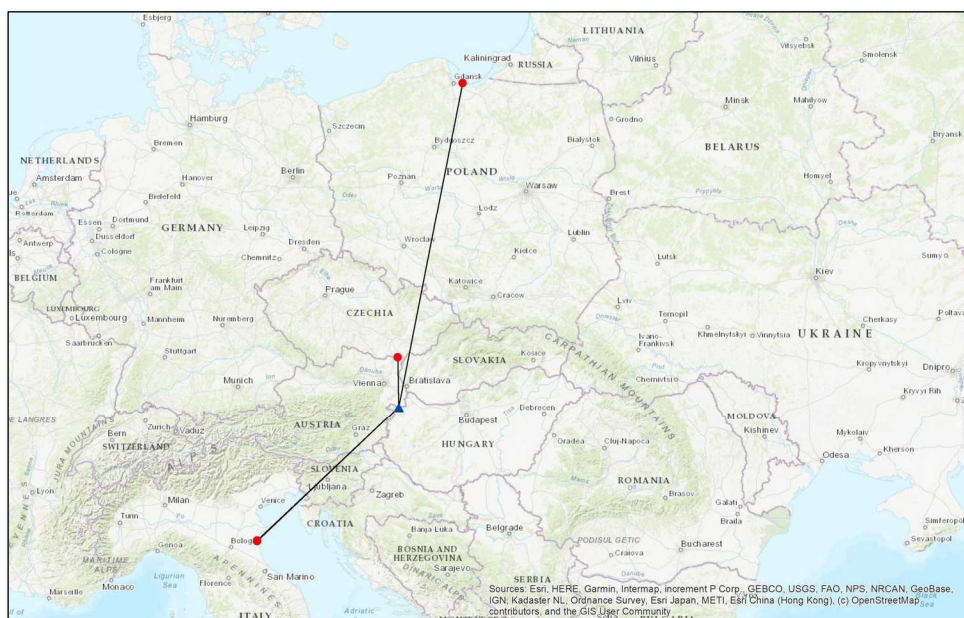
Az általunk a Fertőnél jelölt piroslábú cankók közül kettőt Magyarországon (Répcelak, Soponya), hármat pedig Ausztriában (Illmitz) láttak. Egy 2018. augusztus 7-én a Borsodi-dűlőben gyűrűzött fiatal madarat (CT) 2019. március 31-én a Nyéki szálláson láttunk, július 4-én pedig Máltán (Naxxar) fényképezték le, 1320 km-re a Fertőtől. Egy 2019. március 27-én, a tavaszi gyűrűzés során jelölt öreg (*ad.*) madarat (EC), 2019. november 11-én a dél-spanyolországi Huelva mellett olvastak le, 2260 km-re a jelölés helyétől (ez az eddigi legtávolabbi piroslábúcanakó-megkerülés a haza adatbankban). Egy 2019. augusztus 11-én a Borsodi-dűlőben jelölt fiatal madarat (KH) 2019. szeptember 5-én és 28-án, de még november 19-én is a horvátországi Pag szigeten figyeltek meg (392 km) (16. ábra).



16. ábra: A Mekszikópusztán jelölt piroslábú cankók (*Tringa totanus*) 5 km-nél távolabbi gyűrűzési és megkerülési helyei (a gyűrűzési helyet piros pont, a megkerülési helyeket kék háromszögek jelzik)

Fig. 16: Recovery sites of redshanks (*Tringa totanus*) further than 5 km from the ringing site (ringing sites are marked with a red dot, recovery sites with a blue triangle)

A Vogelwarte – Madárvárta II. projekt során (2016. június 1. és 2020. március 31. között) a Fertő környékén 25 különböző (ebből 20 korábban ugyanitt jelölt) piroslábú cankó került meg (fogtuk vissza vagy olvastuk le a színes lábgyűrűjét), összesen 83 alkalommal. Ezeknek a madaraknak összesen 84 megkerülése ismert. 2018. július 28-án egy cseh gyűrűs (GA12261) piroslábú cankót fogtunk, amelyet 24 nappal korábban, július 4-én gyűrűztek Dél-Csehországban, 122 km-re a Fertőtől. 2018. március 28-án egy lengyel színes gyűrűs (H26) madarat olvastunk le a Borsodi-dűlőben, amelyet 2017. augusztus 5-én gyűrűztek Gdansk mellett, 757 km-re a megfigyelés helyétől. A projekt időszakában három olasz gyűrűs piroslábú cankót olvastunk le a Borsodi-dűlőben. Egyiket (IAK) 2018. április 25-én, ezt a példányt 2011. június 28-án fiatal madárként jelölték Comacchio közelében, 2012-ben és 2013-ban egyszer-egyszer, 2015-ben pedig négyszer már láttuk a fertőújlaki élőhely-rekonstrukciókon. A másikat (ANH) 2018. május 2-án láttuk a Borsodi-dűlőben, ezt 2015. szeptember 20-án gyűrűzték szintén Comacchio mellett. A harmadikat (ADC) két alkalommal, 2019. július 1-jén és 2-án, ezt a madarat 2015. június 29-én jelölték szintén Comacchio közelében, 489 km-re a megfigyelés helyétől (17. ábra).



17. ábra: A Mekszikópusztán megkerült piroslábú cankók (*Tringa totanus*) gyűrűzési és megkerülési helyei (a gyűrűzési helyet piros pont, a megkerülési helyeket kék háromszögek jelzik)

Fig. 17: Ringing and recovery sites of redshanks (*Tringa totanus*) recovered at Mecsikópuszta (ringing sites are marked with a red dot, recovery sites with a blue triangle)

Réti cankó (*Tringa glareola*)

Gyűrűzés (2016–2020)				Megkerülés (2016–2020)			
Magyarország	%	Fertőújlak		kézre kerülés		leolvasás	
összes pld.		pld.	színes is	pld. (%)	eset	pld. (%)	eset
1563	74%	1161	1091	1 (0%)	1	13 (1%)	15

Az általunk jelölt réti cankók közül egyet (HJH) a szomszédos Fertőzugban (Ausztria) fogtak vissza. Három másik madarat szintén a Fertőzugban figyeltek meg a jelölést követő egy hónapon belül. Háromat Magyarországon láttak, egyet (:91) a jelölést követő nyolcadik napon Rábataty közelében, kettőt pedig a következő évben Látrány (:8T), illetve Tápiószecső mellett (JKH). Négy példányt a gyűrűzést követő évben Lengyelország középső részén láttak, 470–612 km közötti távolságokban. Egy 2019. augusztus 6-án fiatalként jelölt madarat (:9J) Németországban (Koselitz) figyeltek meg 2020. április 24-én, 480 km-re a Fertőtől. Egy 2017. augusztus 17-én fiatal madárként jelölt példányt (:65) Litvániában (Lipliunai) láttak 2019. június 29-én, 857 km-re a Fertőtől. Egy 2017. augusztus 2-án a Borsodi-dűlőben gyűrűzött öreg (*ad.*) réti cankót (:02) 2018. március 2-án Nyugat-Afrikában, Mauritánia fővárosában, Nouakchottban figyeltek meg és fényképeztek, 4432 km-re a jelölés helyétől (**18. ábra**).

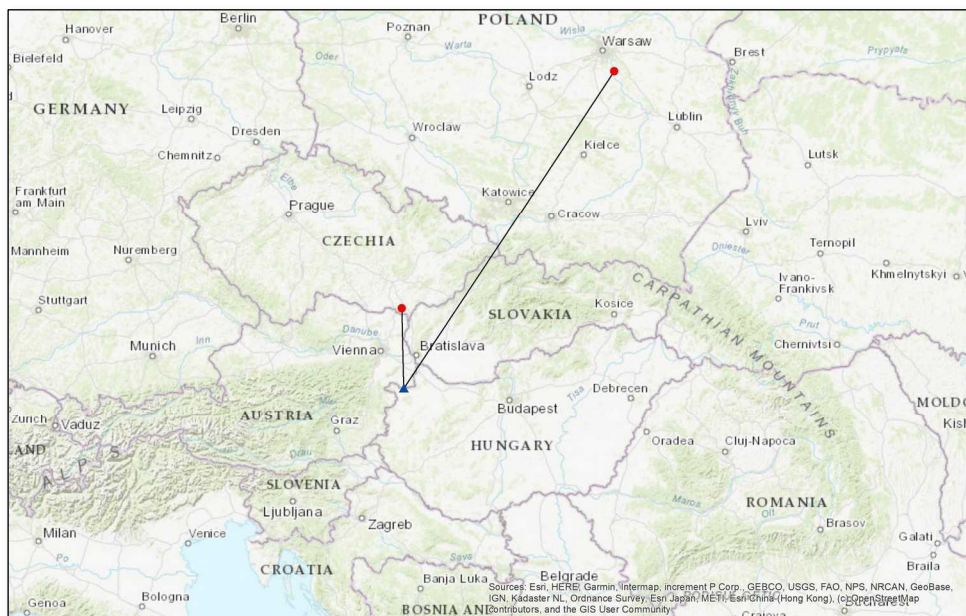


18. ábra: A Mekszikópusztán jelölt réti cankók (*Tringa glareola*) 5 km-nél távolabbi gyűrűzési és megkerülési helyei (a gyűrűzési helyet piros pont, a megkerülési helyeket kék háromszögek jelzik)

Fig. 18: Recovery sites of wood sandpipers (*Tringa glareola*) further than 5 km from the ringing site (ringing sites are marked with a red dot, recovery sites with a blue triangle)

A Vogelwarte – Madárvárta II. projekt során (2016. június 1. és 2020. március 31. között) a Fertő környékén 77 különböző (ebből 75 korábban ugyanitt jelölt) réti cankó került meg (fogtuk vissza vagy olvastuk le a színes lábgyűrűjét), összesen 98 alkalommal. Ezeknek a madaraknak összesen 99 megkerülése ismert.

Három színes gyűrűs réti cankót helyi (Borsodi-dűlő) leolvasását érdemes kiemelni, mert ezeket a gyűrűzést követő évben olvastuk le: ezek közül két fiatal (1y) madarat 2018. augusztus 3-án jelöltünk ugyanitt, egyiket (AVN) 2019. július 11-én, a másikat (AVJ) pedig 2019. július 23-án olvastuk le. Egy másik, 2019. július 25-én jelölt madarunkat (HAT) 2020. április 22-én sikerült ugyanitt leolvasni.



19. ábra: A Mekszikópusztán megkerült réti cankók (*Tringa glareola*) 5 km-nél távolabbi gyűrűzési és megkerülési helyei (a gyűrűzési helyet piros pont, a megkerülési helyeket kék háromszögek jelzik)

Fig. 19: Ringing and recovery sites of wood sandpipers (*Tringa glareola*) recovered at Mekszikópuszta (ringing sites are marked with a red dot, recovery sites with a blue triangle)

Ezeket kívül két külföldi gyűrűs madarat fogtunk, amelyek a visszafogáskor színes jelölést is kaptak. 2017. augusztus 12-én egy lengyel gyűrűs (TS42330) fiatal (1y) réti cankót fogtunk, amelyet nyolc nappal korábban gyűrűztek Lengyelország középső részén (Góra Kalwaria), 573 km-re a visszafogás helyétől. Egy cseh gyűrűs (ZA43919) példányt 2018. július 23-án fogtunk vissza, ezt a madarat öt évvel korábban, 2013. augusztus 3-án jelölték fiatal példányként a dél-csehországi Lednice közelében, 124 km-re a visszafogás helyétől (**19. ábra**).

Más fajok jelölt egyedeinek azonosítása

A terepi munka során ezen túlmenően számos további faj egy vagy több jelölt példányát sikerült azonosítani a vizsgált időszakban. Jelen munka keretei nem teszik lehetővé valamennyi feldolgozását, főként azért mert ezek közül jó néhányról eddig túl kevés adat gyűlt ehhez össze, vagy éppen ellenkezőleg, a nagyszámú megfigyelési adat önálló feldolgozást igényel. Az alábbi táblázatban gyűjtöttük össze azokat a vízimadár fajokat, amelyek ebbe a körbe tartoznak:

Nyári lúd (<i>Anser anser</i>)	Billegetőcankó (<i>Actitis hypoleucos</i>)
Nagy lilik (<i>Anser albifrons</i>)	Füstös cankó (<i>Tringa erythropus</i>)
Bütykös ásólúd (<i>Tadorna tadorna</i>)	Dankasirály (<i>Chroicocephalus ridibundus</i>)
Kanalas réce (<i>Spatula clypeata</i>)	Viharsirály (<i>Larus canus</i>)
Tőkés réce (<i>Anas platyrhynchos</i>)	Sárgalábú sirály (<i>Larus michahellis</i>)
Daru (<i>Grus grus</i>)	Lócsér (<i>Hydroprogne caspia</i>)
Csigaforgató (<i>Haematopus ostralegus</i>)	Küszvágó csér (<i>Sterna hirundo</i>)
Gólyatöcs (<i>Himantopus himantopus</i>)	Fattyúszerkő (<i>Chlydonias hybrida</i>)
Bíbic (<i>Vanellus vanellus</i>)	Fehér gólya (<i>Ciconia ciconia</i>)
Parti lile (<i>Charadrius hiaticula</i>)	Kanalgém (<i>Platalea leucorodia</i>)
Nagy goda (<i>Limosa limosa</i>)	Nagy kócsag (<i>Ardea alba</i>)
Pajzsoscankó (<i>Calidris pugnax</i>)	Szürke gem (<i>Ardea cinerea</i>)
Fenyérfutó (<i>Calidris alba</i>)	Rózsás gödény (<i>Pelecanus onocrotalus</i>)
Apró partfutó (<i>Calidris minuta</i>)	

Egyre több gyűrűzőállomás indít Európa-szerte szisztematikus színes jelölési programokat különböző vízimadár fajokra, így folyamatosan növekszik annak esélye, hogy egyedileg azonosítható madarakat találunk a csapatokban, és ez az év bármely szakában előfordulhat.

Összefoglalás

A már 110 éves múltra visszatekintő madárvonulási vizsgálatok sikerességét a távcsóvel leolvasható színes gyűrűk alkalmazása rendkívüli mértékben megnövelte, különösen a technikai nehézségek miatt korábban csak kis számban fogott vízimadarak esetében. Hasonló vagy még nagyobb jelentőségű lesz a jövőben az egyedek mozgásának szinte valós idejű követését lehetővé tevő jeladók elterjedése, ennek első eredményei már érzékelhetőek.

Mekszikópusztán varsákkal fogtunk be vízimadarakat a Vogelwarte – Madárvárta II. projekt keretében 2016–2019 között és végeztünk rendszeres terepi megfigyeléseket annak érdekében, hogy minél több adatot gyűjtsünk össze egyedi jelöléssel ellátott vízimadarakról. Ez idő alatt 51 madárfajból 7559 pld.-t gyűrűztünk meg az őszi vonulási időszakban és 36 fajról sikerült megkerülési

adatokhoz jutni. Ezek egy része helyi kézrekerülés vagy gyűrűleolvasás. Más hazai és külföldi vizes élőhelyekről is összegyűlt nagyszámú visszajelentés, ezek nagy része szintén gyűrűleolvasás, vadászható fajoknál pedig lőtt madarak gyűrűjének bejelentése. Ebben az összefoglalóban kilenc olyan faj adatait dolgoztuk fel a vizsgálati időszakból, amelyeknek természetvédelmi szempontból már releváns mennyiségű információt hordozó visszajelentése a rendelkezésünkre áll. A jelölések is folytatódnak és a már gyűrűs madarokról is folyamatosan érkeznek a visszajelentések, ezért a jövőben vízimadár-vonulással kapcsolatos ismereteink további gyarapodása várható.

Zusammenfassung

Der Erfolg der bereits auf 110 Jahre zurückblickenden Untersuchungen zum Vogelzug wuchs enorm in Folge der Anwendung von Farbringen, die mit dem Fernrohr von weitem ablesbar sind. Dies war besonders der Fall bei den früher in geringerer Zahl gefangenen Wasservögeln. Eine ähnliche oder noch größere Bedeutung wird in der Zukunft der Verbreitung der Besenderung - die eine fast Realzeit-Verfolgung der Individuen ermöglicht - zukommen. Erste Ergebnisse diesbezüglich sind schon greifbar.

Im Projekt Vogelwarte Madárvárta 2 wurden 2016-2019 in Mekszikópuszta Wasservogel mit Reusen gefangen, sowie regelmäßige Beobachtungen im Feld durchgeführt, um so viele Daten wie möglich über individuell markierte Wasservogel zu sammeln. In dieser Periode wurden 7559 Individuen von 51 Vogelarten am Herbstzug beringt, und Ringfunde von 36 Arten konnten gesammelt werden. Ein Teil deren sind lokale Rückfänge oder Ringablesungen. Eine Großzahl an Rückmeldungen stammte aus anderen ungarischen und ausländischen Feuchtgebieten, die Mehrheit Ringablesungen, bei Wasserwild die Meldung von Ringen abgeschossener Vögel. In dieser Zusammenfassung wurden Daten aus der Untersuchungsperiode von neun Arten verarbeitet, bei denen eine aus der Sicht des Naturschutzes eine relevante Menge an Informationen aus Rückmeldungen zur Verfügung stand. Die Markierungen werden fortgesetzt, und auch die Rückmeldungen bereits beringter Vögel kommen fortdauernd an, so ist in der Zukunft eine weitere Zunahme unseres Wissens bezüglich des Wasservogelzugs zu erwarten.

Köszönetnyilvánítás

Köszönet illeti mindazokat, akik részt vettek a logisztikában, a gyűrűzésekben és a jelölt madarak adatainak gyűjtésében, elsősorban Balaskó Zsoltot, Boros Emilt, Leander Khilt, Dorogman Csillát, Győrig Elődöt, Horváth Csabát (lakatos), Jóna Zoltánt, Karcza Zsoltot, Koleszár Balázst, Kovács Gyulát, Lukács Katalin Odettet, Lukács Zoltánt, Mogyorósi Sándort, Nagy Leventét, Pító Andort, Soproni Jánost, Spilák Csabát, Sütő Istvánt (rádióműszerész) és Tatai Sándort.

Irodalom

- CSÖRGŐ T. & HALMOS G. (2000): Spring migration of the Curlew Sandpiper (*Calidris ferruginea*) in Tunisia. *Ornis Hungarica* **10**(1–2): 129–135.
- CSÖRGŐ T., KARCZA ZS., HALMOS G., MAGYAR G., GYURÁ CZ J., SZÉP T., BANKOVICS A., SCHMIDT A. & SCHMIDT E. (szerk.) (2009): *Magyar madárvonulási atlasz*. Kossuth Kiadó, Budapest.
- GIUNCHI D., BALDACCINI N. E., LENZONI A., LUSCHI P., SORRENTI M., CERRITELLI G. & VANNI L. (2018): Spring migratory routes and stopover duration of satellite-tracked Eurasian Teals *Anas crecca* wintering in Italy. *Ibis* **161**(1): 1–13.
- LACZIK D. & PELLINGER A. (2008): Havasi partfutók (*Calidris alpina*) őszi vonulása Mekszikópusztán. *Ornis Hungarica* **15–16**: 103.
- PELLINGER A. (2018): Vízimadarak befogása varsával. *Szélkiáltó* **17**: 3–6.
- SIMON L. & VARGA L. (2000): Madárgyűrűzési ismeretek. In: KALOTÁS ZS. (szerk.): *Természetvédelmi ismeretek a madár- és denevérgyűrűzési, valamint a solymászvizsgáláshoz*. KÖM Természetvédelmi Hivatal – Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest–Szarvas–Szeged: 127–230.

Rövid közlemények

Kartierung ausgewählter Schmetterlings- und Libellenarten der FFH-Richtlinie im Rahmen des Interreg-Projektes „Vogelwarte Madárvárta 2“ im Burgenland, östliches Österreich (Insecta: Lepidoptera, Odonata)

Mapping of selected butterflies and dragonflies of the Habitats Directive in the context of the Interreg-project „Vogelwarte Madárvárta 2“ in Burgenland, eastern Austria (Insecta: Lepidoptera, Odonata)

Kiválasztott Natura 2000 lepke- és szitakötőfajok térképezése a „Vogelwarte Madárvárta 2“ Interreg projekt keretében Burgenlandban, Kelet-Ausztria (Insecta: Lepidoptera, Odonata)

HELMUT HÖTTINGER¹

Im Rahmen des Interreg-Projektes „Vogelwarte Madárvárta 2“ wurden zehn ausgewählte Zielarten 2018 und 2019 an insgesamt 33 Tagen im Neusiedler See-Gebiet im Burgenland kartiert. Dabei handelte es sich um vier Libellen- und sechs Schmetterlingsarten, welche bis auf den Enzian-Ameisen-Bläuling (*Phengaris alcon*) in der FFH-Richtlinie verzeichnet sind. Mit Ausnahme der Asiatischen Keiljungfer (*Gomphus flavipes*) und des Schwarzer Apollos (*Parnassius mnemosyne*) gelangen im Untersuchungszeitraum Nachweise aller Zielarten.

Schmetterlinge

Die Populationen des Dunklen Wiesenknopf-Ameisen-Bläulings (*Phengaris nausithous*), des Hellen Wiesenknopf-Ameisen-Bläulings (*Phengaris teleius*) und des Enzian-Ameisen-Bläulings (*Phengaris alcon*) auf den Zitzmannsdorfer Wiesen konnten bestätigt werden. Abseits davon konnte *P. nausithous* nur noch auf einer Wiese nahe Gols nachgewiesen werden. Die drei Arten sind aber in den letzten Jahrzehnten zurückgegangen, insbesondere *P. teleius*. Da viele der besiedelten und potenziell besiedelbaren Flächen zu einem für diese Arten ungünstigen Zeitpunkt gemäht werden, wurden detaillierte Vorschläge zur Optimierung des Managements ausgearbeitet.

Vom Hecken-Wollafer (*Eriogaster catax*) konnten insgesamt nur drei Raupennester in bereits bekannten Populationen nachgewiesen werden (Oggau, Oslip).

Die bekannte Population des Osterluzeifalters (*Zerynthia polyxena*) am Einserkanal in den Gemeindegebieten von Wallern, Tadtten und Andau konnte bestätigt und einige zusätzliche Fundpunkte eruiert werden. Die

¹ A-1050 Wien, Siebenbrunnengasse 46/1/4, E-mail: helmut.hoettinger@gmail.com

grenzüberschreitenden Bestände der Osterluzei (*Aristolochia clematidis*) sind aber zu mehr als 95 % auf ungarischem Staatsgebiet zu finden. Zwei sehr kleinflächige Osterluzei-Standorte (Gols, Donnerskirchen), welche isoliert und weit abseits bekannter Populationen liegen, sind vom Falter nicht besiedelt.

Libellen

Die bekannten (relativ individuenarmen) Populationen der Vogel-Azurjungfer (*Coenagrion ornatum*) an einem Graben in Podersdorf sowie am Golser Kanal wurden bestätigt. Neue Nachweise einzelner Individuen gelangen in Tadten (Gräben in der Umgebung der Kläranlage) und am Parndorfer Bach. Vorschläge zur Pflege der Gräben wurden ausgearbeitet.

Von der Grünen Keiljungfer (*Ophiogomphus cecilia*) wurde eine bisher nicht bekannte Population an einem ca. 1.200 m langen Abschnitt der Wulka aufgefunden. Dort kommen auch die Gemeinen Keiljungfer (*Gomphus vulgatissimus*) und die Kleine Zangenlibelle (*Onychogomphus forcipatus*) vor und bestätigen damit die hohe naturschutzfachliche Wertigkeit dieses Flußabschnittes.

Von der Großen Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*) wurden 2018 an insgesamt sieben Standorten Nachweise erbracht, sowohl auf der Ost-, als auch auf der Westseite des Neusiedler Sees. Die Individuendichten waren aber durchwegs gering. 2019 gelangen witterungsbedingt aufgrund der Austrocknung vieler Gewässer infolge geringer Niederschläge keine Nachweise. Über die Larvalhabitate ist weiterhin wenig bekannt.

A „Vogelwarte Madárvárta 2” elnevezésű Interreg projekt keretében tíz kiválasztott célfajt térképeztünk 2018 és 2019 között a Fertő-tó burgenlandi térségében összesen 33 napon. Ezek között négy szitakötő és hét lepkéfaj volt, melyek a szürkés hangyaboglárka (*Phengaris alcon*) kivételével mindannyian közösségi jelentőségű fajok. A sárgás szitakötő (*Gomphus flavipes*) és a kis apollólepké (*Parnassius mnemosyne*) kivételével valamennyi fajt megtaláltuk a vizsgálati időszak alatt.

Lepkék

A sötét hangyaboglárka (*Phengaris nausithous*), a vérfű hangyaboglárka (*Phengaris teleius*) és a szürkés hangyaboglárka (*Phengaris alcon*) populációit a Zitzmannsdorf-i réten sikerült igazolnunk. Ezen kívül a *P. nausithous*-t csak egy réten, Gols közekében sikerült kimutatnunk. A három faj az utóbbi évtizedekben visszaszorulóban van, különösen a *P. teleius*. Mivel sok, a fajok által már elfoglalt vagy potenciális élőhelyet (területet) a fajok szempontjából alkalmatlan időben kaszálnak, a gyepkezelés optimalizálására részletes javaslatokat dolgoztunk ki.

A sárga gyapjasszövő (*Eriogaster catax*) már ismert populációiban mindössze három hernyófészket találtunk (Oggau, Oslip).

A farkasalmalepke (*Zerynthia polyxena*) ismert populációit a Hansági főcsatorna mentén Wallern, Taden és Andau térségében igazoltuk és néhány további lelőhelyet is találtunk. A közönséges farkasalma (*Aristolochia clematitis*) határon átnyúló állományai több mint 95%-ban Magyarország területén lelhetőek fel. Két igen kis kiterjedésű, izoláltan elhelyezkedő farkasalma állományban (Gols-nál és Donnerskirchen-nél), amelyek az ismert populációktól messze találhatóak, nem találtunk lepkét.

Szitakötők

A díszes légivadász (*Coenagrion ornatum*) ismert (relatív kis egyedszámú) állományait egy podersdorfi árokban, illetve a Golser csatornában találtuk meg. Szórványos új előfordulást észleltünk Taden-ben (a szennyvíztelep környéki árokban) és a parndorfi patakban. Az árok kezelésére vonatkozóan javaslatokat dolgoztunk ki.

Az erdei szitakötő (*Ophiogomphus cecilia*) egy ezidáig nem ismert állományára bukkantunk a Wulka kb 1200m hosszú szakaszán. Ugyanitt találtunk feketelábú szitakötőt (*Gomphus vulgatissimus*) és csermelyszitakötőt (*Onychogomphus forcipatus*) is, amelyek ennek a folyószakasznak a magas természetvédelmi értékét támasztják alá.

A lápi szitakötőt (*Leucorrhinia pectoralis*) 2018-ban összesen hét helyen találtuk, a Fertő-tó keleti és nyugati partján is. Az egyedsűrűség általában alacsony volt. 2019-ben nem volt adatgyűjtés, mivel esőhiány miatt sok víztest kiszáradt. A lárvaelőhelyekről továbbra is kevés ismerettel rendelkezünk.

Within the Interreg project „Vogelwarte Madárvárta 2” ten target species of butterflies and dragonflies were mapped on 33 days in the years 2018 and 2019 in the area of lake Neusiedl in Burgenland. Four species of dragonflies and six butterfly species were treated, all except *Phengaris alcon* mentioned in the Habitats Directive. Except *Gomphus flavipes* and *Parnassius mnemosyne* all species were found in the investigation period.

Butterflies

Populations of *Phengaris nausithous*, *P. teleius* and *P. alcon* could be confirmed at the Zitzmannsdorfer meadows. *P. nausithous* additionally was discovered at a meadow near Gols. The three species have declined in the last decades, especially *P. teleius*. Because many of the sites are mowed at inconvenient times, detailed recommendations optimizing the management are given.

From *Eriogaster catax* only three larval nests in already known populations (Oggau, Oslip) could be found.

The known population of *Zerynthia polyxena* at the „Einserkanal” in Wallern, Taden und Andau was confirmed and some more distribution points explored. The cross-border stands of the foodplant *Aristolochia clematitis* belong to more

than 95 % to the territory of Hungary. Two small and isolated *Aristolochia*-stands (Gols, Donnerskirchen) were not colonised by the species.

Dragonflies

The known small populations of *Coenagrion ornatum* at a ditch in Podersdorf and at the Golser channel were confirmed. New records of some single specimens succeeded in Taden (ditches near the wastewater treatment plant) and at the Parndorfer brook. Recommendations for maintaining ditches were elaborated.

An until yet unknown population of *Ophiogomphus cecilia* has been found at a 1.200 m long section at the Wulka river. The high nature conservation value of this section is strengthened by the presence of *Gomphus vulgatissimus* and *Onychogomphus forcipatus*.

Leucorrhinia pectoralis was detected at seven sites at the eastern side and western side of lake Neusiedl as well. Population densities were generally small. 2019 no records were made because of desiccation of many waterbodies due to lack of rain. There still is limited information about the larval habitats of the species.

Biodiversity loss in the disappearing soda pans of Seewinkel

Biodiverzitás-csökkenés a Fertőzug eltűnő szikes tavaiban

Biodiversitätsverlust in den verschwindenden Sodalacken des Seewinkels

ZSÓFIA HORVÁTH^{1,2}, ROBERT PTACNIK¹, CSABA F VAD¹, JONATHAN M CHASE^{2,3}

Ponds and wetlands are sensitive to human land use and climate change, which has led to up to 90-100% habitat loss in the 20th century in several regions worldwide. In the Seewinkel region, there used to be more than 110 soda pans still in the 1950s, which have dropped to a mere 30 by the 2010s, meaning a 70% loss of habitats. Here, we evaluate how this habitat and resulting connectivity loss have affected the local and regional biodiversity of zooplankton (Rotifera, Cladocera, Copepoda), by comparing a historical dataset from the 1950s to the current situation. We tested the hypothesis of whether the observed species losses at the regional scale resulted simply from loss of habitat, or whether there were disproportionate effects such that fewer species remained than would have been expected from habitat loss alone. In the re-survey of the 30 remaining soda pans, we found that 22 species went extinct since the 1950s, while only five species were gained, leading to a net loss of 17 species. Based on the original species-area curve, we would have only expected to see a loss of four species, which means that there was another effect beyond the loss of habitats acting as a driver of extinctions. We found that species that were regionally rarer in the region during 1957 were more likely to go extinct over the past 60 years than the species that were regionally more common. All species that went extinct over six decades occupied less than 30% of the original habitats in 1950s. At the same time, not only did the regional species pool shrink, but we also have significantly less species per habitat today. On average, soda pans host three species less today than in the 1950s, when the habitat network was still intact. In a model considering changes in habitat area, quality and connectivity (based on the position of a given soda pan in the actual habitat network), we found that the loss of connectivity was by far the most important driver of local species number changes. Our results clearly showed that habitat loss has a double negative effect on biodiversity in a habitat network: it is not only the number of lost habitats that counts, but the resulting fragmentation and loss of connectivity via the diminishing number of neighboring habitats lead to further extinction events, even in the remaining and seemingly intact habitats.

¹ WasserCluster Lunz, A-3293 Lunz am See, Dr. Carl Kupelwieser Promenade 5.

² German Centre for Integrative Biodiversity Research (iDiv) Halle-Jena-Leipzig, Leipzig, Germany

³ Institute of Computer Science, Martin-Luther University Halle-Wittenberg, Halle (Saale), Germany

A vizes élőhelyek érzékenyek az emberi földhasználatra és az éghajlatváltozásra, ami a világ számos régiójában 90-100%-os élőhely-vesztéshez vezetett a 20. század során. A Fertőzugban az 1950-es években még több mint 110 szikes tó volt megtalálható, amelyek száma a 2010-es évekre mindössze 30-ra csökkent, amely ezen élőhelyek esetében 70%-os élőhely-vesztést jelent. Kutatásunk során azt vizsgáltuk, hogy ez az élőhely- és az ebből fakadó kapcsolatvesztés miként befolyásolta a zooplankton (Rotifera, Cladocera, Copepoda) helyi és regionális biodiverzitását, összehasonlítva az 1950-es évek korábbi adatait a jelenlegi helyzettel. Teszteltük azt a hipotézist, hogy a megfigyelt fajvesztés regionális léptékben pusztán az élőhelyek elvesztéséből fakadt-e, vagy voltak-e olyan aránytalan hatások, ami miatt esetleg kevesebb faj maradt meg, mint amire csak az élőhelyek elvesztése miatt számítani lehetett volna. A fennmaradó 30 szikes tó újbóli felmérése során azt találtuk, hogy az 1950-es évek óta 22 faj tűnt el teljesen a régióból, míg csak öt faj volt, ami újként jelent meg, ami összességében 17 faj nettó elvesztéséhez vezetett. Az eredeti fajszám-terület görbe alapján csak négy faj elvesztését vártuk volna, ami azt jelenti, hogy a tavak csökkenő számán túl a kihalás mozgatórugójaként egy másik hatás is jelen volt. Megállapítottuk, hogy azok a fajok, amelyek 1957-ban ritkábbak voltak a régióban, az eltelt 60 év alatt nagyobb valószínűséggel tűntek el, mint azok a fajok, amelyek eleve gyakoribbak voltak. Minden faj, amely az elmúlt hat évtized alatt kihalt, az 1950-es években az eredeti élőhelyek kevesebb, mint 30%-ában volt csak megtalálható. Ugyanakkor nemcsak a regionális fajkészlet zsugorodott, hanem napjainkban már élőhelyenként is lényegesen kevesebb fajt találunk. A szikes tavakban átlagosan három fajjal kevesebbet találni manapság, mint az 1950-es években, amikor az élőhely-hálózat még sértetlen volt. Egy, az egyes élőhelyek kiterjedésének, minőségüknek és az élőhely-hálózatban elfoglalt helyzetük alapján számított kapcsoltságuknak időbeli változását is figyelembe vevő modellben azt találtuk, hogy az összeköttetések elvesztése messze a legfontosabb hajtóereje a helyi fajszám változásainak. Eredményeink egyértelműen azt mutatták, hogy az élőhelyek elvesztése kettős negatív hatást gyakorol az élőhelyhálózat biológiai sokféleségére: nemcsak az elvesztett élőhelyek száma számít, hanem ezen túl a szomszédos élőhelyek csökkenő számából adódó fragmentáció és az összeköttetések elvesztése további kihalási eseményekhez vezet még a fennmaradó és látszólag érintetlen élőhelyeken is.

Teiche und Feuchtgebiete reagieren empfindlich auf die menschliche Landnutzung und den Klimawandel, was im 20. Jahrhundert in mehreren Regionen weltweit zu einem Verlust an Lebensräumen von bis zu 90-100% geführt hat. In der Region Seewinkel gab es in den 1950er Jahren noch mehr als 110 Sodalacken, die bis 2010 auf nur noch 30 zurückgegangen sind, was einen Lebensraumverlust von 70% bedeutet. Hier bewerten wir, wie sich dieser Lebensraumverlust und der daraus resultierende Verlust an Konnektivität auf die lokale und regionale Biodiversität des Zooplanktons (Rotifera, Cladocera, Copepoda)

ausgewirkt hat, indem wir einen historischen Datenset aus den 1950er Jahren mit der aktuellen Situation vergleichen. Wir prüften die Hypothese, ob die beobachteten Artenverluste auf regionaler Ebene einfach auf den Verlust von Lebensraum zurückzuführen sind, oder ob es unverhältnismäßige Auswirkungen gab, so dass weniger Arten übrig blieben, als durch den Verlust von Lebensraum allein zu erwarten gewesen wäre. Bei der erneuten Untersuchung der 30 verbliebenen Sodalacken stellten wir fest, dass 22 Arten seit den 1950er Jahren verschwunden sind, während nur fünf Arten hinzugekommen sind, was zu einem Nettoverlust von 17 Arten geführt hat. Ausgehend von der ursprünglichen Arten-Gebiets-Kurve hätten wir nur mit einem Verlust von vier Arten gerechnet, was bedeutet, dass es neben dem Rückgang der Lebensräume noch einen weiteren Effekt gab, der als Ursache für das Verschwinden von Arten fungiert. Wir stellten fest, dass Arten, die 1957 in der Region gebietsmäßig seltener waren, in den letzten 60 Jahren mit größerer Wahrscheinlichkeit in der Region verschwinden würden als die Arten, die regional weiter verbreitet waren. Sämtliche Arten, die über sechs Jahrzehnte verschwanden, besetzten in den 1950er Jahren weniger als 30% der ursprünglichen Lebensräume. Gleichzeitig ist nicht nur der regionale Artenbestand zurückgegangen, sondern wir haben heute auch deutlich weniger Arten pro Lebensraum. Im Durchschnitt sind heute drei Arten weniger in den Sodalacken anzutreffen als in den 1950er Jahren, als das Lebensraumnetz noch intakt war. In einem Modell, das Veränderungen der Habitatfläche, der Qualität und der Konnektivität (basierend auf der Position einer bestimmten Sodalacke im tatsächlichen Habitatnetzwerk) wir haben festgestellt, dass der Verlust der Konnektivität bei weitem die wichtigste Ursache für lokale Veränderungen der Artenzahl ist. Unsere Ergebnisse zeigten deutlich, dass der Habitatverlust eine doppelt negative Auswirkung auf die Biodiversität in einem Habitatnetzwerk hat: Es zählt nicht nur die Anzahl der verlorenen Habitate, sondern die daraus resultierende Fragmentierung und der Verlust der Konnektivität über die abnehmende Anzahl benachbarter Habitate führen zu weiteren Aussterbeereignissen, selbst in den verbleibenden und scheinbar intakten Habitaten.

Fairy shrimp *Branchinecta* (Anostraca; Crustacea) in the soda pans of the Neusiedlersee – Seewinkel National Park

Branchinecta tócsarások (Anostraca; Crustacea) a Neusiedlersee – Seewinkel Nemzeti Parkban

Branchinecta Feenkrebse (Anostraca; Crustacea) in den Salzlaken des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel

DUNJA LUKIĆ^{1,2}, ROBERT PTACNIK¹, CSABA F VAD^{1,3}, ZSÓFIA HORVÁTH^{1,2}

There are around 30 soda pans remaining in the Lake Neusiedl – Seewinkel National Park to the present day. Their conservation and restoration represent an essential objective in the region as they deliver a number of important ecosystems services, including the provision of resting and feeding sites for migratory waterbirds. One of the main food types for the waterbirds in spring are fairy shrimps inhabiting the soda pans, with two congeneric species from the *Branchinecta* genus – *B. orientalis* and *B. ferox* – being the most common. At the same time, by ingesting fairy shrimps together with their eggs, the migratory waterbirds are potentially important dispersing vectors for the fairy shrimps. Over the last four years, we studied the ecology of *Branchinecta* fairy shrimps in the Seewinkel soda pans encompassing two main aims: 1) understanding the local trophic role of fairy shrimps in these unique food webs and 2) revealing connections among soda pans through the phylogeography of fairy shrimps.

In the spring communities of soda pans, fairy shrimps are often the largest invertebrates and appear at high densities. This implies an important role in the food webs. Our trophic study was divided in two parts, where we first revealed the feeding spectrum of *Branchinecta orientalis*. Here, we found that they are omnivores, feeding on both phyto- and zooplankton. Second, we aimed to reveal the possible role of inorganic turbidity on the local trophic relationships. Our results showed that turbidity had a direct effect on the feeding of fairy shrimps, causing shifts from more herbivorous diet in the clear waters to predominantly carnivorous feeding in the turbid waters.

The *Branchinecta* fairy shrimps have a wide and at the same time, disjunct distribution in the Palearctic. They exhibit the highest number of populations in Central Europe, especially in the Seewinkel region. In our study encompassing several samples across the Palearctic, we found that the highest genotype diversity in *B. orientalis* was on the Pannonian Plain, including Seewinkel. Here,

¹ WasserCluster Lunz, A-3293 Lunz am See, Dr. Carl Kupelwieser Promenade 5.

² University of Innsbruck, Research Department for Limnology, Mondsee, Austria

³ Balaton Limnological Institute, Centre for Ecological Research, Tihany, Hungary

the high density and proximity of suitable habitats help maintaining their genetic diversity. On a larger scale, there are implications for the crucial role of migratory birds in their dispersal as the genetic distance is generally low between populations on the main migratory routes of waterbirds.

Our results also revealed the general speciation history of the two *Branchinecta* species – *B. ferox* and *B. orientalis*. They probably differentiated during the Pleistocene glaciations surviving in geographically distant refugia, one of which has likely been on the Pannonian Plain in the case of *B. orientalis*. The present global distribution of the two species partly overlaps, most frequently in the soda pans of the Pannonian Plain. This region hence not only had an important role by providing refugia for *B. orientalis* during the ice age, but is also an important hot spot in the present, which highlights the role of soda pans for the long-term conservation of these species.

A Neusiedlersee – Seewinkel Nemzeti Park területén napjainkra mindössze nagyjából 30 szikes tó maradt fenn. Ezek megőrzése és helyreállítása kiemelten fontos a régióban, mivel ezek az élőhelyek számos lényeges ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtanak, így például táplálkozó- és élőhelyként szolgálnak a vándorló vízimadarak számára. Tavasszal a szikes tavakban a vízimadarak számára az egyik legfontosabb állati eredetű táplálékot a tócsarások jelentik, ezen belül is a *Branchinecta* nemzetség két faja, a *B. orientalis* (keleti tócsarák) és a *B. ferox* (széki tócsarák). Ugyanakkor a vándormadarak is fontos szerepet töltenek be a tócsarások terjesztésében, amikor a rákokkal együtt azok petéit is elfogyasztják. Az elmúlt négy évben ökológiai vizsgálatokat végeztünk a fertőzugi szikes tavakban előforduló *Branchinecta* tócsarások kapcsán az alábbi két fő céllal: 1) megismerni azok táplálkozási kapcsolatait és a szikes tavak különleges táplálékhálózatában betöltött szerepét, és 2) feltárni a szikes tavak közti összeköttetéseket a tócsarások filogeográfiai mintázatainak segítségével.

A szikes tavak tavaszi közösségeiben a tócsarások gyakran a leggyakoribb és legnagyobb gerinctelen táplálékforrást jelentik. Ez már önmagában is jelzi, hogy a táplálékhálózatban is fontos szerepük lehet. Munkánk során először megvizsgáltuk a *Branchinecta orientalis* táplálékösszetételét. Ezek a tócsarások mindenevőnek bizonyultak, amelyek a fito- és zooplanktont egyaránt fogyasztják. Ezután megvizsgáltuk a tavak zavarosságának lehetséges szerepét a táplálkozási kapcsolatok alakításában. Eredményeink szerint ennek közvetlen hatása van a tócsarások táplálkozására, amelyek az átlátszóbb tavakban inkább növényevők, míg a zavarosabb szikes tavakban elsősorban ragadozók.

A *Branchinecta* fajok a Palearktiszban széles körben elterjedtek, ugyanakkor diszjunkt, foltos elterjedési mintázatot mutatnak. A legtöbb helyi populáció Közép-Európában, elsősorban a Fertőzugban található. Kutatásunk során, amelybe számos, a Palearktisz más régióból származó tócsarák-mintát is bevontunk, a *B. orientalis* legmagasabb genotípus-diverzitását a Kárpát-medencében találtuk, amelybe a fertőzugi populációk is tartoztak. Ebben

valószínűleg szerepet játszik a tócsarások számára megfelelő élőhelyek nagy száma és közelsége a régióban. Nagyobb térskálán láthatóvá vált a vándormadarak szerepe, ugyanis a fő vándorlási útvonalak mentén található élőhelyek között alacsonyabbak voltak a genetikai különbségek, jelezve a madarak diszperziós szerepét.

Munkánk feltárta a két *Branchinecta* faj, a *B. ferox* és *B. orientalis* általános fajképződési történetét is. Ez a két faj nagy valószínűséggel a pleisztocén eljegesedés során vált szét, amikor is a jégkorszakot különböző refúgiumokban vészelték át. A *B. orientalis* esetén egy refúgium nagy valószínűséggel a Kárpát-medencében lehetett. A két faj jelenlegi globális elterjedése csak részben fed át, azonban ezt az átfedést nagyrészt a Kárpát-medencei szikes tavaknak köszönhetik. Így ez a régió nem csak korábban, a jégkorszak során szolgáltatott fontos refúgiumot a *B. orientalis* számára, hanem a mai napig fontos élőhelye mindkét fajnak, amely kiemeli a térség természetvédelmi fontosságát ezen fajok hosszú távú megőrzése szempontjából.

Ungefähr 30 Salzlacken sind im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel bis dato erhalten geblieben. Ihre Bewahrung und Wiederherstellung sind eine Priorität der Region, da sie eine Reihe an wichtigen Ökosystemdienstleistungen darbieten, darunter die Bereitstellung von Rast- und Nahrungsstätten für wandernde Wasservögel. Einer der Hauptnahrungsquellen der Wasservögel im Frühjahr sind Feenkrebse der Salzlacken, die häufigsten unter ihnen zwei Arten der Genus *Branchinecta* – *B. orientalis* und *B. ferox*. Zugleich sind die wandernden Wasservögel, durch die Aufnahme der Feenkrebse samt ihren Eiern, wichtige potenzielle Verbreitungsvektoren für Feenkrebse. Über die letzten vier Jahre haben wir die Ökologie der *Branchinecta* Feenkrebse in den Salzlacken des Seewinkels mit zwei Hauptzielen studiert: 1) die lokale trophische Rolle der Feenkrebse in diesen einzigartigen Nahrungsnetzen zu verstehen und 2) Vernetzungen zwischen Salzlacken durch die Phylogeographie der Feenkrebse zu enthüllen.

Feenkrebse sind in den Frühjahrsgemeinschaften der Salzlacken oft die größten Invertebraten und erscheinen in hohen Dichten. Dies deutet auf eine wichtige Rolle in den Nahrungsnetzen hin. Unsere trophische Studie wurde in zwei Teile unterteilt, und erstens identifizierten wir das Nahrungsspektrum von *Branchinecta orientalis*. Sie entpuppten sich als Allesfresser, die sowohl an Phytoplankton als auch Zooplankton fressen. Zweitens versuchten wir die mögliche Rolle von anorganischer Trübung auf lokale trophische Beziehungen zu enthüllen. Unsere Ergebnisse ergaben, dass Trübung eine direkte Wirkung auf die Nahrungsaufnahme der Feenkrebse hatte, mit einer Verschiebung der eher pflanzlichen Ernährung im klaren Wasser zum Fleischfressercharakter im trüben Wasser.

Die Verbreitung der *Branchinecta* Feenkrebse in der Palearktis ist weit, zugleich aber disjunkt. Die meisten Populationen finden wir in Mitteleuropa, insbesondere im Seewinkel. In unserer Studie, die mehrere Proben über die Palearktis umfasste, fanden wir, dass *B. orientalis* die höchste Diversität an

Genotypen im Karpatenbecken erreichte, den Seewinkel mit einbegriffen. Hier tragen die hohe Dichte und Nähe der geeigneten Habitate dazu bei, die genetische Vielfalt zu bewahren. In einem größeren Maßstab lassen die Ergebnisse auf eine Schlüsselrolle der Zugvögel in ihrer Verbreitung schließen, da der genetische Abstand zwischen Populationen entlang der Hauptzugrouten für Wasservögel im Allgemeinen gering ist.

Unsere Ergebnisse enthüllten auch die allgemeine Entstehungsgeschichte der zwei *Branchinecta*-Arten – *B. ferox* und *B. orientalis*. Sie trennten sich wahrscheinlich während der Pleistozäne, wobei sie in geographisch entfernten Refugien überlebten, wovon eines, im Fall von *B. orientalis* wahrscheinlich im Karpatenbecken lag. Die gegenwärtige globale Verbreitung der zwei Arten überlappt sich nur teilweise, zumeist in den Salzlacken des Karpatenbeckens. Diese Region erfüllte daher nicht nur eine wichtige Rolle als Refugium für *B. orientalis* während der Eiszeit, sondern ist auch ein wichtiger Hot Spot in der Gegenwart, was die Rolle der Salzlacken für die langfristige Erhaltung dieser Arten unterstreicht.



A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság partnereivel, a Biologische Station Neusiedler See-vel, a Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel és a WasserCluster Lunz-cal közösen az Interreg V-A Ausztria-Magyarország programban elnyert pályázati támogatást olyan problémák vizsgálatára fordította, amelyek fontosak a természet védelméért folytatott küzdelemben és a határmenti területekre fókuszált ennek megvalósítása során. A „Vogelwarte Madárvárta 2” projektben megvalósított kutatások és monitoring vizsgálatok eredményeit adjuk most közre a Rence legújabb kötetébe összegyűjtött tanulmányokkal.

Fertő-Hanság National Park Directorate, together with its partners Biologische Station Neusiedler See, Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel and WasserCluster Lunz used the funds provided by the Interreg V-A Austria-Hungary Programme to revise problems vital for the success of the fight for the conservation of nature and put their focus to sites along the Austrian-Hungarian border. With this book, we present results of the research and monitoring surveys within our project Vogelwarte Madárvárta 2.

Die Nationalparkverwaltung Fertő-Hanság mit ihren Partnern Biologische Station Neusiedler See, Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel und WasserCluster Lunz haben die Fördermittel des Programms INTERREG V-A Österreich-Ungarn zur Lösung von Problemen genutzt, die wichtig im Kampf um den Schutz der Natur sind und bei der Verwirklichung auf die grenznahen Gebiete fokussiert. In diesem Band werden Ergebnisse von Forschungen und Monitoring-Untersuchungen im Projekt Vogelwarte Madárvárta 2 veröffentlicht.

A kutatások és a kiadvány az INTERREG V-A Ausztria-Magyarország Program keretében az ATHU2 – Vogelwarte Madárvárta 2 projekt segítségével valósultak meg.

Die Forschungen und der Band wurden mit Hilfe des Projekts ATHU2 – Vogelwarte Madárvárta 2 im Rahmen des Programms INTERREG V-A Österreich-Ungarn verwirklicht.