

PISCES HUNGARICI

A MAGYAR HALTANI TÁRSASÁG
IDŐSZAKI KIADVÁNYA

TOMUS XIV



**Magyar Haltani Társaság
Debrecen - Tiszafüred
2020**

Pisces Hungarici
a Magyar Haltani Társaság időszaki kiadványa
HU ISSN 1789-1329

Szerkesztő:
HARKA Ákos, *harkaa2@gmail.com*

Társszerkesztő:
ORBÁN László
PINTÉR Károly

Pisces Hungarici
a periodical of the Hungarian Ichthyological Society
Editor:
Ákos HARKA

Co-editor:
László ORBÁN
Károly PINTÉR

Technikai szerkesztő/Technical editor:
ANTAL László

A borító fotóit készítette/Cover photos made by:
NYESTE Krisztián és VERES Tamás

Szerkesztőbizottság/Editorial Board:

ANTAL László	KOŠČO, Ján	PEKÁRIK, Ladislav
BÍRÓ Péter	MÜLLER Tamás	PINTÉR Károly
ERŐS Tibor	NAGY Sándor Alex	SÁLY Péter
GYÖRE Károly	NOWAK, Michal	SPECZIÁR András
HARKA Ákos	ORBÁN László	TAKÁCS Péter
JUHÁSZ Lajos		WILHELM Sándor

A kötet azon lektorai, akik hozzájárultak nevük közléséhez:

ANTAL László	HARKA Ákos	PEKÁRIK, Ladislav
CSIPKÉS Roland	JÓZSA Vilmos	PINTÉR Károly
ERŐS Tibor	LEHOCZKY István	SPECZIÁR András
GUTI Gábor	NAGY Sándor Alex	SZEPESI Zsolt
GYÖRE Károly	NYESTE Krisztián	WEIPERTH András
HAJDÚ, Juraj		WILHELM Sándor

Magyar Haltani Társaság
Debrecen – Tiszafüred
2020

Tartalom

TAKÁCS P., FERINCZ Á., IMECS I., KOVÁCS B., NAGY A. A., IHÁSZ K., VITÁL Z., CSOMA E.: A fenékjáró küllő (<i>Gobio</i> sp.) néhány romániai állományának filogenetikai vizsgálata	5
SALLAI Z., SALLAI M.: Változások a halközösség összetételében a Körös békésszentandrászi duzzasztó alatti szakaszán (2009, 2019)	15
WEIPERTH A., BÁNYAI ZS., FERINCZ Á., JUHÁSZ V., SEVCSIK A., STASZNY Á., SZALÓKY Z., TÓTH B.: Az Ipoly magyarországi szakaszán élő tízlábú rákokra és halakra vonatkozó faunisztikai kutatások áttekintése	33
SALLAI Z., JUHÁSZ P.: Adatok a Berettyó-Körös-vidék középtáj kisvízeinek halfaunájához	45
SOMOGYI D., BODNÁR B.: A Hernád mellékvízfolyásainak halfaunisztikai felmérése és halösszetételen alapuló ökológiai állapotértékelése	63
TÓTH R., BÍRÓ ZS., FARKAS GY. B., ZULKIPLI N., SOMOGYI D., ANTAL L., NYESTE K.: A Rakamazi-Nagy-morotva halközösségének vizsgálata eltérő mintavételi protokollok alapján	71
SZEPESI ZS., HARKA Á.: A Bene-patak emberi hatásra bekövetkezett több évtizedes kálváriája és a halközössége 2003 és 2017 között	81
SZEPESI ZS., CSIPKÉS R.: A 2019 nyarán bekövetkezett vízszennyezés hatása a Bene-patak halfaunájára	91
KORDÁS S., JUHÁSZ L.: Szúnyogirtó fogasponty (<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859) a balmazújvárosi Kamilla gyógyfürdő termálvízkifolyójában	101
NYESTE K., SOMOGYI D., SALLAI Z., ANTAL L.: Adatok a tokfélék (<i>Acipenseridae</i>) Kárpát-medencei recens előfordulásairól	107
BÁNÓ B., TAKÁCS P.: A mért változók számának hatása a morfometriai vizsgálatok eredményeire	115
MARODA Á., SÁLY P.: Élőhelyi változók: az aljzat szemcseméretének vizsgálata különböző módszerekkel	123
VARGA J., JÓZSA V., FAZEKAS D., KOŠČO J., MOZSÁR A.: A horgászat mint mintavételi módszer alkalmazhatóságának vizsgálata a fekete törpeharcsa (<i>Ameiurus melas</i>) esetében	139
WEIPERTH A., CZEGLÉDI I., DRAGÁN P. E., BOROSS N., ERŐS T., FERINCZ Á., GÁL B., JUHÁSZ V., LÓKKÖS A., LÓKKÖSNÉ KELBERT B., SPECZIÁR A., STASZNY Á., SZIVÁK I., TAKÁCS P., VITÁL Z., PREISZNER B.: Tízlábú rákfajok aktuális elterjedése a Balatonban és vízgyűjtőjén	145
UDVARI ZS., GYÖRE K.: A Ráckevei (Soroksári)-Duna halfajkészlete (1902–2020)	151
TELCEAN I., CUPȘA D., TOGOR A., DRIMBEA M.: A Pece (Peța) termálpatak mint a Sebes-Körös (Crisul Repede) alsó szakaszán élő halfajok téli menedéke	163
Beszámoló a Magyar Haltani Társaság 2019. évi működéséről	171
Útmutató a Pisces Hungarici szerzői számára	173

Contents

TAKÁCS P., FERINCZ Á., IMECS I., KOVÁCS B., NAGY A. A., IHÁSZ K., VITÁL Z., CSOMA E.: Phylogenetic features of some Romanian gudgeon (<i>Gobio</i> sp.) stocks	5
SALLAI Z., SALLAI M.: Changes in the fish communities on the lower reach of the River Körös under the riverdam of Békésszentandrás (2009 and 2019)	15
WEIPERTH A., BÁNYAI ZS., FERINCZ Á., JUHÁSZ V., SEVCSIK A., STASZNY Á., SZALÓKY Z., TÓTH B.: Overview of crayfish and fish fauna researches in the Hungarian section of the River Ipoly/Ipel	33
SALLAI Z., JUHÁSZ P.: Data to the fish fauna of water bodies of the Berettyó–Körös region	45
SOMOGYI D., BODNÁR B.: Ecological assessment of the tributeries of River Hernád based on fish assemblage	63
TÓTH R., BÍRÓ ZS., FARKAS GY. B., ZULKIPLI N., SOMOGYI D., ANTAL L., NYESTE K.: Investigation of the fish fauna of Rakamazi-Nagy-morotva with different sampling protocols	71
SZEPESI ZS., HARKA Á.: The several-decade ordeal of the Bene stream due to human impact and its fish community between 2003 and 2017.....	81
SZEPESI ZS., CSIPKÉS R.: Impact of the water pollution on the fish fauna of the Bene stream in summer 2019 (Northeast Hungary)	91
KORDÁS S., JUHÁSZ L.: The occurrence of Eastern mosquitofish of in the thermal water drain of the Kamilla spa in Balmazújváros	101
NYESTE K., SOMOGYI D., SALLAI Z., ANTAL L.: Recent occurrence data of sturgeons (Acipenseridae) in the Carpathian Basin	107
BÁNÓ B., TAKÁCS P.: Effect of measured variable numbers on the results of morphometric surveys	115
MARODA Á., SÁLY P.: Comparative study of six methods to quantify stream substrate	123
VARGA J., JÓZSA V., FAZEKAS D., KOŠČO J., MOZSÁR A.: Angling, as a sampling method: a case study on black bullhead (<i>Ameiurus melas</i>)	139
WEIPERTH A., CZEGLÉDI I., DRAGÁN P. E., BOROSS N., ERŐS T., FERINCZ Á., GÁL B., JUHÁSZ V., LÓKKÖS A., LÓKKÖSNÉ KELBERT B., SPECZIÁR A., STASZNY Á., SZIVÁK I., TAKÁCS P., VITÁL Z., PREISZNER B.: Current occurrence of crayfishes in Lake Balaton and its drainage basin	145
UDVARI ZS., GYÖRE K.: Fish species pool of the Ráckeve (Soroksár) Danube Branch (1902-2020)	151
TELCEAN I., CUPŞA D., TOGOR A., DRIMBEA M.: The thermal brook Peţa (Pece) as shelter for wintering of fish species in lower Crisul Repede (Sebes-Körös) River Basin	163
Activity of the Hungarian Ichthyological Society in 2019	171
Guide for authors of the Pisces Hungarici	173



A fenékjáró küllő (*Gobio* sp.) néhány romániai állományának filogenetikai vizsgálata

Phylogenetic features of some Romanian gudgeon (*Gobio* sp.) stocks

Takács P.¹, Ferincz Á.², Imecs I.³, Kovács B.², Nagy A. A.^{4,5}, Ihász K.², Vitál Z.¹, Csoma E.⁶

¹ Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

² Szent István Egyetem, Halgazdálkodási Tanszék, Gödöllő

³ ACCENT GeoÖkológiai Szervezet, Tusnádfürdő

⁴ Milvus Csoport Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Marosvásárhely

⁵ Babeş-Bolyai Tudományegyetem, Biol. és Geol. Kar, Magyar Biol. és Ökol. Int., Kolozsvár

⁶ Debreceni Egyetem, ÁOK, Orvosi Mikrobiológiai Intézet, Debrecen

Kulcsszavak: fenékjáró küllő, délkeleti Kárpátok, tiszai vízgyűjtő, speciáció

Keywords: common gudgeon complex, Southeast Carpathians, Tisza drainage, speciation

Abstract

In this work we present the results of phylogenetic studies made on stream dwelling gudgeons (*Gobio* sp.) collected from eleven Southeast Carpathian watercourses. Despite the relatively limited geographic range of the studied area, the mtCR sequenations resulted altogether nine haplotypes. Which were classified into two valid species and a haplogroup with doubtful phylogenetic and taxonomic position. The Danubian gudgeon (*G. obtusirostris*) was indicated only from the direct Danubian inflows, from Nera /Néra/ and Krassó/Caras/ rivers. Common gudgeon (*G. gobio*) was found in the River Argyas /Argeş/, which also flows into the Danube but originates on the outer, southern Carpathian slopes. The new, currently doubtful haplogroup of „*Gobio* sp. 1” is occurring widely in the sampled area: Sebes-Körös /Crişul Repede/, Fehér-Körös /Crişul Alb/, Béga /Bega/, Temes /Timiş/, Berzava /Bărzava/, Sztrigy /Strei/, Kis-Küküllő /Târnava Mică/, and Olt rivers. This taxonomically doubtful group (“cryptic species”) indicated only from the Middle Tisza drainage previously. Our present study revealed, that the *G. gobio* appears from the lower Danubian watershed as well. Therefore this area can't be excluded from its range. Additionally the „*Gobio* sp. 1”, this slightly differentiated but phylogenetically distinct entity is the solely occurring *Gobio* taxa on the middle and lower Tisza basin. To clarify the taxonomic position of this group additional (e.g. morphological) investigations will be needed.

Bevezetés

Az utóbbi évtizedekben egyre szélesebb körben alkalmazott molekuláris módszerek jelentős segítséget nyújthatnak olyan csoportok taxonómiai és filogenetikai helyzetének tisztázásában melyek esetében a hagyományos, morfológiai (fenotípus alapú) módszerekkel végzett elemzések nem igazán voltak sikeresek (Kotlík et al. 2004, Sediva et al. 2008). Számos vizsgálat történt már a fenékjáró küllő *Gobio gobio* [Linnaeus 1758] állományain is (Naseka & Freyhof 2002, Mendel et al. 2008, Takács et al. 2014, Zangl et al. 2019). Ugyanakkor e fajcsoport taxonómiai és filogenetikai viszonyai, különösen a Kárpát-medencében élő állományok esetében még korántsem mondhatók feltártnak (Takács 2018). Az első genetikai vizsgálatok, a hagyományos taxonómiai módszerekkel elvégzett vizsgálatok eredményeihez hasonlóan (Bănărescu et al. 1999), a fajkomplex nagymértékű változatosságára mutattak rá. Ugyanakkor a tapasztalt, általában kismértékű különbségek ellenére számos alfajt faji szintre emeltek. Emiatt a *Gobio gobio* elterjedési területéből kivették a Közép- és Al-Dunai vízrendszert. Ezekről a területekről az ezidáig alfaji szinten kezelt dunai (*G. g. obtusirostris* Valenciennes 1842) és kárpáti küllőt (*G. g. carpathicus* Vladikov 1925) emelték faji szintre (Kottelat & Freyhof 2007). Az újabb vizsgálatok eredményei szerint azonban a terület vízrendszerében nem csak valid fajok, hanem

bizonytalan filogenetikai és taxonómiai helyzetű csoportok is előfordulnak. A közép-tiszai vízrendszerben egy a dunai küllő és a *G. gobio* között átmeneti helyzetet elfoglaló haplocsoport („*Gobio* sp. 1”) tekinthető dominánsnak (Mendel et al. 2008, Takács et al. 2014). A Mura–Dráva-rendszerben egy a dunai küllőhöz hasonló, de attól elkülönülő „délnyugati haplocsoport” a domináns, amely a filogenetikai elemzések tanulsága szerint átmeneti helyzetet foglal el a dunai küllő és a „*G. sp. 1*” között (Takács et al. 2014, Zangl et al. 2019). A genetikai kutatások eredményei arra is utalnak, hogy a vizsgálatok térléptékének csökkentésével, illetve új, eddig nem vizsgált vízgyűjtők küllőállományainak genetikai vizsgálatával nyert új információk nagyban segíthetik a területen élő küllőállományok filogenetikai viszonyainak megismerését.

A Kárpát-medence déli területeinek vízrajzi adottságait figyelembe véve feltételezhető, hogy a Mura–Dráva-vízrendszer és a közép-tiszai vízgyűjtő közé ékelődő, filogenetikai szempontból eddig nem vizsgált alsó-tiszai vízrendszerben egy eddig ismeretlen, de filogenetikailag a két vízrendszerben honos haplocsoportok közé eső küllő csoportot tudunk kimutatni. Feltételezésünket alátámasztja, hogy a fenékjáró küllő harmadik Kárpát-medencei alfaját /*G. g. muresius* Jászfalusi 1951/ éppen a Maros vízrendszeréből említik (Jászfalusi 1951).

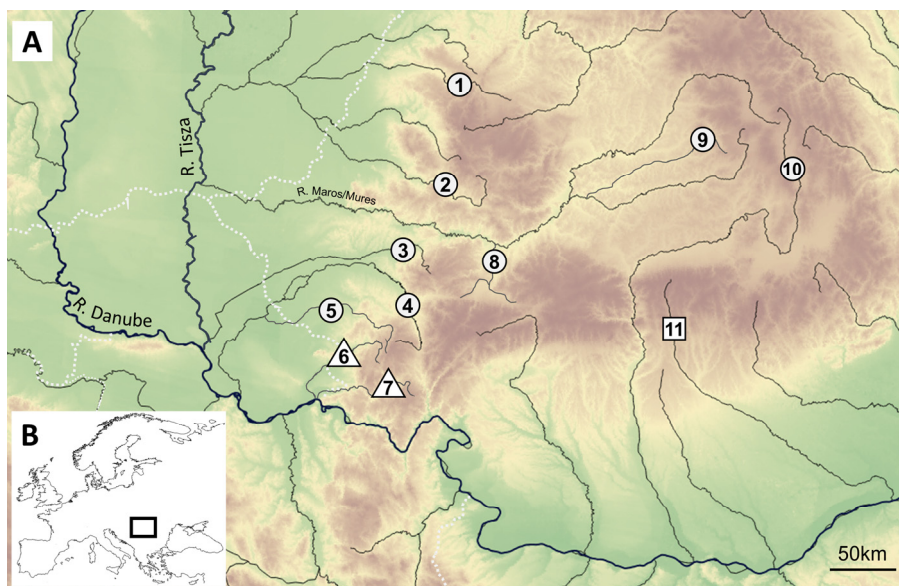
Ha feltételezésünk beigazolódnak, akkor a dunai küllő és a „*G. sp. 1*” állományai filogenetikailag nem fognak élesen elválni egymástól. Így a számos, jelenleg érvényesnek tekintett faj helyett inkább egy kvázi genetikai kontinuum (folyamatos átmenet) lesz megfigyelhető az egyes szomszédos kárpát-medencei részvízgyűjtők küllőállományai között.

A fentieknek megfelelően jelen munkánkkal tehát 1) filogenetikai információkat szeretnénk szolgáltatni az ebből a szempontból még nem vizsgált alsó-tiszai vízrendszerből, illetve egyéb, a Kárpát-medence déli, délkeleti részén található vízfolyásokból származó fenékjáró küllő-állományokról. Ezenkívül 2) vizsgálati eredményeink felhasználásával pontosítani szeretnénk a Kárpát-medencében, különösen pedig a közép-tiszai vízgyűjtőn előforduló küllőállományok taxonómiai és filogenetikai helyzetét.

Anyag és módszer

A genetikai vizsgálatokhoz a Kárpát-medence és a Kárpátok délkeleti részén található 11 vízfolyáson végeztünk gyűjtéseket. A vízfolyásokat úgy választottuk ki, hogy azok összessége jól reprezentálja a terület hidrogeográfiai viszonyait (Dövényi 2012). A vizsgált vízfolyások közül a legészakabbra fekvő **Sebes-Körös** egyike a Körös három fő ágának. Erdélyben, a kalotaszegi dombvidéken, Körösfő (Izvoru Crișului) település felett ered. Hossza 209 km, vízgyűjtő területe 2973 km². A mintavételt Barátka (Bratca) település mellett végeztük (1. ábra: 1). A **Fehér-Körös** az Erdélyi-érchegységben ered, majd a Fekete-Körössel való egyesülése után Kettős-Körös néven folyik tovább. Teljes hossza 235,7 km, ebből a magyarországi szakasz hossza 9,8 km. A folyó felső szakaszán, Sövényes (Leasa) település mellett végeztük a felméréseket (1. ábra: 2). A Tisza legalsó bal oldali mellékfolyója a **Béga** a romániai Ruszka-havas nyugati oldalán ered. A Bánságon keresztülfolyva a szerbiai Titel mellett ömlik a Tiszába. Hossza 254 km, vízgyűjtő területe 2878 km². Erősen szabályozták, alsó szakasza ázott meder, illetve egyebek között a Temessel is több hajózható csatorna köti össze. A gyűjtést a folyó Facsád (Făget) alatti szakaszán végeztük el (1. ábra: 3). A **Temes** a Déli-Kárpátokhoz tartozó Krassó–Szörényi-érchegységben, Karánsebestől (Caransebeș) 20 km-re délre, Temesfő környékén ered. Keresztülfolyik a Bánságon és Pancsovánál (Pančevo) torkollik a Dunába. Hossza 359 km, ebből 241 km Romániában található. Vízgyűjtő területe 13085 km². Zaguzsén (Zăguzeni) település mellett végeztük a halászatot (1. ábra: 4). A Temes egyik jelentős bal oldali mellékveze a **Berzava** a Nyugati Kárpátokban fekvő Bánáti-hegységben ered. Hossza 166 km, vízgyűjtő területének mérete 1190 km². Gátalja (Gătaia) település mellett halásztunk (1. ábra: 5). A Szörényi-érchegységben, Stájerlakaninától néhány kilométerre eredő **Krassó** a Duna bal oldali mellékfolyója. Hossza 110 km, vízgyűjtő területe 1400 km². Kákófalva (Grădinari) mellett halásztunk (1. ábra: 6). A **Néra** Romániában, a Déli-Kárpátokban lévő

Krassó-Szörényi-érchegységben ered, és a szerbiai Fehértemplom (Bela Crkva) mellett torkollik a Dunába. Hossza 126 km, ebből 27 km határfolyó, vízgyűjtő területe 1420 km². A folyó Bozovics (Bozovici) és Nagylaposnok (Lăpușnicu Mare) település közötti szakaszán halásztunk (1. ábra: 7). A Hátszegi-medence vizeit összegyűjtő **Sztrigy** a Maros egyik jelentős bal oldali mellékfolyója, hossza 90 km. A folyóban Petrény (Petreni) község határában halásztunk (1. ábra: 8). A **Kis-Küküllő** a Görgényi-havasokban ered Romániában. Hossza 144 km, vízgyűjtő területe 2071 km². A Nagy-Küküllővel egyesülve jön létre a Küküllő, ami 28 km után éri el Mihálcfalvánál (Mihalt) a Marost, amely a Tisza egyik legjelentősebb bal oldali mellékfolyója. Kibéd (Chibed) melletti mintahelyen végeztük a gyűjtéseket (1. ábra: 9). Az **Olt** az erdélyi Gyergyói-havasokban eredő, 24050 km² vízgyűjtő területű folyó. A Vöröstoronyi-szoroson keresztül tör át a Déli-Kárpáton, 615 km megtétele után Islaz alatt ömlik a Dunába. Az Olton lévő mintahelyünket Csíkszereda (Miercurea Ciuc) alatt jelöltük ki (1. ábra: 10).



1. ábra. A mintavételi pontok elhelyezkedése a Kárpát-medence délkeleti részén (A). Az azonos síkidomok azonos haplocsoportokat jelölnek. □: *G. gobio*, △: *G. obtusirostris*, ○: "*G. sp. 1*". A mintaterület elhelyezkedése Európában (B). A mintavételi helyek kódjait és egyéb adatait az 1. táblázatban tüntettük fel.

Fig. 1. Distribution of the 11 sample sites in the Southeast area of the Carpathian basin (A). White dotted line: country borders. The different shaped signs show the appearance of different haplogroups. □: *G. gobio*, △: *G. obtusirostris*, ○: "*G. sp. 1*". Location of the sampling area is indicated in subfigure B. For more information see Table 1.

A vizsgált vízfolyások közül egyedülként az **Argyas** található teljes egészében a Kárpát-medencén kívül.

Romániában a Fogarasi-havasok déli oldalán ered, majd a Géta-hátságán keresztül törve a Román-alföldön ömlik a Dunába. Hossza 350 km, vízgyűjtő területének mérete: 12600 km². A vízfolyás Rotunda és Oești települések közötti szakaszán végeztünk mintavételt (1. ábra: 11).

A gyűjtéseket 2016 és 2018 őszén elektromos halászgéppel végeztük (engedélyszám: 08/21.03.2016 és 08/26.03.2018). Mintahelyenként 2–6, összeségében 56 darab, elszórtan pettyezet úszókkal jellemezhető küllőgyedet gyűjtöttünk, melyeket fotózás (2. ábra) és az úszóból vett szövetmintavétel után a gyűjtési helyükön eresztettük szabadon. Az úszómintákat további felhasználásig 96%-os etil-alkoholban -20°C-on tároltuk.

A DNS izolálását 10–20 mg úszómintából DNeasy Blood and Tissue kitékkel (Qiagen, Germany), a gyártó utasítása szerint végeztük. A kivont DNS mennyiségét és minőségét

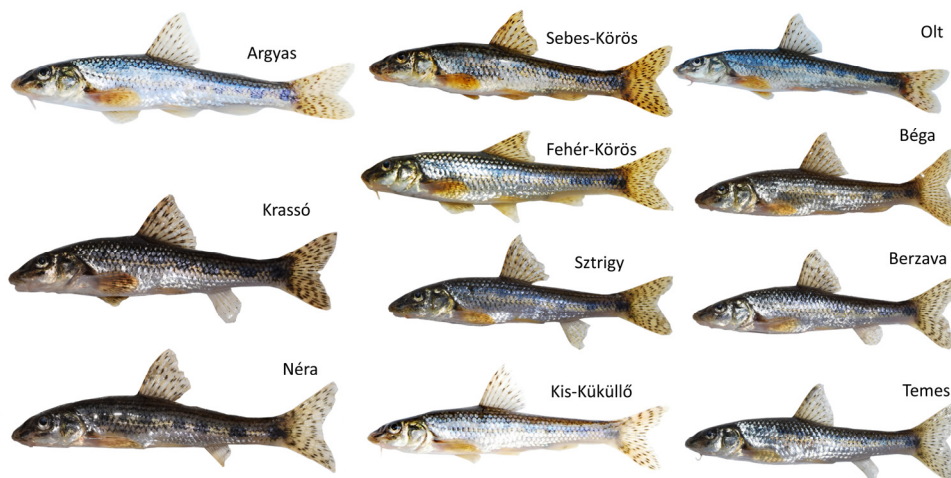
NanoDrop 2000c Spektrofotométerrel ellenőriztük (Thermo Scientific, USA). A filogenetikai vizsgálatokhoz a mitokondriális DNS kontrollrégiójának (mtCR) szakaszát használtuk fel. Az eredetileg 711b hosszú mtCR szekvenciákat CR159 (CCCAAAGCAAGTACTAACGTC) és CR851 (TGCGATGGCTAACTCATAC) oligonukleotidok (Mendel et al. 2008) segítségével PCR reakcióban felszaporítottuk. A PCR reakciókhoz az alábbi összetételű, 40 µl végső térfogatú mixet használtunk: 0.02 U/µL Phusion Hot Start II DNA Polymerase, 5X Phusion Green HF Buffer (Thermo Fisher Scientific), 200 µM dNTPs (Thermo Fisher Scientific), 500–500 nM primer és 200 ng templát DNS.

1. táblázat. A mintázott folyók sorszáma, magyar és román neve. A mintavétel időpontja, a mintaszakasz koordinátája, és tengerszint feletti magassága (Alt.) és a vizsgálatok során előkerült haplotípusok (H1-H9) egyedszámai. A jelenvizsgálat során először kimutatott haplotípusokat félkövér betűtípussal emeltük ki. A helyek és haplotípusok kódjai megegyeznek az 1-2-3. ábrán használt kódokkal.

Table 1. Code, name of the sampled rivers, collection date, and geocoordinates, altitude above sea level (Alt.) and haplotype frequencies in each sampling sites. H1-H9 indicated haplotypes during this study. Site numbers and haplotype codes correspond with Fig 1-2-3. Previously unknown haplotypes are highlighted with bold letter type

N ^a	Vízfolyás neve / Water body	Dátum / Date	Geokoordináták / Coordinates	Tszf. (m)	Haplotípusok egyedszámai (N) / N of haplotypes									Σ		
					H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9			
1.	Sebes-Körös /Crişul Repede/	2016.09.06.	N46.933 E22.664	354		6										6
2.	Fehér-Körös /Crişul Alb/	2016.09.06.	N46.277 E22.535	209		2										2
3.	Béga /Bega/	2018.09.26.	N45.846 E22.131	139						4						4
4.	Temes /Timiş/	2018.09.25.	N45.478 E22.180	178					3	3						6
5.	Berzava /Bârzava/	2018.09.27.	N45.441 E21.454	109						6						6
6.	Krassó /Caraş/	2018.09.27.	N45.109 E21.581	102							4	1				5
7.	Néra /Nera/	2018.09.27.	N44.902 E21.988	235											5	5
8.	Sztrigy /Strei/	2018.09.28.	N45.786 E23.015	208			5									5
9.	Kis-Küküllő /Târnava Mică/	2016.09.09.	N46.539 E24.983	382			5	1								6
10.	Olt /Olt/	2016.09.09.	N46.319 E25.828	652		5	1									6
11.	Argyas /Argeş/	2016.09.07.	N45.268 E24.656	525	5											5
					Σ	5	13	11	1	3	13	4	1	5		56

A reakciókat egy GeneAmp 9700 PCR-rel (Applied Biosystems) végeztük el a következő beállításokkal: 98°C 1 percig, ezt követően 35 ciklusban 98°C-on 10 másodpercig, hibridizációt 60°C-on 30 másodpercig, hosszabbítást 72°C-on 25 másodpercig, a végső láncszaporítást 72°C-on 5 percig végeztük.



2. ábra. Az egyes mintázott folyószakaszokról begyűjtött küllők reprezentatív példányai
Fig. 2. Representative gudgeon specimens collected from the eleven surveyed river sections

A PCR-termékeket QIAquick Gel Extraction Kit segítségével tisztítottuk. A szekvenáláshoz BigDye Terminator v3.1 Cycle Sequencing Kit-et használtunk, a gyártó ajánlásait követve, ProFlex Thermal Cyclerben. A szekvencialeolvasást ABIprism 3130 Genetic Analyser (Applied Biosystems) segítségével végeztük el, a gyártó ajánlásait követve POPO7 polimer és 50cm kapilláris felhasználásával. A kapott szekvenciákat manuálisan trimmeltük 612 b hosszúra FinchTV 1.4.0 (Geospiza) szoftverrel. A szekvenciák illesztéséhez a MEGA5 szoftverbe ClustalX 2.0.11 szoftver modulját alkalmaztuk (Larkin et al. 2007). A szekvencia polimorfizmus analízisét és a haplotípus elemzését FaBox szoftver használatával (Villesen 2007) végeztük el.

A kapott szekvenciákat Mega - BlastN online szoftver segítségével (Morgulis et al. 2008) génbanki szekvenciákkal hasonlítottuk össze. A jelen vizsgálat során kimutatott szekvenciáink taxonómiai és filogenetikai helyzetének tisztázására azokat a szomszédos régiókban előforduló Gobioninae-fajok, illetve még nem tisztázott helyzetű csoportok haplotípusaival vetettük össze. Az összevetéshez felhasznált génbanki szekvenciák kódjait a 2. táblázatban tüntettük fel.

Az egyes haplotípusok különbségeinek feltárásához MEGA5 (Tamura et al. 2011) programban számoltuk azok százalékos nukleotidkülönbségeit. Illetve egy halványfoltú küllő (*Romanogobio vladykovi* (Fang, 1943)) szekvenciáját (génbanki azonosító MK975878) külcsoporthként használva Maximum Likelihood módszerrel dendrogramot készítettünk. A median-joining algoritmus használatával az újonnan kimutatott és a génbanki szekvenciák felhasználásával Network v. 10.0.0.0 (Bandelt et al. 1999) szoftver segítségével hálózatelemzést is készítettünk. A hasonló haplotípusokat mindkét módszer esetében haplocsoportokba soroltuk.

2. táblázat. A statisztikai elemzéseknél (2. és 3. ábra) felhasznált génbanki haplotípusok kódjai
Table 2. GenBank haplotypes used for the ML tree and Network computation. Numbers (No) of haplotypes correspond with the numbers displayed at each species/haplogroups in Figure 2 and 3

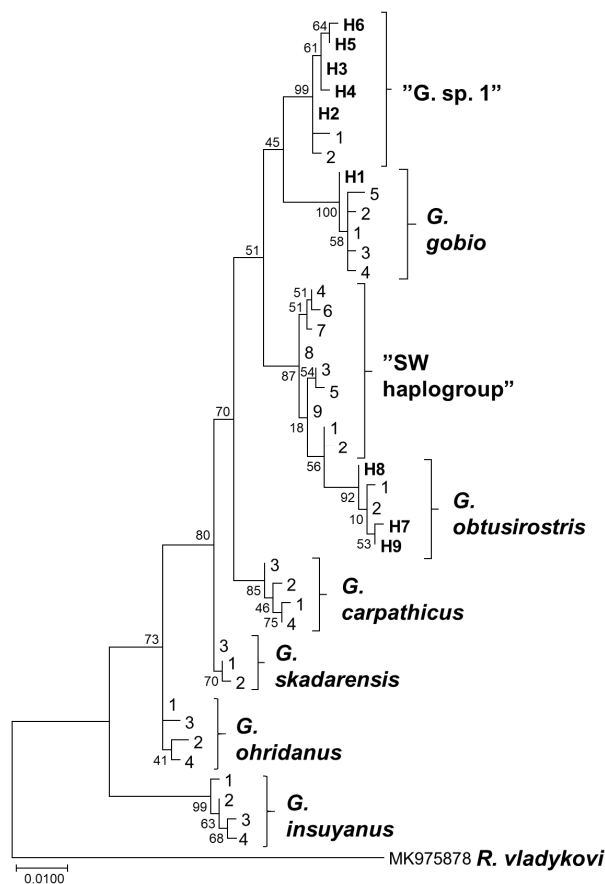
№	<i>Gobio obtusirostris</i>	<i>Gobio</i>	<i>Gobio</i>	<i>Gobio</i>	<i>Gobio</i>	<i>Gobio</i>		
	"SW haplo-csoport"	" <i>Gobio</i> sp. 1"	<i>gobio</i> (Linnaeus, 1758)	<i>skadarensis</i> Karaman, 1937	<i>carpathicus</i> Vladikov, 1925	<i>ohridanus</i> Karaman, 1924	<i>insuyanus</i> Ladiges, 1960	
1	KC757328	KC757330	KC757340	EU131542	EU131568	EU131559	EU131572	EU131576
2	KC757329	KC757331	KC757342	EU131543	EU131569	EU131552	EU131570	EU131574
3		KC757332		EU131544	EU131567	EU131561	EU131571	EU131579
4		KC757333		EU131545		EU131560	EU131573	EU131580
5		KC757334		EU131546				
6		KC757335						
7		KC757336						
8		KC757337						
9		KC757338						

Eredmények

A vizsgálatok során a kilenc egymástól eltérő DNS-szekvenciát (haplotípust) tudunk kimutatni. Az ezek közti nukleotidkülönbségek 1 és 20 (0,16-3,27%) között szórtak, átlagosan 10 nukleotidnyi (1,63%) különbséget mutattak. A kimutatott szekvenciák közül hét eddig nem szerepelt a Génbank adatbázisában. A H2 és H3 kódú szekvenciák a Blast analízis tanulsága szerint teljes egyezést mutattak a KC757339 és KC757341 kódú génbanki szekvenciákkal. A génbanki adatokkal való összevetés alapján elmondható, hogy a H1-es haplotípus a *G. gobio*, a H7-H9-es haplotípusok a *G. obtusirostris* szekvenciáival mutatják a legnagyobb hasonlóságot. A H2-H6 haplotípusok a filogenetikailag tisztázatlan helyzetű "*G. sp. 1*" csoport haplotípusaihoz állnak legközelebb (3. ábra).

Az egymáshoz hasonló haplotípusokat csoportokba rendeztük. Csoporton belüli hasonlóságok a *G. obtusirostris* csoport (H7-H9) esetében 0.2–0.3% között szórt (átlag±SD:

0.29±0.13%), míg a "G. sp. 1" (H2-H6) csoport esetében 0.2–0.5% között változott (átlag±SD: 0.22±0.09%). A *G. gobio* csoport esetében ezt az értéket nem tudtuk számolni, mert a csoportban csak egy haplotípus szerepelt. A *G. gobio* és *G. obtusirostris* csoportok közti nukleotid különbségek 3.1±0.16%-nak adódtak. A „G. sp. 1” csoport átlagosan 1,19(±0,19)%, és 2,4(±0,2)% eltérést mutatott a *G. gobio* és a *G. obtusirostris* csoportjaitól. Különböző haplocsoportokba sorolt haplotípusok nem jelentek meg ugyanazon a mintaszakaszon. Sőt a mintázott 11 szakasz közül nyolcban csak egy, míg a maradék háromban két haplotípus volt jelen. A haplocsoportok eloszlása jellegzetes földrajzi trendet mutat. A Dunába torkolló Nérából és Karasból a *G. obtusirostris*, a Kárpátok külső, déli oldalán eredő ugyancsak a Dunába torkolló Argyasból a *G. gobio* került elő. Ugyanakkor a Sebes- és Fehér-Körös, Olt, Sztrigy, Kis-Küküllő, Béga, Temes, Berzava vízfolyásokból kizárólag az eddig csak a Tisza középső vízrendszeréből ismert, de ott domináns, "G. sp. 1" csoport haplotípusait tudtuk kimutatni (4. ábra).

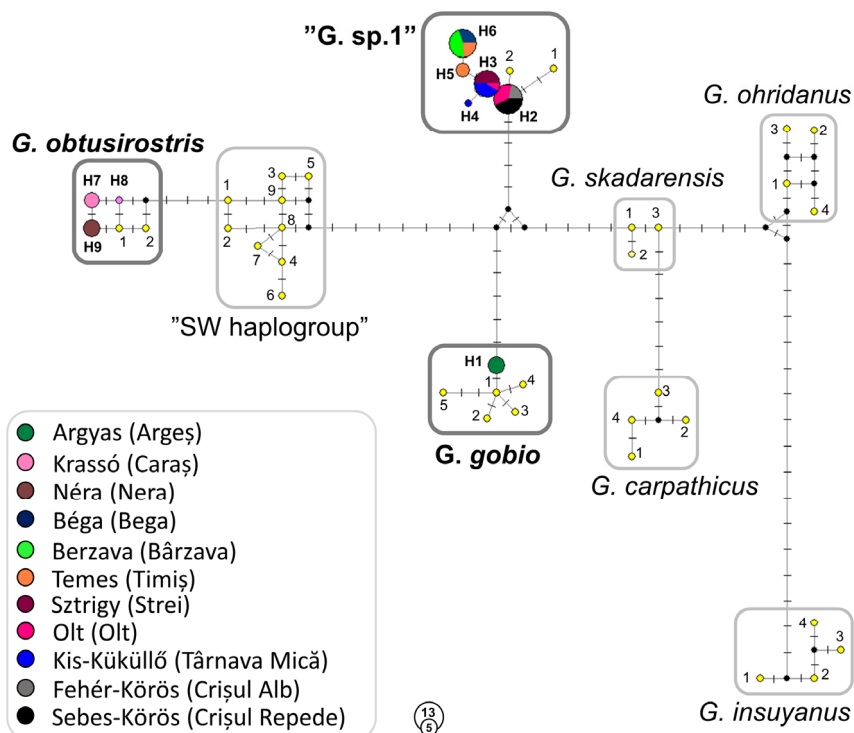


3. ábra. A vizsgálatok során előkerült 9 haplotípus és rokon fajok génbanki haplotípusainak Maximum Likelihood módszerével készített dendrogramja. Az egyes csoportszétválások bootstrap értékeit az elágazásokon tüntettük fel. A vizsgálatok során előkerült haplotípusok (H1-H9) mellett az elemzésbe bevont génbanki haplotípusok fajoként sorszámozott kódjait a 2. táblázatban tüntettük fel.

Fig. 3. Maximum Likelihood tree derived from mtCR sequences of the investigated 56 *Gobio* individuals and literature data. Bootstrap data values for ML posterior probabilities are listed near the nodes. The names of valid species are italicized, the name of the two groups with an uncertain taxonomic position is enclosed in quotation marks. Haplotypes revealed in this study are marked with their codes (H1-H9) for more details see Table 1. Haplotypes and higher taxonomic groups were highlighted by bold. GenBank accession numbers of the literature data in case of each species correspond with the numbers displayed on Table 2.

Értékelés

A vizsgált terület relatíve kis kiterjedése (kb. 50000 km²), illetve a viszonylagosan alacsony elemzett mintaszám ellenére a két valid fajt és egy taxonómiailag kérdéses helyzetű csoportot tudtunk kimutatni. Az előkerült kilenc haplotípusból hét bizonyult újnak. Ez utóbbi eredmények arra utalnak, hogy a területen egyedi, értékes és diverz küllőállományok találhatóak, amelyek kimutatása önmagában is értékes adatokkal járult hozzá a genusz filogenetikájának megismeréséhez. A haplotípusok vízrajzi eloszlása is érdekes vonásokat mutat. Az egyetlen, de ezidáig ismeretlen *G. gobio* haplotípust az Argyas felső szakaszáról, annak dunai torkolatától kb. 300 km-re mutattuk ki. Ez az új, genetikai módszerrel is igazolt előfordulási adat, összhangban egyik előző munkánk megállapításaival (Takács et al. 2014), illetve ellentétben a jelenleg is elfogadottal (Freyhof 2011) arra utal, hogy mind a közép-, mind az al-dunai vízrendszer a *G. gobio* elterjedési területének részét képezi. Meg kell jegyezni azonban, hogy a szóban forgó területen nem ez az egyetlen és vélhetőleg nem is ez a domináns *Gobio*-faj.



4. ábra. A vizsgálataink során előkerült (H1-H9) és génbanki haplotípusok felhasználásával Median-Joining módszerrel készült hálózat. Egy-egy függőleges vonal egy-egy mutációs különbséget mutat. A haplocsoportok távolsága arányos azok genetikai távolságával. A kis fekete körök hiányzó vagy hipotetikus haplotípusokat jelölnek. A sárgával jelzett számozott körök a génbanki haplotípusokat jelzik. A génbanki azonosítottakat a 2. táblázatban soroltuk fel. Az egyes egyéb színnel jelölt haplotípusokat jelző körök mérete arányos az oda sorolt egyedek számával. A vizsgálatba bevont mintahelyek magyar és zárójelbe tett román neveit valamint színkódjait az ábrán tüntettük fel. A jelen vizsgálat során előkerült haplocsoportokat sötétszürke kerettel és félkörív betűtípussal jelztük.

Fig. 4. Median-Joining network of mtCR sequence data of the investigated 56 *Gobio* individuals. Circle size is relative to the number of individuals carrying the same haplotype. Color codes shows the origin of the individuals sharing the same haplotypes. Line length refers to the genetic distances of haplotypes. Each vertical line is one mutation step. Small black circles represent median vectors (missing or theoretical haplotypes). H1-H9: Haplotype of the 56 specimens analysed in this study. Previously published haplotypes are marked by yellow circles. Their numbers in each box correspond with the numbers displayed in Table 2. The names of valid species are italicized, the name of the two groups with an uncertain taxonomic position is enclosed in quotation marks.

A *G. obtusirostris* három ezidáig ismeretlen haplotípusa került elő a Nérából és a Krassóból. Ezek az eredmények arra utalnak, hogy a területen a dunai küllő is jelen van, de csak bizonyos, a Dunával közvetlen kapcsolatban lévő vizekben. Nem is mindegyikben, hiszen a szintén a Dunába ömlő Temesből és annak mellékfolyójából a Berzavából a közép-tiszai vízgyűjtőn domináns "*G. sp. 1*" csoportba sorolt haplotípusok kerültek elő. Természetesen az emberi hatásokat, a szándékos vagy véletlen telepítést nem lehet teljesen kizárni, de a tiszai vízgyűjtőre jellemző haplocsoport megjelenését véleményünk szerint inkább (paleo) hidrológiai okok magyarázhatják. A Bánság egészen a 19. század közepéig a Kárpát-medence időszakosan vagy állandóan vízzel borított területei közé tartozott, így a terület folyóinak alsó szakaszai szinte állandó kapcsolatban álltak egymással. A Temes jelenlegi dunai torkolata mesterségesen létrehozott csatorna, tehát teljes egészében emberi hatásra jött létre. Feltételezhető hogy a múltban erős kapcsolata volt a tiszai vízgyűjtővel. Illetve jelenleg a Bégát és a Temest az alsó és középső szakaszaikon több kisebb-nagyobb csatorna köti össze, melyeken keresztül a folyók küllőállományai kapcsolódhatnak és kicserélődhetnek. Ugyanakkor a Temes-Béga rendszer viszonylagos különállóságára utal, hogy ezekből a vízfolyásokból ezidáig ismeretlen "*G. sp. 1*" haplotípusok kerültek elő. A Maros vízgyűjtőjén lévő vízfolyásokban (Kis-Küüllő, Sztrigy) és a Körösökben viszont szinte kizárólag csak már leírt haplotípusok voltak jelen. Ezek a haplotípusok egyébként a leggyakoribbak voltak a közép-tiszai vízgyűjtőn végzett vizsgálataink során. Ekkor a vizsgált egyedek 82%-a ebbe a két haplotípusba tartozott (Takács et al. 2014). Érdekes módon, a Kárpátokon áttörő, a tiszai vízrendszerrel jelenleg teljesen különálló Oltból szintén az előbb felsorolt vizekre jellemző "*G. sp. 1*" haplocsoport került elő. Ezesetben sem lehet kizárni az emberi hatást (áttelepítést), de jóval valószínűbb az a magyarázat, hogy a folyónak a földtörténeti közelmúltban volt kapcsolata a Tiszai vízrendszerhez tartozó Marossal (Posea 2002), így a két folyó küllőállományai is kapcsolatban állhattak egymással. Az Olt és Maros egykori hidrológiai kapcsolatát igazolhatja, hogy a Petényi-márna (*Barbus petenyi* Heckel, 1852) mindkét folyó vízrendszerében előfordul (Kotlík et al. 2002).

Vizsgálataink eredményei szerint tehát a terület elszórtan pettyezett úszókkal és robosztusabb testalkattal jellemezhető küllőállományai nagymértékű genetikai diverzitást mutatnak. A tény, hogy a kimutatott kilenc haplotípusból hét újonnan került elő, igazolja azt az előzetes feltételezésünket, hogy az újabb feltáratlan területek küllőállományainak vizsgálata jelentősen növelheti a csoportról rendelkezésre álló ismereteinket. Ugyanakkor a területről előkerült új haplotípusok is a már ismert haplocsoportokba voltak besorolhatók. Ez az eredmény arra utal, hogy előzetes felvetésünkkel ellentétben a Kárpátok délkeleti vízrendszerében élő küllőállományok nem töltenek be átmeneti helyzetet a Mura-Dráva-rendszerből, illetve a közép-tiszai vízrendszerből kimutatott, filogenetikailag és taxonómiai is tisztázatlan helyzetű csoportok között. Tehát feltételezhetően nem genetikai kontinuum jellemzi a medence küllőállományait, hanem a területen genetikailag többé-kevésbé elkülönülő fajok élnek. Az egyes haplocsoportok elterjedéséből úgy tűnik, hogy a Közép- és Alsó-Tisza vízrendszerében, illetve az ahhoz a földtörténeti közelmúltban kapcsolódó vízfolyásokban egy a területről kimutatott valid fajoktól (*G. gobio*-tól és a *G. obtusirostris*-tól) körülbelül azonos mértékben elkülönülő, de filogenetikailag különálló – a hálózat egyik oldalágán helyet foglaló – csoport van jelen. E csoport ("*G. sp. 1*") taxonómiai helyzetének tisztázására további (pl.: morfológiai) vizsgálatok lesznek szükségesek.

Köszönetnyilvánítás

Jelen munka az NKFIH OTKA FK131426 sz. pályázata keretében valósult meg. Csoma Esztert és Takács Pétert az MTA Bolyai János Kutatási Ösztöndíja, valamint az Innovációs és Technológiai Minisztérium ÚNKP-20-5 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programja támogatta. Kovács Balázs munkáját az Európai Unió és a Humán Erőforrások Minisztériumának EFOP-3.6.3-VEKOP-16-2017-00008 és FEKUT2019: TUDFO/47138/2019-ITM sz. pályázatai támogatták. Nagy András Attila munkáját a Collegium Talentum Program támogatta.

Irodalom

- Bănărescu P. M., Soric V., Economidis P. (1999): *Gobio gobio* (Linnaeus, 1758) In P. Bănărescu (Ed.), *The Freshwater Fishes of Europe. Cyprinidae* 2/1: 81–134. Wiesbaden, Germany: Aula.
- Bandelt H. J., Forster P., Röhl A. (1999): Median-joining networks for inferring intraspecific phylogenies. *Molecular Biology and Evolution* 16: 37–48.
- Dövényi Z. (2012). *A Kárpát-medence földrajza*. Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 1351.
- Freyhof J., Naseka A. M. (2005): *Gobio delyamurei*, a new gudgeon from Crimea, Ukraine (Teleostei: Cyprinidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 16/4: 331.
- Freyhof J. (2011): *Gobio gobio*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T184448A8277959. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-1.RLTS.T184448A8277959.en>. Downloaded on 11 May 2020.
- Jászfalusi L. (1951): Die endemischen Cobitis und *Gobio* Arten der Tisza, Sowie ihrer Nebenflüsse. *Annales Historico-Naturales Musei Naturalis Hungarici* 1:113–125
- Kottelat M., & Freyhof J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, p. 640.
- Kotlík P., Tsigenopoulos C. S., Rab P., & Berrebi P. (2002): Two new *Barbus* species from the Danube River basin, with redescription of *B. petenyi* (Teleostei: Cyprinidae). *Folia Zoologica* 51/3: 227–240.
- Kotlík P., Bogutskaya N. G., & Ekmekci F. G. (2004): Circum Black Sea phylogeography of *Barbus* freshwater fishes: divergence in the Pontic glacial refugium. *Molecular Ecology*, 13/1: 87–95.
- Mendel J., Lusk S., Vasiléva E. D., Vasilév V. P., Luskova V., Ekmekci F. G., Reshetnikov S. I. (2008): Molecular phylogeny of the genus *Gobio* Curvier, 1816 (Teleostei: Cyprinidae) and its contribution to taxonomy. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 47: 1061–1075.
- Morgulis A., Coulouris G., Raytselis Y., Madden T. L., Agarwala R. (2008): Database Indexing for Production MegaBLAST Searches. *Bioinformatics* 24: 1757–1764.
- Posea G. (2002): *Geomorfologia României*. Editura Fundației "România de Măine". București, Romania, p. 264.
- Šedivá A., Janko K., Šlechtová V., Kotlík P., Simonović P., Delic A., & Vassilev M. (2008): Around or across the Carpathians: colonization model of the Danube basin inferred from genetic diversification of stone loach (*Barbatula barbatula*) populations. *Molecular Ecology* 17/5: 1277–1292.
- Takács P., Bihari P., Erős T., Specziár A., Szivák I., Bíró P., Csoma E. (2014): Genetic heterogeneity reveals on-going speciation and cryptic taxonomic diversity of stream-dwelling gudgeons (Teleostei, Cyprinidae) in the Middle Danubian hydrosystem (Hungary). *PLoS ONE* 9, e97278. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097278>
- Takács P. (2018): Megjegyzések a Magyarországon előforduló, *Gobio* genusba tartozó küllők taxonómiai helyzetével és névhasználatával kapcsolatban. *Pisces Hungarici* 12: 63–66.
- Takács P., Czeglédi I., Ferincz Á., Sály P., Specziár A., Vitál Z., Weipert A., Erős T. (2018): Halállományok fajgazdagsága és a védett halfajok elterjedés-mintázata magyarországi vízfolyásokban. *Hidrológiai Közlöny* 98: 86–90.
- Tamura K., Peterson D., Peterson N., Stecher G., Nei M. (2011): MEGA5: Molecular Evolutionary Genetics Analysis using Maximum Likelihood, Evolutionary Distance, and Maximum Parsimony Methods. *Molecular Biology and Evolution* 28/10: 2731–2739.
- Villesen P. (2007): FaBox: an online toolbox for fasta sequences, *Molecular Ecology Notes* 7/6: 965–968. doi:10.1111/j.1471-8286.2007.01821.x
- Zangl L., Daill D., Gessl W., Friedrich T., Koblmüller S. (2020): Austrian gudgeons of the genus *Gobio* (Teleostei: Gobionidae): A mixture of divergent lineages. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 58/1: 327–340.

Authors:

Péter TAKÁCS (takacs.peter@okologia.mta.hu), Árpád FERINCZ, István IMECS, Balázs KOVÁCS, András Attila NAGY, Katalin IHÁSZ, Zoltán VITÁL, Eszter CSOMA



A Kis-Küküllő Kibédnél (Takács Péter felvétele)



Mintavétel Csíkszeredánál az Oltból (Takács Péter felvétele)



Változások a halközösség összetételében a Körös békésszentandrás duzzasztó alatti szakaszán (2009, 2019)

Changes in the fish communities on the lower reach of the River Körös under the riverdam of Békésszentandrás (2009 and 2019)

Sallai Zoltán¹, Sallai Márton²

¹ Vaskos Csabak Bt., Békésszentandrás

² Debreceni Egyetem, Mezőgazdaság- Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar, Debrecen

Kulcsszavak: recens halfauna, védett és inváziós fajok, elektromos kece, bentikus halfajok

Keywords: recent fishfauna, protected and invasive species, electric benthic trawl, bentic fishes

Abstract

In 2009 three times, in 2019 two times we investigated the lower reach of the River Körös under the riverdam in Békésszentandrás on behalf of the Körös-Maros National Park Directorate. The research was made on the same 18 sampling sites, during every sampling period, the same places were investigated that were designated in May 2009. The data were collected by using battery operated electric fishing gears working with pulsating direct current. We can get more correct data about the benthic fish species with the use of electric benthic trawl, this is why we also used it in 2019 during the two sampling period on the 18 sapling sites besides the electric fishing gear. After the identification of the species all individuals were released, specimen collection was not implemented. The exact sampling sites were identified by GPS, the obtained Hungarian EOVS coordinates were processed using a commercial spatial analyst software. The collection was carried out from boat. The analysis of the faunistic data was carried out using the Access data base management software. The number of individuals and the geocoordinate data were registered on site using a digital dictaphone. In 2009, in three different seasons during three sampling days 15960 fish individuals were caught and identified, that belonged to 33 different species and 1 hybride. In 2019 in two different seasons, during four sampling days we caught 7647 individuals that belonged to 36 species and 1 hybride. Nine of the observed 41 species are protected at national level in Hungary: Spirlin (*Alburnoides bipunctatus*), Danube whitefinned gudgeon (*Romanogobio vladkovi*), Bitterling (*Rhodeus amarus*), Weatherfish (*Misgurnus fossilis*), Danubian spined loach (*Cobitis elongatoides*), Bulgarian golden loach (*Sabanejewia bulgarica*), Danube ruffe (*Gymnocephalus baloni*), Schraetzer (*Gymnocephalus schraetser*), Zingel (*Zingel zingel*), and 11 species are listed in the Appendices of the Habitat Directive: Sterlet (*Acipenser ruthenus*), Asp (*Leuciscus aspius*), Barb (*Barbus barbus*), Danube whitefinned gudgeon (*Romanogobio vladkovi*), Bitterling (*Rhodeus amarus*), Weatherfish (*Misgurnus fossilis*), Danubian spined loach (*Cobitis elongatoides*), Bulgarian golden loach (*Sabanejewia bulgarica*), Danube ruffe (*Gymnocephalus baloni*), Schraetzer (*Gymnocephalus schraetser*), Zingel (*Zingel zingel*). In 2019 several invasive fish species [Silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*), Prussian carp (*Carassius gibelio*), Ponto-Caspian gobies] were present in great amount on several sampling places, their number has increased during the last 10 years significantly. This is why it would be very important to catch them selectively continuously and to make monitoring research at least every three years on the upper and lower reach of the river.

Bevezetés

A XIX. században végrehajtott vízrendezési munkálatokkal az egyik legkomolyabb károkat a Körösök hazai vízrendszere szenvedte el. A szabályozások során a Körösön a nagyobb kanyarulatokat kivétel nélkül átvágták, így az eredeti mederhossz 234 km-ről 91 km-re csökkent, a folyó esése pedig 1,5 cm/km-ről 3-5 cm/km-es értékre nőtt (Marosi-Szilárd, 1969).

A mai tájforma csak a folyószabályozást követően alakult ki. A Körös-völgy mai megjelenését a kialakult másodlagos ártéri tájformák, a csatornák, holtágak, kubikok, az

időszakosan kiújuló erek, vízállások, rétek és mocsarak adják. A terület 1997 óta a Körös-Maros Nemzeti Park része, országos védelem alatt áll és egyben közösségi jelentőségű (Natura 2000) terület.

Egy szakmaiatlan döntés következtében 2016-tól a kereskedelmi célú természetesvízi halászat teljesen megszűnt a hazai vizeken, a halgazdálkodási jogot mindenhol a horgászok kapták meg. Ezzel a változással sajnos elmondható, hogy hosszú távon a természetes vizeink halfaunájának mind minőségi és mennyiségi viszonyaiban negatív folyamatok indultak el. A halászok által korábban rendszeresen szelektált és legyűjtött idegenhonos fajok egyedeit – kiemelve a fehér busát – planktonfogyasztása miatt a horgászok egyáltalán nem fogják, állományának robbanásszerű növekedését az őshonos halaink populációi szenvedik el.

2019-ben két alkalommal (júliusban és szeptemberben) vizsgáltuk a Körös békésszentandrás duzzasztó alatti szakaszát, a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság megbízásából. Kiemelt figyelmet fordítottunk arra, hogy a pontosan 10 évvel korábban (2009-ben) vizsgált 18 mintavételi szakaszt mintázzuk. A vizsgálatot 2019-ben mindkét időszakban kiegészítettük elektromos kecével is, mellyel a bentikus halfajok állomány nagyságáról pontosabb képet kapunk.

Irodalmi áttekintés

Az alábbiakban a kezdetektől összefoglaljuk a Körösökre és hazai vízrendszerükre vonatkozó halfaunisztikai adatokat.

Heckel (1847) alapmunkának tekinthető dolgozatában, – Chyzer (1863) fordította le magyar nyelvre és egészítette ki a meglévő újabb adatokkal – melyet Sopronban felolvasott a Magyar Orvosok és Természetvizsgálók közgyűlésén, nem található körösi lelőhely a fajok leírásánál. Már ez is jelzi, hogy a Szamos, Maros, Dráva, Mura, Poprád stb. folyókat jelentősebbnek tartották, mint a Körösöket.

A legkorábbi szakirodalmi adatok Mocsárytól (1873) származnak, a Sebes-Körösből 22 faj előfordulását írta le.

Ugyancsak kiemelkedő faunisztikai jelentőséggel bír, hogy a faunaterületünkről származó első kurta baingot Mocsáry (1873) gyűjtötte a Sebes-Körösből, melyet nem tudott meghatározni, így a Nemzeti Múzeum állattani gyűjteményébe került, ahol Károli János határozta meg (Vutskits, 1918).

Herman Ottó (1887) nagybecsű munkájában részben saját tapasztalataira, részben halászok adatközléseire hagyatkozott. Mivel gyűjtési munkálatait 1883–1886 között végezte, ekkorra a vízrendezési munkálatok már a vége felé jártak, így vizsgálódásainak alapjául minden bizonnyal a megregulázott Körös szolgált. Népies halnevek alapján 28 faj (+ egy szinonim: *Acipenser schypa* – faj tok = *Acipenser nudiventris* – sima tok) szerepel a folyó fajlistáján, azonban a fajok leírását tárgyaló fejezetben megemlíti a fürge cselle erdélyi, a kövicsík felső körösi, valamint a karikakeszeg (ezüstös balin) körösi előfordulását. Ehhez jön még a kurta baing, melyet Mocsáry talált meg a Sebes-Körösben, amit Herman is megemlít, valamint a mesterszótárában szereplő kősüllő, így összesen az akkori Körösből (Körösökből) 33 faj jelenlétét rögzítette.

Kertész (1890) Nagyvárad és vidékének állatvilágát tárgyaló dolgozatában a Sebes-Körösből és a Pecéből összesen 33 fajt említ.

Szintén Kertész (1898) Bihar vármegye faunáját ismertető írásában a megye vizeitől összesen 34 faj előfordulását regisztrálta. A korábbi fajlistákhoz képest új fajként közli a Sebes-Körösből a selymes durbincot.

Kohaut (1902) az induló Halászat című folyóiratban a hazai halfaunánkat mutatja be. A fajok leírásánál legtöbb esetben Hermantól (1887) vette át az előfordulási adatokat, így új faj nem jelez a Körösökből a korábbiakhoz képest.

Vutskits (1918) már 1902-ben elkészült a faunakatalógusának (*Fauna Regni Hungariae*) a halfaunisztikai fejezetével, de csak 1918-ban látott napvilágot. Munkája alaposnak tekinthető, mivel az addig megjelent haltani munkák faunisztikai adatait szinte hiánytalanul összegyűjtötte, feldolgozta és értékelte azokat. Szakirodalmi adatok és saját vizsgálatai

alapján összeállította Magyarország akkori halfaunáját, melyben a Körösre vonatkozóan 21 faj, a Sebes-Körösre pedig 20 faj jelenlétét regisztrálta. A két fajlista között vannak átfedések, de eltérések is. Vutskits új fajként említi a Sebes-Körösből a sebes pisztrángot, a pénzes pért, a fenékjáró küllőt, a kárászt, a réticsíkot és a botos kölöntét. Ezek az adatok többnyire Mocsárytól (1873, 1874) és Kertészről (1890, 1898) származnak. A Körösökre vonatkozó fajsám így 40-re bővült.

Vutskits (1904) a Sebes-Körös folyóról 38 fajt említ – plusz egy változatot: *Carassius vulgaris* var. *oblongus* – Herman és Mocsáry gyűjtései alapján. Ez a lista a fajok számában és összetételében kissé eltér a faunakatalógus Körösre vonatkozó adataitól. Nem tartalmazza a sebes pisztrángot, a pénzes pért és a kövicsíkot, ellenben tartalmaz egy eddig a Körösökre nézve új fajt, a Petényi-márnát, valamint ismét jelzi a kősüllő jelenlétét a Sebes-Körösből.

Unger (1919) halhatározójában népies halnevek felsorolásánál 8 faj népies nevét gyűjtötte a Körösök vidékéről, Köröstarcsáról *vadsüllő* néven szintén jelzi a kősüllő körösi meglétét.

Futó (1942) bölcsészeti doktori értekezésében Szeghalom környékének halfaunáját tárgyalja. A Sebes-Körösből 29 halfaj előfordulását írta le.

Mihályi (1954) a Természettudományi Múzeum halgyűjteményét vonta revízió alá. Eredményeiről 1954-ben számolt be. Ez a mű nagyon értékes faunisztikai adatokat tartalmaz, főként azért, mert a gyűjtemény a pótolhatatlan szakkönyvtárával együtt 1956-ban teljesen megsemmisült. A fajok felsorolásánál leírta a gyűjtések helyét, időpontját, a gyűjtő nevét. A Sebes-Köröst 14, a Fekete-Köröst 9, míg a Fehér-Köröst 7 faj esetében nevezte meg leelőhelyként. A táblázatban egyesítve található a Fehér-, a Fekete- és a Sebes-Körösből származó fajok, összesen 25 faj előfordulását regisztrálta a Körösökből. Eltéréseket találtunk a publikáció végén található táblázatos fajlista és az adatolt előfordulások között, ezért a fajsám megállapításánál nem vettük figyelembe az előbbi, hanem csak a fajok felsorolásánál megjelölt leelőhelyeket.

Vásárhelyi (1961) képes halhatározójában 33 fajnál említi meg a Köröst gyűjtési helyként, valamint további négy fajnál jegyzi meg, hogy minden folyóvízben jelen van. Így összesen 37 faj jelenlétét rögzítette a Körösből. Ismerve Vásárhelyi hagyatékát a kijegyzetelt lapok alapján valószínűsíthető, hogy a fajok előfordulását a Körösök esetében szakirodalmi forrásokból gyűjtötte ki, amit elsősorban a faunakatalógusból szedett.

Berinkei (1972) szintén a Természettudományi Múzeum gyűjteményében fellelhető fajokat revidálta, a gyűjtőhelyek felsorolásával. Mivel a gyűjtemény – korábban már utaltunk rá – 1956-ban teljesen elégett, így az azóta gyűjtött több mint 11000 halegyed 80 fajba, alfajba tartozó egyedét ismertette. A Hármas-Körösre vonatkozóan mindössze két fajnál, a Sebes-Körösönél 17, a Fehér-Körösönél egy faj esetében találtunk utalást.

Pásztor (1982) Szarvas környékét ismertette horgászati szempontból. Ebben az írásban 54 halfajt említ a Körös vízrendszeréből, melybe a Fehér-, Fekete- és a Sebes-Körös is beletartozik. Sajnálatosan csak a horgászati jelentős halfajokat sorolta fel, így az általa közölt fajok egy faunisztikai célú feldolgozásnál nem vehetők teljességgel figyelembe.

Rózsa (1983) egy hónapos gyűjtései során 41 faj jelenlétét regisztrálta kéziratos dolgozatában a Körös- völgyi Természetvédelmi Területen lévő vizekből. Fajlistájában szerepeltet olyan fajt is, melyet a korábbi publikált faunalisták egyáltalán nem tartalmaznak. Ez a faj a pisztrángsügér (*Micropterus salmoides*). Dolgozatában azt írja, hogy rendszeresen telepítik a holtágakba, de erről sem a korábbi, sem a jelenlegi hasznosítónak nem volt tudomása, így erre a fajra vonatkozó adata megkérdőjelezhető.

Oláh és Györe (1988) összefüggő halállomány-vizsgálatot végzett 1982–1986 között. Kutatási jelentésükben a Körösök vízrendszeréből gyűjtött halak összesített fajlistáját is összeállították, melyben 50 faj szerepel. Saját gyűjtéseik alapján 5246 halegyedet gyűjtöttek, melyek 29 fajt képviseltek. Eredményeik nagyobbik részét saját gyűjtésből származó halegyedek adták, kisebbik részét a Viharsarok HTSZ halászáinak fogásából állították össze.

Szintén Györe (1993) a Kákafoki-Holt-Körös halállományáról publikált, melynek fajfelsorolásában 35 faj szerepel. Publikációjában említést tesz egy Herman Ottó (1887) által már korábban leírt fajról – silány keszeg (*Abramis vetula*) –, de mivel jelenlegi ismereteink

alapján ez a dévérkeszeg (*Abramis brama*) szinonim elnevezése, azóta sem szerepel a taxonómiai munkákban.

Józsa (1994) a Kákafoki-holtág lehetséges ívó- és halbölcsőhelyeit mérte fel. Vizsgálatai során több halfaj 0+ korosztályú egyedét határozta meg, a nyolc gyűjtési szakaszról 15 faj szaporodását igazolta.

Harka 1996-ban megjelent publikációja mondható az eddigiek közül a legteljesebbnek, összefoglalta a Fehér-, Fekete-, Sebes-, Kettős- és Hármaskörösből kimutatott halfajokat. Főként saját vizsgálataira alapozott, de halászok és horgászok által szolgáltatott adatokat is felhasznált a fajlista összeállításához, mely alapján a hazai vízrendszerből összesen 48 fajt sorolt fel. Dolgozata alapján a Hármaskörösből 42, a Kettős-Körösből 39, a Sebes-Körösből 42, a Fekete-Körösből 20, míg a Fehér-Körösből 14 faj előfordulása valószínűsíthető, bár a gyakoribb fajoknál nem jelzi a konkrét előfordulásokat.

Harka 1997-ben megjelent könyvében már megtalálhatók a közönségesebb fajokra vonatkozó előfordulások is, így a Hármaskörösből 44, a Kettős-Körösből 42, a Sebes-Körösből 44, a Fekete-Körösből 20, míg a Fehér-Körösből 13 faj előfordulását adta közre.

Sallai (1997) a kezdetektől összefoglalta a Körösök halfaunáját. Fajlistájában olyan fajok is szerepelnek, melyek ma már csak határainkon kívüli folyószakaszokon fordulnak elő, összesen 69-ben állapította meg a Körösökből eddig leírt fajok számát.

Györe és Sallai (1998) összesen 44 halfaj adatolt előfordulását tette közzé a Körösök hazai vízrendszeréből.

Sallai és Györe (1998) a Holt-Sebes-Körösből 11 faj jelenlétét mutatta ki.

Sallai (2001) a Bihari-sík Tájvédelmi Körzet vizeitereinek felmérésekor több alkalommal halászott a Sebes-Körösben is. Vizsgálatai során összesen 25 faj került kézre, melyek közül a sujtásos küszt (*Alburnoides bipunctatus*) és a Petényi-márnát (*Barbus petenyi*) a korábbi recens szakirodalom nem jelezte a hazai szakaszról.

Sallai (2003) a Körös-, az Alsó- és Közép-Tisza- völgyi „szentély” jellegű holtágakat vizsgálta. Kutatási jelentésében 12 holtágból összesen 33 faj jelenlétét mutatta ki.

Harka és Sallai (2004) könyve összefoglalja az elmúlt 25 év recens halfaunisztikai adatait. A Hármaskörösből 48, a Kettős-Körösből 44, a Sebes-Körösből 49, a Fekete-Körösből 39, míg a Fehér-Körösből 29 faj előfordulását rögzíti.

Györe és munkatársai (2012) a Körös-Berettyó vízrendszeren végeztek halfaunisztikai felmérést a magyar és román oldalon. Kutatásaik során a Körös hazai szakaszán mindössze két helyen halásztak, összesen 21 faj egyedeiből fogtak, a Sebes-Körösből 41, a Fekete-Körösből 31, a Fehér-Körösből 29 faj előfordulását regisztrálták.

Harka és munkatársai (2013, 2015) egy új invazív gébfajt, a kaukázusi törpegébet (*Knipowitschia caucasica*) a Tisza több pontján megtalálták, majd Halasi-Kovács és munkatársai (2015) a Körösből is kimutatták.

Antal és munkatársai (2016) a Sebes-Körösben a Sallai (2001) által korábban megtalált Petényi-márnát revízióknak vetették alá, melynek során filogenetikai módszerekkel megvizsgálták a taxont, és egy új fajt, a bihari márnát (*Barbus biharicus*) írták le a Sebes-Körös felső szakaszáról.

Sallai és Juhász (2019) az elektromos kecével végzett felméréseik eredményeiről számolnak be. A Körösön 21, a Fekete- és Fehér-Körösön 13–13, míg a Sebes-Körösön 18 faj előfordulását igazolták a mederfenékről.

Orcsik és Sallai (2019) egy új invazív gébfaj, a csupasztorkú géb (*Babka gymnotrachelus*) előfordulását regisztrálta a Körösből, a békésszentandrászi duzzasztó alvizen betorkolló, Ladányi-csatornából. A faj 2018-as tiszai megjelenését (Sallai és munkatársai 2019) követően várható volt a faj körösi terjeszkedése.

2019 nyarán egy újabb gébfajjal gazdagodott a körösi halfauna (Sallai & Sallai 2020), a folyó mezőtúri szakaszán elektromos kecével végzett halászat során egy adult kerekfejű géb (*Neogobius melanostomus*) került elő.

Ezenkívül több szerző jelzi – Vásárhelyi (1958, 1959, 1960), Sterbetz (1958, 1960), Botta, Keresztessy & Neményi (1984), Pintér (1991), Sallai & Kontos (2006), Sallai (2011,

2016, 2017), Halasi-Kovács & Nyeste (2016, 2017) – csupán egy-két faj esetében, hogy az általuk kimutatott fajok a Körösből származtak.

A fajlistákban átfedések és eltérések egyaránt vannak, de összességében a szakirodalmi, saját korábbi és friss adataink alapján a Körös recens halfaunája 55 faj alkalmi vagy rendszeres előfordulásával jellemezhető (1. táblázat). A táblázatban az Élőhelyvédelmi Irányelv (Habitat Directive) függelékébe tartozó fajokat II, IV és V római számokkal, míg a hazai védettségnek megfelelően a védett fajokat „v”-vel, a fokozottan védett fajokat „fv”-vel jelöltük.

1. táblázat. A Körös (Sebes-, Fekete- és Fehér-Körös nélkül) recens halfaunája szakirodalmi és saját adatok alapján (2009–2019)

Table 1. Fish species from the River Körös (without River Sebes-, Fekete- and Fehér-Körös) by the scientific publications and our records (2009–2019)

Tudományos név / Scientific name	Magyar név / Hungarian name	Élőhelyvédelmi Irányelv / Habitats Directive	Hazai védettség / Hungarian protection
1. <i>Acipenser ruthenus</i> LINNAEUS, 1758	kecsege	V	-
2. <i>Anguilla anguilla</i> (LINNAEUS, 1758)	angolna	-	-
3. <i>Rutilus rutilus</i> (LINNAEUS, 1758)	bodorka	-	-
4. <i>Ctenopharyngodon idella</i> (VALENCIENNES, 1844)	amur	-	-
5. <i>Mylopharyngodon piceus</i> (RICHARDSON, 1846)	fekete amur	-	-
6. <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (LINNAEUS, 1758)	vörösszárnyú keszeg	-	-
7. <i>Leuciscus idus</i> (LINNAEUS, 1758)	jászkeszeg	-	-
8. <i>Leuciscus aspius</i> (LINNAEUS, 1758)	balin	II, V	-
9. <i>Squalius cephalus</i> (LINNAEUS, 1758)	domolykó	-	-
10. <i>Leucaspius delineatus</i> (HECKEL, 1843)	kurta baing	-	v
11. <i>Alburnus alburnus</i> (LINNAEUS, 1758)	küsz	-	-
12. <i>Alburnoides bipunctatus</i> (BLOCH, 1782)	sujtásos küsz	-	v
13. <i>Blicca bjoerkna</i> (LINNAEUS, 1758)	karikakeszeg	-	-
14. <i>Abramis brama</i> (LINNAEUS, 1758)	dévérkeszeg	-	-
15. <i>Ballerus ballerus</i> (LINNAEUS, 1758)	laposkeszeg	-	-
16. <i>Ballerus sapa</i> (PALLAS, 1811)	bagolykeszeg	-	-
17. <i>Vimba vimba</i> (LINNAEUS, 1758)	szilvaorrú keszeg	-	-
18. <i>Pelecus cultratus</i> (LINNAEUS, 1758)	garda	II, V	-
19. <i>Chondrostoma nasus</i> (LINNAEUS, 1758)	paduc	-	-
20. <i>Tinca tinca</i> (LINNAEUS, 1758)	compó	-	-
21. <i>Barbus barbus</i> (LINNAEUS, 1758)	márna	V	-
22. <i>Gobio carpathicus</i> VLADYKOV, 1925	tiszai küllő	-	v
23. <i>Romanogobio vladkovi</i> (FANG, 1943)	halványfoltú küllő	II	v
24. <i>Pseudorasbora parva</i> (TEMMINCK & SCHLEGEL, 1842)	razbóra	-	-
25. <i>Rhodeus amarus</i> (BLOCH, 1782)	szivárványos ökle	II	v
26. <i>Carassius carassius</i> (LINNAEUS, 1758)	széles kárász	-	-
27. <i>Carassius gibelio</i> (BLOCH, 1782)	ezüstkárász	-	-
28. <i>Cyprinus carpio</i> LINNAEUS, 1758	ponty	-	-
29. <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (VALENCIENNES, 1844)	fehér busa	-	-
30. <i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (RICHARDSON, 1845)	pettyes busa	-	-
31. <i>Ictiobus bubalus</i> (RAFINESQUE, 1818)	kisszájú buffaló	-	-
32. <i>Misgurnus fossilis</i> (LINNAEUS, 1758)	réticsík	II	v

Tudományos név / Scientific name	Magyar név / Hungarian name	Élőhelyvédelmi	Hazai
		Írányelv / Habitats Directive	védettség / Hungarian protection
33. <i>Cobitis elongatoides</i> BĂCESCU & MAIER, 1969	vágócsík	II	v
34. <i>Sabanejewia bulgarica</i> (DRENSKY, 1928)	bolgár csík	II	v
35. <i>Ameiurus nebulosus</i> (LESUEUR, 1819)	törpeharcsa	-	-
36. <i>Ameiurus melas</i> RAFINESQUE, 1820	fekete törpeharcsa	-	-
37. <i>Silurus glanis</i> (LINNAEUS, 1758)	harcsa	-	-
38. <i>Esox lucius</i> LINNAEUS, 1758	csuka	-	-
39. <i>Salmo labrax</i> PALLAS, 1814	tengeri pisztráng	-	-
40. <i>Salmo trutta fario</i> LINNAEUS, 1758	sebes pisztráng	-	-
41. <i>Lota lota</i> (LINNAEUS, 1758)	menyhal	-	-
42. <i>Lepomis gibbosus</i> (LINNAEUS, 1758)	naphal	-	-
43. <i>Perca fluviatilis</i> LINNAEUS, 1758	sügér	-	-
44. <i>Gymnocephalus cernua</i> (LINNAEUS, 1758)	vágódurbincs	-	-
45. <i>Gymnocephalus baloni</i> HOLČIK & HENSEL, 1974	széles durbincs	II, IV	v
46. <i>Gymnocephalus schraetser</i> (LINNAEUS, 1758)	selymes durbincs	II, V	v
47. <i>Sander lucioperca</i> (LINNAEUS, 1758)	süllő	-	-
48. <i>Sander volgensis</i> (GMELIN, 1788)	kőszüllő	-	-
49. <i>Zingel zingel</i> (LINNAEUS, 1758)	magyar bucó	II, V	fv
50. <i>Perccottus glenii</i> DYBOWSKI, 1877	amurgéb	-	-
51. <i>Knipowitschia caucasica</i> (BERG, 1916)	kaukázusi törpegéb	-	-
52. <i>Babka gymnotrachelus</i> (KESSLER, 1857)	csupasztorkú géb	-	-
53. <i>Neogobius fluviatilis</i> (PALLAS, 1814)	folyami géb	-	-
54. <i>Neogobius melanostomus</i> (PALLAS, 1814)	kerekfejű géb	-	-
55. <i>Proterorhinus semilunaris</i> (HECKEL, 1837)	tarka géb	-	-

Anyag és módszer

A mintavételezés módszere

A faunisztikai adatok gyűjtését egy ukrán gyártmányú, SAMUS 725MP típusú pulzáló egyenáramot előállító, akkumulátoros rendszerű elektromos halászgéppel végeztük, csónakból. A fenéklakó halfajok állományairól korrektebb adatokhoz juthatunk az elektromos kece alkalmazásával, ezért valamennyi vizsgált mintaszakazon mindkét vizsgálati időszakban kiegészítő mintavételi eszközként alkalmaztuk. Halászgépünk semmilyen maradandó sérülést nem okozott a kifogott halakban, azok rövid időn belül magukhoz tértek és elúsztak. A halakat a meghatározást követően szabadon engedték, begyűjtésre nem került sor. A gyűjtési helyeket egy GARMIN GPSMAP64st típusú GPS segítségével mértük be, a koordinátákat asztali térinformatikai szoftver segítségével dolgoztuk fel. A mintaszakaszok közigazgatási hovatartozását az EOV-koordináták alapján határoztuk meg. A fajonkénti egyedszámok és a geokoordináták rögzítésére egy OLYMPOS WS-812 típusú digitális diktafont használtunk. A diktafonos adatok lehallgatásánál a fajonkénti egyedszámokat mintahelyenként adatlapokon összegeztük, majd Access adatbáziskezelő szoftver segítségével töltöttük fel adatbázisba. A terepi tájékozódásban az 1:25.000 méretarányú katonai térképek voltak segítségünkre. A mintavételeknél a halászgép hatótávolságát 2 m szélességben állapítottuk meg, a mederhossz-szelvényre, illetve a partéltre merőlegesen.

A fenéklakó halfajok állományairól korrektebb adatokhoz juthatunk az elektromos kece alkalmazásával (Sallai & Juhász 2019). Az eszközzel lehetőség nyílik a meder mélyebb pontjainak a vizsgálatára, ahonnan a mintázásaink során olyan fajok állományairól is

információhoz jutottunk, ami a normál halászgépes mintázásnál eddig nem vagy igen kis mennyiségben került elő. A kecézés során más bentikus fenéklakó gerinctelen szervezetek is jól megfoghatók. 2019-ben mindkét időszakban, az elektromos halászgéppel vizsgált 18 mintaszakaszon elektromos kecével is végeztünk mintavételezést, 2009-ben sajnálatosan az eszköz még nem állt rendelkezésünkre. A mederfenéken lévő ismeretlen tereptárgyakban többször elakadtunk, de szerencsére minden alkalommal sikerült visszanyernünk a kecénket.

A vizsgálat során a mintaszakasz nagyságának megállapításánál, ahol a terepi körülmények lehetővé tették, az NBmR protokolljának ajánlásait vettük figyelembe (Sallai és mtsai. 2019). Ez alapján a Körös alsó szakaszát a River3 kategóriába soroltuk, így az elektromos halászgéppel 600 méteres, míg az elektromos kecével 300 méteres szakaszokat halásztunk meg, mindkét időszakban.

A 2019 júniusára tervezett mintázásunkat halasztanunk kellett, részben a Körösön levonult árhullám, részben a Hortobágy-Berettyón bekövetkezett halpusztulás miatt, melynek hatása és nyomai, még a Körösön is érezhetőek voltak. Ennek megfelelően a nyári mintázást elektromos halászgéppel 2019. július 2-án, elektromos kecével július 3-án, az őszi mintázást pedig szeptember 2-án kezdtük meg, de a nagy mennyiségű békalencse és a halak gyenge aktivitása miatt a halászatot felfüggesztettük. Az újabb próbálkozásunkra szeptember 18-19-én került sor elektromos halászgéppel, míg az elektromos kecénkel szeptember 19-én halásztunk. Az elektromos halászgéppel mindkét időszakban (nyár elején és ősszel) a 2009-ben kijelölt 18 mintaszakaszon gyűjtöttük az adatokat.

A diverzitási indexek számításánál az interneten is elérhető, Past 3.07 alkalmazást használtuk (Hammer et al. 2001), a diverzitási értékeket ez alapján számoltuk. Az elemzés során a három leggyakoribb diverzitási indexet használtuk, annak ismeretében, hogy a különböző matematikai képletek alapján számított diverzitási indexek eltérő érzékenységet mutatnak a ritka fajokra, illetve a tömeges és domináns fajokra. A Shannon diverzitási index (H) különösen érzékeny a ritka fajokra, tehát annál nagyobb diverzitási értéket kapunk minél több faj fordul elő az adott mintavételi helyeken. A Simpson diverzitási index (D) elsősorban a gyakori fajokra érzékeny és kisebb súllyal veszi figyelembe a ritka, kicsi relatív gyakoriságú fajokat.

A fajok magyar elnevezésénél Harka (2011), míg a tudományos nevek esetében a Fishbase-ben (URL1) használt neveket tekintettük irányadónak, ami gyakorlatilag Kottelat & Freyhof (2007) munkáján alapul.

A vizsgált szakasz rövid jellemzése

A Körösök az egyik legnagyobb vesztesei a vízrendezéseknek. A Körösök hossza 1004 km-ről 459 km-re csökkent. A Hármas-Köröst 39 helyen vágták át, mellyel egyidőben töltéseket építettek, az egykori árteret átlagosan 600 méter széles hullámtérre szorították be (Ihrig 1973). A továbbiakban a Hármas-Köröst – a Földrajzinév-tárnak (Földi 1980) megfelelően – Körösként szerepeltetjük, a Kettős- és Hármas-Körös elnevezés félvezető, a vízügyi szakmától átvett helytelen elnevezés. Egyrészt egy folyóról van szó, másrészt ez a hivatalos elnevezése (Földi 1980). A vízrendezéseket követően kialakult egy másodlagos tájforma, az általunk mintázott szakaszok egy erősen módosított víztest részei. A vizsgált szakaszok felső (FP) és alsó (AP) pontján is megmértük a geokoordinátákat (2. táblázat), a mintaszakaszokat térképen is ábrázoltuk (1–2. ábra). Az alsó és felső pont megadásával viszonylag pontosan mérhető egy-egy mintavételi egység hossza. A mintaszakaszokat már 2009-ben úgy jelöltük ki, hogy minél változatosabb partszakaszok kerüljenek mintázásra, hogy eredményeink kellően reprezentatívak legyenek. Ugyancsak figyelembe vettük a 10x10 km-es ETRS-háló elhelyezkedését is a mintahelyek kijelölésénél, hiszen a közösségi jelentőségű fajok elterjedéséhez a vizsgálat eredményei szintén kielégítő információt szolgáltatnak. Azokon a mintaszakaszokon, ahol partvédelmi kövezéssel védték be a sodrott partoldalt, szintén belefoglaltuk a mintaszakasz elnevezésébe. Összességében

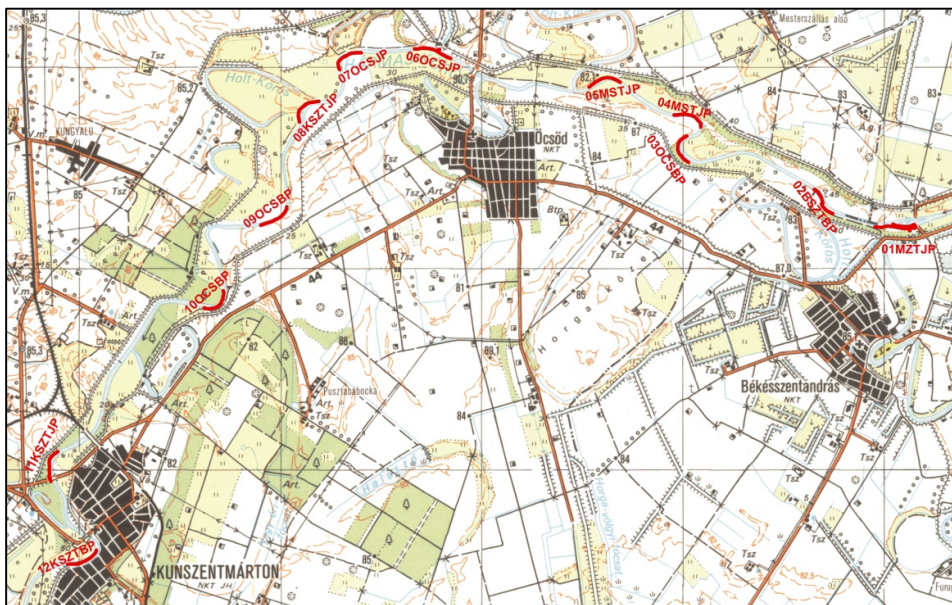
megállapítható, hogy mivel végig a folyóvízi élőhelyeket mintáztunk, azokban nem volt olyan mérvű változatosság, melyeket indokolt lenne külön-külön jellemezni.

2. táblázat. A mintaszakaszok geokoordinátái és a mintahelyek kódjai a Körös békésszentandrasi duzzasztó alatti szakaszán

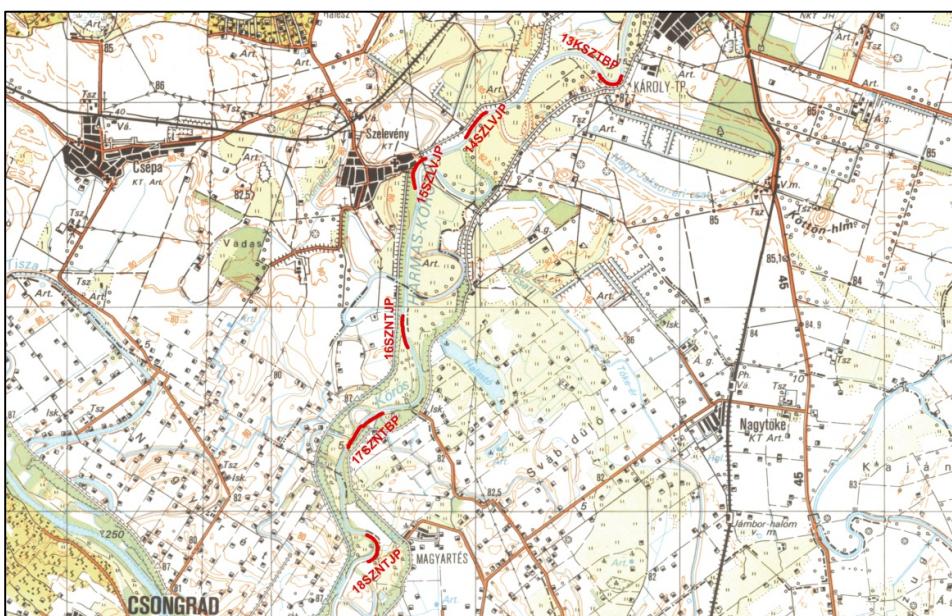
Table 2. The codes of the sampling sites, their name, administrative area and EOY coordinates on the lower reach of the River Körös under the riverdam of Békésszentandrás

Mintahely kódja / Sampling site codes	Alterület / Subarea	Település / City	*Mérés helye / Location	EOV_X	EOV_Y
01MZTJP	Békésszentandrasi duzzasztó alvize	Mezőtúr	FP	760606	172892
01MZTJP	Békésszentandrasi duzzasztó alvize	Mezőtúr	AP	759822	172850
02BSZTBP	bal parton	Békésszentandrás	FP	758984	173113
02BSZTBP	bal parton	Békésszentandrás	AP	758616	173593
03OCSBP	Daru-kanyarnál a bal parton	Öcsöd	FP	756117	174131
03OCSBP	Daru-kanyarnál a bal parton	Öcsöd	AP	756084	174654
04MSTJP	Daru-kanyar alatt a jobb parton	Mesterszállás	FP	756363	174832
04MSTJP	Daru-kanyar alatt a jobb parton	Mesterszállás	AP	755830	175070
05MSTJP	39-es fkm-nél lévő kövezés a jobb parton	Mesterszállás	FP	754760	175723
05MSTJP	39-es fkm-nél lévő kövezés a jobb parton	Mesterszállás	AP	754143	175626
06OCSJP	Nagykunsági (II.)-fcs. torkolatánál a jobb parton	Öcsöd	FP	751394	176192
06OCSJP	Nagykunsági (II.)-fcs. torkolatánál a jobb parton	Öcsöd	AP	750673	176382
07OCSJP	Álom-zugnál a jobb parton	Öcsöd	FP	749616	176308
07OCSJP	Álom-zugnál a jobb parton	Öcsöd	AP	749187	175971
08KSZTJP	jobb parton	Kunszentmárton	FP	748772	175343
08KSZTJP	jobb parton	Kunszentmárton	AP	748388	174933
09OCSBP	bal parton	Öcsöd	FP	748133	173247
09OCSBP	bal parton	Öcsöd	AP	747616	172881
10OCSBP	kövezés a bal parton	Öcsöd	FP	746874	171580
10OCSBP	kövezés a bal parton	Öcsöd	AP	746495	171241
11KSZTJP	44-es sz. főút hídjá felett, kövezés a jobb parton	Kunszentmárton	FP	743589	168382
11KSZTJP	44-es sz. főút hídjá felett, kövezés a jobb parton	Kunszentmárton	AP	743451	167794
12KSZTBP	Farkas-kanyar, kövezés a bal parton	Kunszentmárton	FP	744355	166426
12KSZTBP	Farkas-kanyar, kövezés a bal parton	Kunszentmárton	AP	743783	166150
13KSZTBP	Péterszögi-kanyar, kövezés a bal parton	Kunszentmárton	FP	742870	164543
13KSZTBP	Péterszögi-kanyar, kövezés a bal parton	Kunszentmárton	AP	742436	164570
14SZLVJP	Fekete-örvény-szögnél a jobb parton	Szelevény	FP	740227	163830
14SZLVJP	Fekete-örvény-szögnél a jobb parton	Szelevény	AP	739818	163339
15SZLVJP	jobb parton	Szelevény	FP	739037	162931
15SZLVJP	jobb parton	Szelevény	AP	738828	162350
16SZNTJP	Tehenes-zug alatt a jobb parton	Szentes	FP	738589	159847
16SZNTJP	Tehenes-zug alatt a jobb parton	Szentes	AP	738686	159231
17SZNTBP	Bökényi duzzasztónál	Szentes	FP	738194	157944
17SZNTBP	Bökényi duzzasztónál	Szentes	AP	737515	157273
18SZNTJP	Magyartésnél a bal parton	Szentes	FP	737879	155558
18SZNTJP	Magyartésnél a bal parton	Szentes	AP	737911	155044

* Rövidítés / Abbreviation: FP – felső pont / Upper point; AP – alsó pont / lower point



1. ábra. Mintaszakaszok és a mintahelyek kódjai a Körös északi részén 2019-ben
Fig. 1. Sampling sites and their codes in the northern part of River Körös in 2019



2. ábra. Mintaszakaszok és a mintahelyek kódjai a Körös déli részén 2019-ben
Fig. 2. Sampling sites and their codes in the southern part of River Körös in 2019

Eredmények

Saját vizsgálataink során a Körös békésszentandrászi duzzasztó alatti szakaszán 2009-ben 3 terepnapon összesen 15.960 halegyedet fogtunk és határoztunk meg, melyek 33 fajt és egy hibridet képviseltek. Az összesen kimutatott 33 faunaelemből 8 faj élvezi a hazai természetvédelem oltalmát – sujtásos küsz, halványfoltú küllő, szivárványos ökle, réticsík, vágócsík, bolgár csík, széles durbincs, a magyar bucó – továbbá 9 faj az európai jelentőségű Élőhelyvédelmi Irányelv függelékeiben is megtalálható – balin, márna, halványfoltú küllő, szivárványos ökle, réticsík, vágócsík, bolgár csík, széles durbincs, magyar bucó.

A 2019-ben 4 terepnapon elektromos halászgéppel és elektromos kecével összesen 7.647 halegyedet fogtunk és határoztunk meg, melyek 36 fajt és egy hibridet képviseltek. Az összesen kimutatott 36 faunaelemből 6 faj élvezi a hazai természetvédelem oltalmát – halványfoltú küllő, szivárványos ökle, vágócsík, széles durbincs, selymes durbincs, magyar bucó – továbbá 9 faj az Élőhelyvédelmi Irányelv függelékeiben is megtalálható – kecsege, balin, márna, halványfoltú küllő, szivárványos ökle, vágócsík, széles durbincs, selymes durbincs, magyar bucó.

A soron következőkben ismertetjük a két mintavételi évben az általunk kimutatott, természetvédelmi szempontból jelentős fajokat, mivel ezek a taxonok magas indikátorértékkel bírnak.

A természetvédelmi szempontból jelentős fajok jellemzése

1. Kecsege – *Acipenser ruthenus* LINNAEUS, 1758: Két fiatal, vélhetően 1+ korosztályú egyedét sikerült megfognunk, mindkettő az elektromos kecével fogott zsákmány átvizsgálásánál került elő. A halgazdálkodásra jogosult Körösvidéki Horgász Egyesületek Szövetsége több alkalommal helyezett ki kecségeket az elmúlt években, de azok mérete az általunk fogottaknál nagyobb volt, így vélelmezhető, hogy a két fiatal egyed természetes szaporulatból származott, de az sem zárható ki, hogy tiszai telepítésből származott. 2009-ben nem talákoztunk a fajjal a felmérések során, igen ritka hala a Körösöknek.

2. Sujtásos küsz – *Alburnoides bipunctatus* (BLOCH, 1782): A Körösök hazai vízrendszerén nem gyakori, bár a Fekete-, Fehér- és Sebes-Körösben egyaránt megtaláltuk a korábbi években. A Körösben nem igazán találja meg életfeltételeit, alkalmi előforduló. 2009 augusztusában, a Körös jobb partján, Mesterszállásnál a 39-es fkm-nél lévő mintaszakaszon (05MSTJP) került kézre egy fiatal példány, valószínűsíthető hogy a felsőbb szakaszokról sodródott le. A Körösből korábban nem írták le, így új fajként regisztrálhattuk a folyóból (Sallai 2011). 2019-ben nem talákoztunk a fajjal a Körösben.

3. Balin – *Leuciscus aspius* (LINNAEUS, 1758): Örvendetes tényként közölhetjük, hogy jelentős emelkedés mutatkozott a balin (*Leuciscus aspius*) állományában, a 2019-es vizsgálatoknál a hatodik legnagyobb egyedszámban került elő. Százalékos aránya 2009-ben 0,63, 2019-ben 1,34 % volt. Minden mintaszakaszon megtaláltuk, összesen 30 alkalommal talákoztunk egyedeivel. A két évszakban összesen fogott 104 egyed közel fele 0+ korosztályú ivadék volt, így a 2019-es év a balinívás szempontjából eredményesnek volt mondható.

4. Márna – *Barbus barbus* (LINNAEUS, 1758): Az elektromos halászgépes és elektromos kecsés halászat során egyaránt 7 mintaszakaszról kerültek kézre egyedei. 2019-ben mindössze 15 alkalommal fogtuk, az összesen előkerült 23 márna 0,3%-át adta az összegyedszámnak. Elektromos halászgéppel 2009-ben és 2019-ben egyaránt 13 egyedet fogtunk, de a zsákmányban a százalékos aránya eltért (2009: 0,08%; 2019: 0,2%).

5. Halványfoltú küllő – *Romanogobio vladkovi* (FANG, 1943): A hetedik leggyakoribb faj volt a 2019-es felmérés során. Saját tapasztalataink alapján napnyugta után a parti zónában jól megfogható, továbbá szintén eredményes a fogása az elektromos kecével is. A 2009-es eredményekhez képest jelentős növekedés mutatkozott az egyedszámban, ugyanis akkor elektromos halászgéppel mindössze 9 mintaszakaszon 10 egyedet (0,06%) fogtunk, míg 2019-ben 13 mintaszakaszról összesen 97 egyede került kézre. Az elektromos kecével

ellenben mind a 18 mintaszakaszon megfogtuk, összesen 316 egyedét. A kifogott halak közel egynegyede 0+ korosztályú ivadék volt. Eredményeink alapján megállapítható, hogy stabil önfenntartó populációja él a folyóban, mérsékelten gyakori faj, 5,4 %-os gyakorisággal fordult elő.

6. Szivárványos ökle – *Rhodeus amarus* (BLOCH, 1782): 2009-ben összesen 25 egyede (0,16%) akadt hálónkba, míg 2019-ben mindössze 16 egyed (0,2%) fogtuk 8 mintaszakaszon. A nem számottevő egyedszámcsökkenés a szennyezésekkel is összefüggésbe hozható, mivel a mederfenéken nagy mennyiségben találtuk nagytestű kagylók héjait.

7. Réticsík – *Misgurnus fossilis* (LINNAEUS, 1758): A főmederre kevésbé jellemző, egyetlen adult példányát 2009 májusában, a Nagykunsgói (II.)-főcsatorna torkolatánál fogtuk meg. A hullámtéri holtmedrekben és kubikokban jóval gyakoribb, 2019-ben nem került elő.

8. Vágócsík – *Cobitis elongatoides* BĂCESCU & MAIER, 1969: A 2009-es eredményeinkhez képest jelentős állománycsökkenést tapasztaltunk. 2009-ben összesen 14 mintaszakaszon 86 egyed (0,54%-a) volt a zsákmánynak, míg 2019-ben mindössze 3 mintaszakaszon 5 egyede akadt a hálónkba. Kiemelten fontos lenne állományváltozását figyelemmel kísérni, ugyanis a nagytestű gébek gradációjával ez a helyzet vélhetően tovább fog romlani. Jelen vizsgálat alapján kijelenthetjük, hogy a Körös alsó szakaszán ritka.

9. Bolgár csík – *Sabanejewia bulgarica* (DRENSKY, 1928): A Körösből korábban nem volt ismert. A főmederben vágócsíkokkal együtt sikerült két adult és egy fiatal példányát megfogunk 2009 májusában, a két szentesi mintaszakaszon (16SZNTJP, 18SZNTJP). A faj az elektromos kecével jól fogható (Sallai & Juhász 2019), mindezek ellenére a 2019-ben végzett elektromos kecés felmérések során nem bukkantunk rá, korábbi előfordulásai vélhetően a Tisza közelségével hozhatók összefüggésbe.

10. Széles durbincs – *Gymnocephalus baloni* HOLČIK & HENSEL, 1974: Sajnálatos tényként közöljük, hogy a védett és közösségi jelentőségű széles durbincs állományában a 2009-es eredményekhez képest nagyon drasztikus csökkenést tapasztaltunk. 2009-ben a negyedik leggyakoribb fajnak találtuk, összesen 234 egyed (1,48 %) fogtuk, míg 2019-ben mindössze két egyed (0,03%) sikerült fognunk elektromos halászgéppel és egyet elektromos kecével. Elektromos halászgéppel két eltérő mintaszakaszon fogtuk meg. A populációjában bekövetkezett csökkenés egyedül a szennyezésekkel magyarázható. A 2019-es vizsgálatunk alapján ritkának találtuk.

11. Selymes durbincs – *Gymnocephalus schraetser* (LINNAEUS, 1758): Egyetlen adult egyedét Szentesnél, a bökényi duzzasztónál fogtuk meg elektromos kecével. Több szakaszon próbálkoztunk a keresésével napnyugta után is, de nem találtuk meg. 2009-ben nem találkoztunk a faj képviselőivel. Igen ritka.

12. Magyar bucó – *Zingel zingel* (LINNAEUS, 1766): A magyar bucóból is jóval kevesebbet fogtuk, mint 2009-ben, de az elektromos kecés mintavételeknél azt tapasztaltuk, hogy végig jelen van a duzzasztó alatti szakaszon – korábban csak a felső szakaszokon fogtuk meg –, a 2019-es ívából származó ivadékainak jelenléte egy kisebb önfenntartó populáció jelenlétét bizonyítja. Ritka fajként regisztráltuk, elektromos halászgéppel 2009-ben 13, míg 2019-ben mindössze egy egyed (0,03%) fogtuk meg a békésszentandrás duzzasztó alvívén. Elektromos kecével további hét példányát fogtuk meg 7 mintaszakaszon.

Az elektromos kecés eredményeinek értékelése

Az elektromos kecés során 1.105 halegyedet fogtuk, melyek 25 fajt képviseltek. A kimutatott fajok között több olyan faunaelem is volt, melyek a normál elektromos halászgéppel végzett felmérés során nem kerültek elő, így pl. a kecsge, a paduc, a selymes durbincs, a kaukázusi törpegéb és a kerekfejű géb. A módszer ezzel is bizonyította, hogy kiemelten jó kiegészítője a halközösségek felmérésénél az elektromos halászgéppel történő vizsgálatoknak. A legnagyobb egyedszámban a folyami géb került kézre (32,94%), közel egyharmadát adta a zsákmánynak. Öröndetes tény, hogy vizsgálatunk alapján a bentikus halfauna második leggyakoribb elemének a védett halványfoltú küllőt találtuk, a százalékos

aránya 28,6% volt. A harmadik legnagyobb egyedszámban a karikakeszeg egyedeiből fogtunk (13,57%). A karikakeszeget a tarka géb és a kerekfejű géb követte, mindkét fajnak 4,71% volt a gyakorisága. Ez utóbbi faj korábban nem volt ismert a Körösből, az első példányát 2019-ben találtuk meg a folyóban (Sallai & Sallai 2020).

Értékelés

Abundancia

Az elektromos halászgéppel fogott halfajok egyedszámait és egyedszámarányait a 3. táblázatban foglaltuk össze. Eredményeinket összevetettük a 2009-es eredményeinkkel. 2009-ben jóval több halat fogtunk, bár megjegyezzük, hogy ekkor három alkalommal halásztunk a 18 mintaszakaszon, míg 2019-ben csak két alkalommal. Az eredményekben jelentkező eltérések szembetűnőek. Mindkét évben az euritóp küsz került elő a legnagyobb egyedszámban, 2009-ben a kifogott halak több mint négyötödét (82,36%), míg 2019-ben több mint felét (57,64%) tette ki a zsákmánynak. A 2009-es eredményekhez képest harmadára csökkent a bodorka aránya (2009: 5,64%; 2019: 1,68%). 2019-ben a második leggyakoribb fajnak az inváziós fehér busát találtuk, mellyel a 2009-es vizsgálataink során egyáltalán nem találkoztunk. A fehér busák 2019-ben eredményesen le tudtak ívni. A mintahelyek zöméről (13 mintahely) tömegesen kerültek kézre a 0+ korosztályú ivadécai, kisebb-nagyobb csapatokban, felhőkben úsztak a partszegélyben. Planktonszűrésükkel komoly táplálékkonkurrenciát valamilyen őshonos fajunk ivadékának, különösen ekkora tömegben. A faj gradációja a vizeink felmelegedése mellett elsősorban a természetesvízi halászat megszűnésével hozható összefüggésbe, ugyanis a hazai horgásztársadalom a horgászkesztyűvel a fehér busát egyáltalán nem zsákmányolja, míg a halászok korábban tonnaszámba gyűjtötték be a fehér busa ivarérett egyedeit, így a faj szaporulata nem volt ennyire szembetűnő. 2016 óta viszont, mivel teljesen megszűnt a kereskedelmi célú halászat, sajnálatosan hosszú távon ezzel a tendenciával számolhatunk. Itt kívánjuk megjegyezni, hogy Szentesnél, a Tehenes-zug alatt, a jobb parton a fehér busa ivadécai között egy 2019-es ívből származó amurivadékat is találtunk, melynek eddig nem volt bizonyított a hazai természetes vizekben történő ívása. Az amur makrofita fogyasztásával ívó- és búvóhelyeket károsít és semmisít meg, melynek kárát szintén az őshonos fajok szenvedik el. A harmadik leggyakoribb fajnak mindkét évben az inváziós ezüstkárászt találtuk, melynek nem számottevően, de emelkedett az aránya (2009: 1,61%; 2019: 2,03%). Igen szembetűnő még, hogy 2019-ben egyik módszerrel sem sikerült menzihalat fognunk, míg 2009-ben 146 egyedet fogtunk, a csökkenés vélhetően ez esetben is a szennyezések számlájára írható.

Az elektromos kecézés során fogott fajok egyedszámait és százalékos arányait a 4. táblázatban foglaltuk össze.

A halfauna funkcionális guildek szerinti értékelése

A feldolgozott recens szakirodalmi adatok, valamint korábbi és jelen saját adataink alapján az NBmR protokolljában felállított guildeknek megfelelően funkcionális csoportok szerint is értékeltük a halfaunát, eredet, tolerancia (oxigénhiány és ammóniatűrési szempontjából), élőhelyhasználat, ívási aljzat és ívási környezettel szemben támasztott igény, táplálkozási mód, valamint vándorlási viselkedés alapján. A szakirodalmi adatok (Harka & Sallai 2004) és saját vizsgálataink alapján (2019) a Körösben az elmúlt 25 évben 55 halfaj jelenléte bizonyított. A körösi halfauna 16 eleme (29%) adventív eredetű. Oxigénhiány és ammóniatűrési szempontjából 16 fajt nevezhetünk intoleránsnak, 31 fajt toleránsnak. Élőhelyhasználat tekintetében 27 faj bentikus, 24 faj reofil, míg 10 faj limnofil guildbe sorolható, ami megfelelően reprezentálja az áramló vízhez kötődő fajok arányát. A körösi faunaelemek közül 16 faj litofil, 12 faj fitofil szaporodási guildbe tartozik. Az ívási szubsztrátummal szemben 44 faj (80%) speciális igényű, míg 9 faj (16%) kevésbé igényes az ívási aljzatra. Táplálkozási mód alapján a körösi fajok 15%-a (8 faj) predátor, 9%-a (5 faj)

predátor-invertivor, továbbá 25%-a a fajoknak (14 faunaelem) omnivor. Vándorlási viselkedés alapján 2 faj diadrom és 12 faj potamodrom.

3. táblázat. A fajokénti egyedszámok (N) és százalékos arányok (%) 2009-ben és 2019-ben (a természetvédelmi oltalom alatt álló fajok **félkövér betűkkel**, a közösségi jelentőségű fajok *-gal jelölve)
Table 3. The individual numbers (N) of the species and their percentage (%) in decreasing order in 2009 and in 2019 (**protected species**, in the Habitats Directive: *)

Tudományos név / Scientific name	Magyar név / Hungarian name	2009		2019	
		N	%	N	%
<i>Alburnus alburnus</i>	Küsz	13144	82,36	3771	57,64
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Fehér busa	-	-	1579	24,14
<i>Carassius gibelio</i>	Ezüstkárász	257	1,61	133	2,03
<i>Perca fluviatilis</i>	Sügér	77	0,48	110	1,68
<i>Rutilus rutilus</i>	Bodorka	900	5,64	110	1,68
<i>Leuciscus aspius</i> *	Balin *	101	0,63	104	1,59
<i>Romanogobio vladkovi</i> *	Halványfoltú küllő *	10	0,06	97	1,48
<i>Sander lucioperca</i>	Süllő	16	0,1	90	1,38
<i>Neogobius fluviatilis</i>	Folyami géb	180	1,13	80	1,22
<i>Lepomis gibbosus</i>	Naphal	118	0,74	74	1,13
<i>Blicca bjoerkna</i>	Karikakeszeg	47	0,29	70	1,07
<i>Silurus glanis</i>	Harcza	22	0,14	51	0,78
<i>Abramis brama</i>	Dévékeszeg	29	0,18	43	0,66
<i>Cyprinus carpio</i>	Ponty	17	0,11	37	0,57
<i>Esox lucius</i>	Csuka	19	0,12	35	0,54
<i>Leuciscus idus</i>	Jászkeszeg	109	0,68	33	0,50
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	Tarka géb	190	1,19	32	0,49
<i>Rhodeus amarus</i> *	Szívárványos ökle *	25	0,16	16	0,24
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Vörösszárnyú keszeg	27	0,17	14	0,21
<i>Barbus barbus</i> *	Márna *	13	0,08	13	0,20
<i>Ballerus sapa</i>	Bagolykeszeg	5	0,03	11	0,17
<i>Sander volgensis</i>	Kőszüllő	1	0,01	8	0,12
<i>Babka gymnotrachelus</i>	Csupasztorkú géb	-	-	7	0,11
<i>Ameiurus melas</i>	Fekete törpeharcsa	78	0,49	5	0,08
<i>Cobitis elongatoides</i> *	Vágócsík *	86	0,54	5	0,08
<i>Squalius cephalus</i>	Domolykó	34	0,21	4	0,06
<i>Ballerus ballerus</i>	Laposkeszeg	-	-	4	0,06
<i>Gymnocephalus baloni</i> *	Széles durbincs *	237	1,48	2	0,03
<i>Zingel zingel</i> *	Magyar bucó *	13	0,08	1	0,02
<i>Pseudorasbora parva</i>	Razbóra	47	0,29	1	0,02
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Amur	-	-	1	0,02
<i>Leuciscus aspius</i> x <i>Leuciscus idus</i>	Balin x Jászkeszeg	-	-	1	0,02
<i>Abramis brama</i> x <i>Rutilus rutilus</i>	Dévékeszeg x Bodorka	1	0,01	-	-
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Sujtásos küsz	1	0,01	-	-
<i>Misgurnus fossilis</i> *	Réticsík *	1	0,01	-	-
<i>Percottus glenii</i>	Amurgéb	2	0,01	-	-
<i>Sabanejewia bulgarica</i> *	Bolgár csík *	3	0,02	-	-
<i>Chondrostoma nasus</i>	Paduc	4	0,03	-	-
<i>Lota lota</i>	Menyhal	146	0,91	-	-
Összesen:		15960	100	6542	100

4. táblázat. Az elektromos kecével fogott fajok egyedszámai (N) és százalékos arányai (%) 2019-ben (a természetvédelmi oltalom alatt álló fajok **félkövér betűkkel**, a közösségi jelentőségű fajok *-gal jelölve)
Table 4. The individual numbers (N) of the species and their percentage (%) caught by electric benthic trawl in 2019 (**protected species**, in the Habitats Directive: *)

Tudományos név / Scientific name	Magyar név / Hungarian name	N	%
<i>Neogobius fluviatilis</i>	Folyami géb	364	32,94
Romanogobio vladykovi *	Halványfoltú küllő	316	28,60
<i>Blicca bjoerkna</i>	Karikakeszeg	150	13,57
<i>Neogobius melanostomus</i>	Kerekfejű géb	52	4,71
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	Tarka géb	52	4,71
<i>Ballerus sapa</i>	Bagolykeszeg	45	4,07
<i>Silurus glanis</i>	Harcsa	18	1,63
<i>Babka gymnotrachelus</i>	Csupasztorkú géb	17	1,54
<i>Abramis brama</i>	Dévérkeszeg	15	1,36
<i>Ballerus ballerus</i>	Laposkeszeg	12	1,09
<i>Cyprinus carpio</i>	Ponty	11	1,00
<i>Perca fluviatilis</i>	Sügér	11	1,00
<i>Barbus barbus *</i>	Márna *	10	0,90
Zingel zingel *	Magyar bucó	8	0,72
<i>Sander lucioperca</i>	Süllő	7	0,63
<i>Carassius gibelio</i>	Ezüstkárász	5	0,45
<i>Sander volgensis</i>	Kősüllő	3	0,27
<i>Acipenser ruthenus *</i>	Kecsege *	2	0,18
<i>Ameiurus melas</i>	Fekete törpeharcsa	1	0,09
<i>Chondrostoma nasus</i>	Paduc	1	0,09
Gymnocephalus baloni *	Széles durbincs	1	0,09
Gymnocephalus schraetser *	Selymes durbincs	1	0,09
<i>Knipowitschia caucasica</i>	Kaukázusi törpegéb	1	0,09
<i>Lepomis gibbosus</i>	Naphal	1	0,09
<i>Rutilus rutilus</i>	Bodorka	1	0,09
Összesen:		1105	100

Diverzitás

Az NBMR protokolljának megfelelően, továbbá az összehasonlíthatóság, valamint a tendenciák figyelemmel kísérése miatt dolgozatunkban megadjuk a leggyakrabban használt mintahelyenkénti diverzitási értékeket (5. táblázat).

A diverzitási értékek számításánál kizárólag a 2019-es elektromos halászgéppel fogott fajok egyedszámait vettük figyelembe, a kiegészítő eszközként használt elektromos kece adatait figyelmen kívül hagytuk. A legmagasabb fajszámot mindkét vizsgálati időszakban Mezőtúrnál, a békésszentandrás duzzasztó alvizén értük el, júliusban 18, míg szeptemberben 23 faj egyedeiből fogtunk. A legtöbb halat júliusban Kunszentmártonnál fogtuk, összesen 958 egyedet. A Simpson (*D*) diverzitási index alapján júliusban egy mesterszállási mintahelyen (05MSTJP), míg szeptemberben egy öcsödi mintahelyen (10OCSBP) értük el a legmagasabb értékeket. A Shannon diverzitási index (*H*) alapján júliusban a legdiverzebb mintahelynek a Békésszentandrás duzzasztó alvize (01MZTJP), míg szeptemberben egy öcsödi mintahely (10OCSBP) bizonyult. A Berger–Parker diverzitási index alapján a legmagasabb értéket júliusban egy kunszentmártoni (08KSZTJP), míg szeptemberben egy öcsödi mintahelyen (07OCSJP) kaptuk. A mintahelyek diverzitási értékeit az 5. táblázatban foglaltuk össze.

5. táblázat. 2019-ben vizsgált körösi mintaszakaszok Simpson (D), Shannon (H) és Berger–Parker diverzitási indexei a két eltérő időszakban

Table 5. Diversity indices [Simpson (D), Shannon (H) and Berger–Parker] of the investigated sampling sites in River Körös in two different seasons in 2019

Mintahely kódja / Sampling site codes	Időszak / Season	Fajszám / N of species	Egyedszám / N of specimens	Simpson (D)	Shannon (H)	Evenness_ e ^H /S	Berger- Parker
01MZTJP	Nyár	18	303	0,701	1,780	0,329	0,512
02BSZTBP	Nyár	11	189	0,190	0,543	0,157	0,900
03OCSBP	Nyár	10	114	0,228	0,627	0,187	0,877
04MSTJP	Nyár	6	47	0,271	0,652	0,320	0,851
05MSTJP	Nyár	13	84	0,708	1,722	0,431	0,500
06OCSJP	Nyár	17	723	0,102	0,338	0,082	0,947
07OCSJP	Nyár	6	83	0,547	0,948	0,430	0,542
08KSZTJP	Nyár	9	958	0,095	0,257	0,144	0,951
09OCSBP	Nyár	9	24	0,677	1,615	0,559	0,542
10OCSBP	Nyár	9	141	0,268	0,643	0,211	0,851
11KSZTJP	Nyár	9	159	0,189	0,517	0,186	0,899
12KSZTBP	Nyár	13	113	0,650	1,675	0,411	0,575
13KSZTBP	Nyár	12	169	0,309	0,821	0,189	0,828
14SZLVJP	Nyár	13	179	0,295	0,810	0,173	0,838
15SZLVJP	Nyár	15	708	0,359	0,769	0,144	0,785
16SZNTJP	Nyár	9	194	0,293	0,686	0,221	0,835
17SZNTBP	Nyár	11	380	0,102	0,318	0,125	0,947
18SZNTJP	Nyár	7	70	0,372	0,859	0,337	0,786
01MZTJP	Ősz	23	223	0,664	1,933	0,300	0,570
02BSZTBP	Ősz	14	167	0,370	0,994	0,193	0,790
03OCSBP	Ősz	10	82	0,697	1,654	0,523	0,512
04MSTJP	Ősz	11	109	0,371	0,949	0,235	0,789
05MSTJP	Ősz	15	133	0,664	1,769	0,391	0,564
06OCSJP	Ősz	9	60	0,516	1,229	0,380	0,683
07OCSJP	Ősz	4	45	0,204	0,454	0,394	0,889
08KSZTJP	Ősz	4	13	0,485	0,937	0,638	0,692
09OCSBP	Ősz	7	25	0,602	1,317	0,533	0,600
10OCSBP	Ősz	14	61	0,842	2,178	0,631	0,295
11KSZTJP	Ősz	11	41	0,708	1,757	0,527	0,512
12KSZTBP	Ősz	12	48	0,828	2,086	0,671	0,333
13KSZTBP	Ősz	15	66	0,762	2,011	0,498	0,455
14SZLVJP	Ősz	17	171	0,763	1,915	0,399	0,433
15SZLVJP	Ősz	13	232	0,385	1,014	0,212	0,780
16SZNTJP	Ősz	10	128	0,576	1,308	0,370	0,625
17SZNTBP	Ősz	17	224	0,476	1,309	0,218	0,719
18SZNTJP	Ősz	9	76	0,366	0,883	0,269	0,790

Javaslatok

Az inváziós fajok gradációja miatt kiemelten fontos lenne a halközösségek monitorozását legalább a nagyobb folyóvizeken 3 évente elvégezni. Szintén kiemelten fontosnak tartjuk, hogy a halgazdálkodásra jogosult Körösvidéki Horgász Egyesületek Szövetsége minél hamarabb kezdje meg az inváziós fajok (fehér busa, ezüstkárász, fekete törpeharcsa) szelektáló halászatát, hogy minél több ivarérett egyed el legyen távolítva, melyek negatív hatása már érezhető az őshonos fajok állományában. Ugyancsak fontosnak tartjuk, hogy az idegenhonos fajok – mivel egyáltalán nem kívánatosak a hazai természetes vizekben –, korlátozás nélkül foghatók legyenek. Szintén kiemelt figyelmet kellene fordítani a

halkihelyezésekre, hogy a pontytelepítéseknel véletlenül se kerüljön amur a telepítendő halak közé, mivel 2019-ben már a természetes ívása is bizonyítottá vált. Megítélésünk szerint az inváziós fajok szelektáló halászatát egész éven keresztül folytatni kell, egészen addig, míg a monitorozások során mennyiségük elviselhető szintre nem csökken. Szintén kiemelten fontosnak tartjuk, hogy a Hortobágy-Berettyó vízrendszerén található szennyező forrás végérvényesen fel legyen számolva, melynek negatív hatása egyaránt érezteti hatását a halfauna minőségi és mennyiségi összetételében.

Összefoglalás

A Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság megbízásából 2009-ben három, 2019-ben két alkalommal vizsgáltuk a Körös békésszentandrás duzzasztó alatti szakaszát. A vizsgálat 18 mintaszakaszra terjedt ki, minden időszakban ugyanazokat a szakaszokat halásztuk meg, melyeket 2009 májusában kijelöltünk. A faunisztikai adatok gyűjtését egy akkumulátoros üzemű, pulzáló egyenáramot előállító halászgéppel végeztük. A fenéklakó halfajok állományairól korrektebb adatokhoz juthatunk az elektromos kece alkalmazásával, ezért 2019-ben mindkét időszakban az elektromos halászgéppel vizsgált 18 mintaszakaszon elektromos keccével is halásztunk. A kifogott halakat a meghatározást követően szabadon engedték, begyűjtésre nem került sor. A halászatokat csónakból végeztük. A mintavételi helyeket GPS segítségével mértük be, a kapott EOV-koordinátákat szatellit térinformatikai szoftverrel dolgoztuk fel. A faunisztikai adatok feldolgozását adatbázis-kezelő programmal végeztük. A fajokénti egyedszámok, valamint a geokoordináták rögzítésére digitális diktafont használtunk. 2009-ben három eltérő aspektusban, 3 terepnapon összesen 15.960 halegyedet fogtunk és határoztunk meg, melyek 33 fajt és egy hibridet, míg 2019-ben két eltérő időszakban 4 terepnapon 7.647 halegyedet fogtunk és határoztunk meg, melyek 36 fajt és egy hibridet képviseltek. Az összesen kimutatott 41 faunaelemből 9 faj élvezi a hazai természetvédelem oltalmát – sújtásos kűsz (*Alburnoides bipunctatus*), halványfoltú küllő (*Romanogobio vladkovi*), szivárványos ökle (*Rhodeus amarus*), réticsík (*Misgurnus fossilis*), vágócsík (*Cobitis elongatoides*), bolgár csík (*Sabanejewia bulgarica*), széles durbincs (*Gymnocephalus baloni*), selymes durbincs (*Gymnocephalus schraetseri*), magyar bucó (*Zingel zingel*) –, továbbá 11 faj az európai jelentőségű Élőhelyvédelmi Irányelv függelékeiben is megtalálható: kecsge (*Acipenser ruthenus*), balin (*Leuciscus aspius*), márna (*Barbus barbus*), halványfoltú küllő, szivárványos ökle, réticsík, vágócsík, bolgár csík, széles durbincs, selymes durbincs, magyar bucó. 2019-ben több halfaj (fehér busa, ezüstkárász, pontokaszpikus gébek) nagy mennyiségű jelenlétét tapasztaltuk a legtöbb mintaszakaszon. Állományuk jelentősen emelkedett az elmúlt 10 évben, ezért kiemelt jelentőségűnek tartjuk ezek folyamatos szelektáló halászatát és a halállomány legalább 3 évente történő monitorozását a duzzasztó alvizen és felvizen egyaránt.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton is szeretnénk hálás köszönetet mondani Miskolczi Lászlónak, akinek a halászatokban nyújtott segítsége nélkülözhetetlen volt. Ugyancsak nélkülözhetetlen volt Sallainé Kapocsi Judit segítsége, aki szabadidejét feláldozva, többször éjszaka hozta utánunk a terepjárónkat a csónakszállító trélerrel, ezúton is hálással köszönjük a segítségét!

Felhasznált irodalom

- Antal, L., László, B., Kotlík, P., Mozsár, A., Czeglédi, I., Oldal, M., Kemenesi, G., Jakab, F. & Nagy, S. A. (2016): Phylogenetic evidence for a new species of *Barbus* in the Danube River basin. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 96: 187–194.
- Berinkei L. (1972): Magyarország és a szomszédos területek édesvízi halai a Természettudományi Múzeum gyűjteményében. *Vertebrata Hungarica* 13: 3–24.
- Botta I., Keresztessy K. & Neményi I. (1984): Halfaunisztikai és ökológiai tapasztalatok természetes vizeinkben. *Állattani Közlemények* 71: 39–50.
- Földi E. (szerk.) (1980): *Magyarország Földrajzának-tára II. Békés megye*. Kartográfiai Vállalat, Budapest, 28 pp.
- Futó J. (1942): *Szeghalom környékének halfaunája*, Bölcsészeti doktori értekezés, 50 pp.
- Györe K. & Sallai Z. (1998): A Körös-vízrendszer halfaunisztikai vizsgálata. *CRISICUM I, A Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság időszaki kiadványa*, Szarvas, p. 211–228.

- Györe K. (1993): A Holt-Körös halállománya. In: *Kutas F. (szerk.) (1993): Szarvasi Krónika*, 7: 57–59.
- Györe K. (1996): *Magyarország természetesvízi halai*. Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest, 339 pp.
- Györe K., Józsa V., Cupşa D., Fodor A., Biró J., Petrehele A., Petrus A., Jakabné Sándor Zs. & Gyöngyösiné Papp Zs. (2012): A Körös-Berettyó vízrendszerének halfaunisztikai vizsgálata. *Pisces Hungarici* 6: 59–70.
- Halasi-Kovács B., Szepesi Zs. & Harka Á. (2015): Kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) a Körös vízrendszerében. *Halászat* 108/3: 13–14.
- Halasi-Kovács B. & Nyeste K. (2016): A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) és a kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) újabb észlelési adatai a Tisza vízrendszerén. *Halászat* 109/4: 12.
- Halasi-Kovács B. & Nyeste K. (2017): Sujtásos küsz (*Alburnoides bipunctatus*) a Hármas-Körösösből. *Halászat* 110/2: 18.
- Hammer, Q., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologica Electronica* 4/1: 9 pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Hankó B. (1931): *Magyarország halainak eredete és elterjedése*. Debreceni Egyetem Állattani Intézete. Sárospatak, 34 pp.
- Harka Á. & Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, 269 pp.
- Harka Á. (1996): A Körösök halai. *Halászat* 89:144–148.
- Harka Á. (1997): *Halaink*. Kiadja a Természet- és Környezetvédő Tanárok Egyesülete, Budapest, 175 pp.
- Harka Á. (2011): Tudományos halnevek a magyar szakirodalomban. *Halászat* 104/3–4: 99–103.
- Harka Á., Šanda, R. & Halasi-Kovács B. (2013): Egy új invazív gébfaj, a kaukázusi törpegéb – *Knipowitschia caucasica* (BERG, 1916) – megjelenése a Tiszában, valamint a populáció morfológiai és genetikai vizsgálatának első eredményei. *Pisces Hungarici* 7: 5–11.
- Harka Á., Szepesi Zs. & Sallai Z. (2015): A tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*), a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) és a kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) terjedése a Tisza vízrendszerében. *Pisces Hungarici* 9: 19–30.
- Heckel, J. (1847): Magyarország édesvízi halainak rendszeres átnézete, jegyzetekkel s az új fajok rövid leírásával. Fordította s a tudomány újabbnakori haladásával bővítette Chyzer Kornél. *A magyar orvosok és természetvizsgálók VIII. nagygyűlésének évkönyve*. p. 193–216.
- Herman O. (1887): *A magyar halászat könyve I.-II.* K. M. Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, 860 pp.
- Józsa V. (1994): A Szarvas Kákafoki-holtágrendszer lehetséges ívő- és halbölcsőhelyeinek felmérése. *Halászatfejlesztés* 17: 148–163.
- Károlyi Zs. (1973): 4.1.4 A Tisza mellékfolyóinak szabályozása és árterületük mentesítése. In: Ihrig D. (szerk.) (1973): *A magyar vízszabályozás története*. Az Országos Vízügyi Hivatal kiadványa, Budapest, p. 124–126.
- Kertész M. (1890): Nagyvárad és vidékének állatvilága. In: Bunyitay V. (szerk.) 1890: *Nagyvárad természetrajza*. p. 135–161.
- Kertész M. (1898): Bihar vármegye faunája. In: Borovszky S. (szerk.) 1898: *Bihar vármegye és Nagyvárad*. Magyarország vármegyéi és városai, Budapest, p. 237–249.
- Kohaut R. (1889-1902): Halaink. In: *Halászat* I-III. évf. cikksorozat.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany 646 pp.
- Marosi S. & Szilárd J. (1969): *A tiszai Alföld*. Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 270–296.
- Mihályi, F. (1954): Revision der Süßwasserfische von Ungarn und der angrenzenden Gebieten in der Sammlung des Ungarischen Naturwissenschaftlichen Museums. *Természettudományi Múzeum Évkönyve* 6: 433–456.
- Mocsáry S. (1873): Adatok Biharmegye faunájához. *Math. És Termtud. Közl.* 10: 163–200.
- Mocsáry S. (1874): A Sebes-Körös és a Pecze folyó halai. *Nagyvárad című napilap*, 38–39.
- Orcsik T. & Sallai Z. (2019): A csupaszorkú géb (*Babka gymnotrachelus*) további terjedése a Tisza vízrendszerében. *Halászat* 112/3: 77.
- Pásztor B. (1982): Szarvas és környéke. In: *Horgász Kalauz 1982*, p. 157–160.
- Pintér K. (1989): *Magyarország halai*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 202 pp.
- Pintér K. (1991): A fekete törpeharcsa (*Ictalurus melas* RAFINESQUE, 1820) megjelenése a Tisza vízrendszerében. *Halászat* 84/2: 94–96.
- Sallai Z. (1997): Adatok a Körösvidék halfaunájához (Szarvas környékének halai). *A Puszta*, A „NIMFEA” Természetvédelmi Egyesület kiadványa 14: 156–191.
- Sallai Z. (2001): A Bihari-sík Tájvédelmi Körzet halfaunisztikai viszonyai. *A Puszta*, A „NIMFEA” Természetvédelmi Egyesület kiadványa 17: 26–44.
- Sallai Z. (2011): Sujtásos küsz (*Alburnoides bipunctatus*) a Hármas-Körösösből. *Halászat* 104/1: 10.
- Sallai Z. (2016): Dupla faroktőfoltos vágócsík (*Cobitis elongatoides*) a Körösösből. *Halászat* 109/4: 13.
- Sallai Z. (2017): Széles és vágódurbincs hibridje (*Gymnocephalus baloni* x *G. cernua*) a Körösösből. *Halászat* 110/2: 20.
- Sallai Z. & Györe K. (1998): Néhány adat a Kis-Sárrét halfaunájáról. *A Puszta*, A „NIMFEA” Természetvédelmi Egyesület és tagszervezeteinek kiadványa, Túrkeve 15: 168–172.

- Sallai Z. & Juhász P. (2019): Elektromos kece alkalmazása a haltani kutatásoknál a Tisza bal parti vízgyűjtőjén és a Zagyván. *XLIII. Halászati Tudományos Tanácskozás 2019. május 29-30.* Szarvas, p. 11–15.
- Sallai Z., Juhász P. & Vajda Z. (2019): Csupasztorjú géb (*Babka gymnotrachelus*) megjelenése a Tiszában. *Halászat* 112/1: 13.
- Sallai Z. & Kontos T. (2006): Ritka fajok észlelése a Körösökben. *Halászat* 99/1: 26.
- Sallai Z. & Sallai M. (2019): Az amur (*Ctenopharyngodon idella*) és a fehér busa (*Hypophthalmichthys molitrix*) ívása a Körös alsó szakaszán. *Halászat* 112/4: 108.
- Sallai Z. & Sallai M. (2020): Kerekfejű géb (*Neogobius melanostomus*) megjelenése a Körösben. *Halászat* 113/1: 13.
- Sallai Z., Varga I. & Erős T. (2019): Halközösségek monitorozása Magyarország különböző típusú állóvizeiben és vízfolyásokban (2001–2018). In: *Váczy O. Varga I. & Bakó B. (szerk.) 2019: A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer eredményei II. – Gerinces állatok.* Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas, p. 157–179.
- Sterbetz I. (1958): Mikor mozognak az angolnák nálunk? *Halászat* 5/9: 167.
- Sterbetz I. (1960): Angolnamozgás Magyarországon 1960 nyarán. *Halászat* 7/10: 188.
- Unger E. (1919): *Magyar édesvízi halhatározó.* Budapest, 80 pp.
- Vásárhelyi I. (1958): Hol fordul elő- az állas küsz? *Halászat* 5/6: 110–111.
- Vásárhelyi I. (1959): Angolna a magyar vizekben. *Halászat* 53/6: 120.
- Vásárhelyi I. (1960): Pótlás az 1958-59. évi angolna-előfordulásokhoz. *Halászat* 54/5: 90–91.
- Vásárhelyi I. (1961): *Magyarország halai írásban és képekben.* Borsodi Szemle Könyvtára, Miskolc, 134 pp.
- Vutskits Gy. (1904): A magyar birodalom halrajzi vázlata. *Keszthelyi R. Kath. Főgimn. Értesítője, az 1903–1904 évről*, Burány, G. (szerk.), Keszthely, 57 pp.
- Vutskits Gy. (1918): *Halak-Pisces. Magyar Birodalom Állatvilága – Fauna Regni Hungariae*, A K. M. Természettudományi Társulat, Budapest 42 pp.
- URL1: www.fishbase.org (2017.12.23)

Authors:

Zoltán SALLAI (csabak@csabak.hu), Márton SALLAI (martonsallai@gmail.com)



2019-ben a fehér busa tömeges jelenlétét tapasztaltuk a Körösben (Sallai Zoltán felvétele)



Az Ipoly magyarországi szakaszán élő tízlábú rákokra és a halakra vonatkozó faunisztikai kutatások áttekintése

Overview of crayfish and fish fauna researches in the Hungarian section of the River Ipoly/Ipel

Weiperth A.^{1,2}, Bányai Zs.³, Ferincz Á.¹, Juhász V.¹, Sevcsik A.⁴, Staszny Á.¹, Szalóky Z.³, Tóth B.⁴

¹ Szent István Egyetem, MKK, TEMI, Halgazdálkodási Tanszék, Gödöllő

² F6 Fenntarthatóságért Egyesület, Budapest

³ Ökológiai Kutatóközpont, Duna-kutató Intézet, Budapest

⁴ Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatósága, Budapest

Kulcsszavak: síkvidéki folyók, folyamszabályozás, vándorlás, hallépcső
Keywords: lowland rivers, river regulation, migration, fish pass

Abstract

Long-term changes of crayfish and fish fauna in the Hungarian section of the River Ipoly/Ipel were evaluated according to the historical, recent literature and own datasets. In the last decades all the three native decapode species (noble crayfish - *Astacus astacus*, narrow claw crayfish - *Pontastacus leptodactylus*, stone crayfish - *Austroptamobius torrentium*) were detected sporadic and the spread of the non-native spiny-check crayfish (*Faxonius limosus*) was observed in Hungarian-Slovakian border section of the river basin. A decrease in number of the Danubian migratory species (*Acipenser ruthenus*, *Leuciscus aspius*, *Barbus barbus*, *Condrostoma nasus*, etc.) was established by comparison of fauna lists from the end of the 19th century to the present time. In contrast, expansion of some eurytop and invasive species was observable in the last decades. The first occurrence and spread of several non-native fishes, e.g. *Ameiurus melas*, three Ponto-Caspian gobies in the River Ipoly/Ipel was detected by our fish surveys between 2010-2018.

Bevezetés

Az Ipoly a magyar Duna-szakasz egyetlen bal parti mellékfolyója. A hazai 143 fkm-ből 123 fkm egyben országhatár is. Az Ipoly a Szlovák Érchegység délkeleti lejtőjén, 1020 m tengerszint feletti magasságban ered. Hossza 257,4 fkm, és Szobnál (1708 fkm) ömlik a Dunába. Vízyűjtőjének kiterjedése 5108 km², amiből 1518 km² esik Magyarország területére. Az Ipoly vízhozam adatai Szobnál: közepes vízhozama: 20,6 m³/s, legnagyobb vízhozama: 660 m³/s, legkisebb vízhozama 1,7 m³/s (Kabay 2007). Az adatok alapján megállapítható, hogy az Ipoly hazánk egyik legszélsőségesebb vízjárású folyója. Mindezek a szélsőséges értékek befolyásolják az Ipoly tízlábú rák, hal és herpetofaunájának összetételét. Emellett a Duna vízjárása az alsó szakaszok halivadék-együtteseinek tér- és időbeli dinamikájára is hatással van (Botta 1993, Weiperth 2014, 2017).

Az Ipoly szabályozására irányuló törekvések már a 17. századból ismertek. A 18. és 19. században néhány kanyarulatát átmetszették és több mellékpatakját (köztük a Kemence-patakot is) szabályozták. Az 1970-80-as években elvégzett újabb folyószabályozási munkák során a folyó mintegy 30 fkm-rel lett rövidebb. Az 1980–1990-es években 6 duzzasztómű épült az Ipolyság/Šahy (57 fkm) alatti szakaszon (4 a szlovák-magyar közös határszakaszon és 2 szlovák területen). A több ütemben elvégzett vízrendezési beavatkozások a folyómeder fokozatos beágyazódását eredményezték és megkezdődött a völgyi területek szárazodása (Mike 1991, Botta 1993, Baka & Bíró 2013). A folyó Balassagyarmat alatti szakasza (90 fkm) a Duna-Ipoly Nemzeti Park, az e feletti szakasz pedig a Bükk Nemzeti Park működési területéhez tartozik. Mindkét nemzeti park

működési területén többször vizsgálták a tízlábú rákokat és halfaunát is (pl. Botta 1993, Györe és mtsi. 2001, Kovács és mtsi. 2005, Potyó & Guti 2010, Csipkés & Koncz 2018). Az elmúlt években élőhelyrehabilitációs beruházások indultak a folyó több szakaszán. Ennek keretében 2007-ben két hallépcsőt helyeztek üzembe Ipolytölgyes (18 fkm) és Tésa (34 fkm) határában, de sajnos ezek hatékonyságának vizsgálata napjainkig nem történt meg.

Az Ipoly tízlábúrák-faunájáról először Entz (1909) tanulmányában találunk adatokat. Munkájában már mindhárom őshonos tízlábú rákfajunkat (folyami rák - *Astacus astacus*, kecskerák - *Pontastacus leptodactylus*, kövi rák - *Austropotamobius torrentium*) leírja az Ipoly vízgyűjtőjéről. Thuránszky és Forró (1987) összefoglaló munkájában publikálja Thuránszky Zoltán 1956 és 1960 közötti vizsgálatának eredményeit, valamint a Magyar Természettudományi Múzeum 1910–1960-ig gyűjtött rákanyagának adatait. Ezek mellett beszámolnak a hazánk vizeiben észlelt első „jövevény” faj, a cifrarák (*Faxonius (Orconectes) limosus*) általuk természetes terjedésének feltételezett populációjának magyarországi jelenlétéről is. Az Ipolyon végzett későbbi vizsgálatok során az őshonos fajok állományainak vizsgálata során Kovács és munkatársai (2005) írják le a cifrarák megjelenését a folyó alsó szakaszán, ezzel párhuzamosan Puky és Schád (2006) jelzik a folyami- és a kecskerák hazai, így ipolyi állományainak csökkenését.

Az Ipolyon végzett halfaunisztikai kutatások gyökerei a 19. századig nyúlnak vissza. Halak kapcsán a legrégebbi faunalistát Herman (1887) közli, részben egyes mellékvízfolyásból Petényi és Kriesch gyűjtései, részben saját megfigyelései alapján. Munkájában összesen 17 fajt sorolt fel, amelyek közül figyelemre méltó a kecsge. A kecsge jelenlétét Malesevics (1892) is jelezte a mai Lučenec (Losonc) környékén (kb. a 140-es fkm) az 1876 és 1891 között végzett gyűjtéseire hivatkozva. Vutskits (1918) munkájában 26 halfajt említ az Ipolyból és a befolyó patakokból. Vásárhelyi (1961) képes halhatározója 16 fajnál jelölte meg az Ipolyt lelőhelyként. Kux és Weisz (1964) vizsgálataik során 28 halfajt mutattak ki a folyó forrásvidékétől az alsó szakaszáig. Botta és munkatársai (1984) 27 halfajt regisztráltak a magyarországi szakaszon 1980 és 1984 között. A hazai szakasz több éves faunisztikai vizsgálata alapján Keresztessy (1993) 33 halfaj előfordulásáról számolt be. Botta (1993) egy módszertanilag sokrétű, intenzív vizsgálatsorozattal már 46 fajt észlelt a Balassagyarmattól (90 fkm) a Dunáig terjedő szakaszon. A vizsgálatok során több, Dunában tömeges fajt írt le a folyó alsó szakaszáról (leánykancér - *Rutilus virgo*, garda - *Pelecus cultratus*, kősüllő - *Sander volgensis*). Eddig az Ipoly teljes vízgyűjtőjének legkiterjedtebb felmérését Györe és munkatársai (2001) hajtották végre 1996 és 1999 között, valamennyi mellékpatak és a folyó teljes hosszszelvénye mentén, összesen 125 helyszín részletes felméréssel. Elektromos halászgépet alkalmazva 47 halfaj jelenlétét mutatták ki. Tóth és munkatársai (2005) által 2004-ben végzett vizsgálat során az ipolytölgyesi duzzasztó alatti (18 fkm) szakaszon összesen 33 halfajt gyűjtöttek, köztük új fajként írják le a folyami gébet (*Neogobius fluviatilis*). 2008-tól kezdődően intenzív kutatások kezdődtek a folyó teljes hazai vízgyűjtőjén, melyek keretében részletes felmérések történtek a tízlábú rákokra és halakra vonatkozóan (Csipkés & Szatmári 2011, Guti & Potyó 2010, Weiperth 2014, 2017).

Munkánk célja, hogy a korábban és napjainkban végzett kutatások eredményeinek elemzésével értékeljük az Ipoly hazai szakaszának tízlábúrák- és halfaunájában bekövetkezett változásokat.

Anyag és módszer

A tízlábúrák- és a halfauna hosszú idejű változását és az egyes fajok elterjedését a rendelkezésre álló szakirodalmi adatok (Herman 1887, Entz 1909, Vutskits 1918, Vásárhelyi 1961, Kux & Weisz 1964, Botta és mtsi. 1984, Thuránszky & Forró 1987, Botta 1993, Keresztessy 1993, Guti 1994, Györe és mtsi. 2001, Kovács és mtsi. 2005, Tóth és mtsi. 2005, Puky & Schád 2006, Hegedűs 2007, Sevcsik & Erős 2008, Weiperth és mtsi. 2010a,b, Csipkés & Szatmári 2011, Ludányi és mtsi. 2016, Sallai és mtsi. 2019), valamint a 2010–2018 között végzett vizsgálataink eredményeinek (Potyó és mtsi. 2013, Weiperth 2014, 2017, Seprős és

mtsi. 2018, Bányai & Weiperth 2018, Takács és mtsi. 2017, 2018) kritikai értékelésével végeztük. Saját mintavételek során a halak gyűjtéséhez minden esetben elektromos kutatóhalászgépeket (Hans Grassl EL 63/II, Hans Grassl IG 200, Hans Grassl IG 600, DEKA 3000 Lord), a tízlábú rákfajok gyűjtéséhez az elektromos halászgépek mellett csalizott rákvarsákat és kézi hálókat használtunk, egyes élőhelyeken pedig kézzel történt az egyedek begyűjtése.

Eredmények

Tízlábú rákok

Az Ipoly tízlábúrák-faunáját ismertető publikációk, valamint saját felméréseink alapján az Ipoly magyarországi szakáról mindhárom őshonos és egy idegenhonos decapoda faj előfordulását igazoltuk az Ipoly magyarországi szakáról.

1. Folyami rák (*Astacus astacus* Linnaeus, 1758): A 19. században a folyó hazai szakaszán és a vízgyűjtő több patakjában gyakori volt (Entz 1909). Thuránszky és Forró (1987) egyes patakok alsó szakaszát adja meg a faj élőhelyeként. Felméréseink során egy adult hím példányát sikerült 2018 októberében gyűjteni az Ipoly Hugyag feletti szakaszán (100 fkm) található felrobbantott híd megmaradt lábazatánál. A szlovákiai felsőbb szakaszokról, valamint egyes befolyókból egy-egy lesodródó példányára továbbra is számíthatunk a magyar szakaszon.

2. Kecskerák (*Pontastacus lepdodactylus* Eschscholz, 1823): Entz (1909) a folyó alsó, valamint a dunai torkolati szakaszán jelzi. 2001-ben Kovács és munkatársai (2005) jelezték Ipolydamásd (3 fkm) és Vámosmikola (24 fkm) térségében a faj jelenlétét. Az elmúlt években a folyó Ipolytölgyesi duzzasztó alatti szakaszán (18 fkm) több, valamint 2017-ben Ipolyvece térségéből került elő két egyede az országos rákállomány felmérés során.

3. Kövi rák (*Austropotamobius torrentium* Schrank, 1805): A kövi rák legnagyobb magyarországi állománya a Börzsöny patakjaiban él. Szinte valamennyi itt található vízfolyás felső és középső szakaszán megtalálható, olykor a folyami rákkal egy élőhelyen (Kemence-, Morgó-patak). A kövi rák recens előfordulása korábban nem volt ismert az Ipolyból, de kézzel történő keresés során 2018 augusztusa és októbere között a Börzsöny-patak torkolatától számított 30 m-en belül egy adult hím és két fiatal kövi rák egyedet gyűjtöttünk az Ipoly Vámosmikola alatti (24 fkm) szakaszán. Az egyedek minden bizonnyal a Börzsöny-patakból jutottak a folyóba.

4. Cifrarák (*Faxonius limosus* Rafinesque, 1817): Első példányait Kovács és munkatársai (2005) jelzik Ipolydamásd (3 fkm) térségében. Puky (2009) a faj terjedését vizsgálva már Ipolyszalka-Letkés alatt (12 fkm) is megtalálta. Ezt követő felméréseink során a cifrarák további terjedését regisztráltuk az Ipoly főágában (Bányai & Weiperth 2018, Weiperth és mtsi. 2020a).

Halak

Az Ipoly halfaunáját ismertető publikációk, valamint saját felméréseink eredményei alapján az Ipoly magyarországi szakaszáról napjainkig összesen 59 halfajt írtak le a kutatók (1. táblázat).

1. Kecsege (*Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758): A Dunából alkalmanként felvándorló, időszakos előfordulású faj. Valamennyi korai publikáció jelezte előfordulását (Herman 1887, Vásárhelyi 1961, Vutskits 1918), de az 1960-as évek közepétől nem említik.

2. Adriai és szibériai tok hibrid (*Acipenser naccarii* x *Acipenser baerii*): Feltételezhetően egy lesodródó fiatal egyedet (TL: 175 mm) sikerült 2013. július 10.-én az Ipoly árterén gyűjteni (Weiperth és mtsi. 2013). Adult egyedeket mind a szlovákiai, mind a magyarországi vízgyűjtőn található horgásztavakba, tisztább vizű kerti tavakba telepítik (Weiperth és mtsi. 2020b).

3. Angolna (*Anguilla anguilla* Linnaeus, 1758): Alkalmanként felbukkanó faj, amelynek előfordulását Botta és munkatársai (1984) jelezték először. Később Keresztessy (1993), valamint Györe és munkatársai (2001) is igazolták jelenlétét a folyó középső és alsó szakaszán. Vizsgálataink során csak a szobi vasúti híd alatti szakaszon sikerült kimutatni.

4. Bodorka (*Rutilus rutilus* Linnaeus, 1758): A folyó teljes hazai szakaszán közönséges, elterjedt faj. Az 1960-as évektől valamennyi faunaleírás megemlíti. Felméréseink során mind a fő, mind a mellékágakban, egyes befolyókban sikerült kimutatni.

5. Leánykancér (*Rutilus virgo* Heckel, 1852): A Dunából alkalmanként felvándorló faj. Botta (1993) a folyó Szob feletti szakaszán igazolta előfordulását. Munkánk során adult egyedeit 2011-2016 között Letkés alatt (11 fkm), fiatal példányait minden év második felében Szob alatt sikerült kimutatni.

6. Vörösszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus* Linnaeus, 1758): A lassú áramlású szakaszokon, holtágakban mérsékelten gyakori faj. Az 1980-as években írták le elterjedését (Botta és mtsi. 1984), azóta a legtöbb faunaleírás megemlíti. Összel a Damásdi-patak alatti szakaszon (2 fkm) fiatal példányait találtuk meg.

7. Domolykó (*Squalius cephalus* Linnaeus, 1758): A folyó teljes hazai szakaszán az egyik legelterjedtebb halfaj, valamennyi faunisztikai munkában megtaláljuk. Felméréseink során a dunai állomány számos ívóhelyét mértük föl a folyó alsó szakaszán és egyes befolyókban (pl. Damásdi-, Nyerges-patak) (Weiperth 2014, 2017).

8. Nyúldomolykó (*Leuciscus leuciscus* Linnaeus, 1758): Kevésbé gyakori állandó faunaelem a folyó hazai szakaszán és a befolyó patakokban. Elterjedését Botta és mtsi. (1984) írták le először, azóta minden faunalistában kivétel nélkül megtalálható.

9. Jász (*Leuciscus idus* Linnaeus, 1758): A folyó teljes hazai szakaszán megtalálható, kevésbé gyakori faj. Elterjedését Botta (1993) jelezte először. Azóta valamennyi szerző igazolta a faj előfordulását. Optimális vízállás esetén ivási időszakban a dunai példányok az ipolytölgyesi duzzasztóig (18 fkm) felúsznak.

10. Fúrge csele (*Phoxinus phoxinus* Linnaeus, 1758): A folyó felső szakaszán (Kux & Weisz 1964, Györe és mtsi. 2001) és a betorkolló hegyvidéki patakokban általánosan elterjedt (Erős & Sevcsik 2004). A lesodródó egyedek rendszeren felbukkannak a magyarországi folyószakaszon (Botta 1993, Vásárhelyi 1961, Vutskits 1918). Felméréseink során összesen 17 egyedet sikerült az ipolytölgyesi hallépcső (18 fkm) alatt fogni 2010-2018 között.

11. Balin (*Leuciscus aspius* Linnaeus, 1758): A legtöbb szerző faunalistájában megtalálható. A folyó teljes hazai szakaszán előfordul, kevésbé gyakori faj. A folyó Ipolytölgyes alatti szakasza kiemelt jelentőségű ívóhelyek a Közép-Duna hazai balin állománya számára. Vizsgálataink igazolták, hogy az ivadék akár egy-két évet is az Ipolyban maradhat (Weiperth 2014).

12. Kurta baing (*Leucaspis delineatus* Heckel, 1873): A faj előfordulását az utóbbi évtizedben igazolták. Mellékágakban és holtágakban gyakoribb, a folyó főágában ritka (Györe és mtsi. 2001, Tóth és mtsi. 2005). Az elmúlt évtizedben végzett vizsgálatok során újabb egyedeit a főágban nem sikerült kimutatni, ugyanakkor több példány előkerült egy ipolyvecei (72-70 fkm) feliszapolódó, valamint Drégelypalánknál (67-64) található egyik mellékágban. Ez utóbbi előfordulás azért öröndetes, mert a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság térségben végzett, a víz megtartására irányuló élőhely rekonstrukciós beruházásai biztosíthatják az élőhely, így a faj fennmaradását.

13. Kűsz (*Alburnus alburnus* Linnaeus, 1758): A folyó teljes hazai szakaszán gyakori faj, csaknem valamennyi faunalistában szerepel. Dunai állománya késő ősztől kora tavaszig nagy tömegben található a folyó torkolat fölötti szakaszán.

14. Sujtásos kűsz (*Alburnoides bipunctatus* Bloch, 1782): A folyó teljes hazai szakaszán elterjedt, helyenként nagyobb egyedszámban is kimutatható. Valamennyi szerző megemlíti.

15. Karikakeszeg (*Blicca bjoerkna* Linnaeus, 1758): A folyó teljes hazai szakaszán megtalálható, kevésbé gyakori faj, amelynek előfordulását Kux és Weisz (1964) mutatta ki először. Dunai állományai az ivási időszakban magasabb vízállások esetén egészen Letkésig felúsznak (Weiperth 2014).

16. Dévérkeszeg (*Abramis brama* Linnaeus, 1758): A folyó teljes hazai szakaszán elterjedt, közepesen gyakori faj, amelynek előfordulását Kux és Weisz (1964) jelezték először, azóta valamennyi szerző leírja. Éjszaka végzett felméréseink során a Dunából

felúszó nagytestű dévérkeszegeket egészen a Damásdi-patak torkolatáig sikerült kimutatni (Potyó és mtsi. 2013). Ívási időszakban egyes nagytestű példányok az ipolytölgyesi hallépcsőig is feljutnak.

17. Laposkeszeg (*Ballerus ballerus* Linnaeus, 1758): Elsősorban a korai publikációk (Herman 1887, Vutskits 1918, Vásárhelyi 1961, Botta 1993) jelezték előfordulását. Mintavételeink során az ipolytölgyesi szakaszon minden évszakban, míg a szobi szakaszon vermelési időszakban történt mintavételek alkalmával sikerült kimutatnunk.

18. Bagolykeszeg (*Ballerus sapa* Pallas, 1814): Ritka faj a folyó hazai szakaszán. Elterjedését Botta (1993), Györe és munkatársai (2001), valamint Sevcsik és Erős (2008) jelezték, illetve a saját felméréseink során is előkerült a folyó Ipolytölgyes alatti szakaszán (Weiperth 2017).

19. Szilvaorrú keszeg (*Vimba vimba* Linnaeus, 1758): Előfordulása az 1990-es évek óta ismert (Botta 1993, Györe és mtsi. 2001, Keresztessy 1993, Tóth és mtsi. 2005). Felméréseink során igazoltuk, hogy a dunai állomány egészen az ipolytölgyesi duzzasztó alvizéig (18 fkm) felúszik. A felső szakaszon korábban megiritkultak, azonban a horgászfogások szerint a 2015 óta történő rendszeres áttelepítéseknek köszönhetően újra gyakoribb az előfordulása (Kőmíves Zoltán személyes közlése).

20. Garda (*Pelecus cultratus* Linnaeus, 1758): A Dunából alkalmanként felvándorló faj. Előfordulását Botta (1993) írta le Ipolydamásd térségében, melyet vizsgálataink is igazoltak.

21. Paduc (*Chondrostoma nasus* Linnaeus, 1758): Általánosan elterjedt faj, valamennyi faunisztikai mű leírja a folyó hazai szakaszán.

22. Compó (*Tinca tinca* Linnaeus, 1758): Szórványosan előforduló faj, elsősorban a mentett oldali és a folyóhoz csatlakozó hullámtéri holtágakban található meg (Botta 1993, Györe és mtsi. 2001, Herman 1887, Tóth és mtsi. 2005).

23. Márna (*Barbus barbus* Linnaeus, 1758): Valamennyi faunisztikai mű megemlíti, de mára a folyó hazai felső szakaszán megiritkult. Dunai példányai ívási időszakban egészen Ipolytölgyesig (18-17 fkm) felúsznak. Sikeres ívása után az ivadéka a folyó alsó szakaszán egész évben megtalálható.

24. Kárpáti márna (*Barbus carpathicus* Kotlik et al. 2002): Az 1960-as évek közepén írták le az előfordulását (Kux & Weisz 1964). A folyó hazai szakaszán rendszeresen megtalálható, különösen a felső folyószakaszon és a betorkoló hegyvidéki patakokban gyakori (Györe és mtsi. 2001, Erős & Sevcsik 2004, Keresztessy 1993). Példányait minden évben megtaláltuk az ipolytölgyesi hallépcső alatt.

25. Fenékjáró küllő (*Gobio gobio* complex Linnaeus, 1758): A teljes hazai folyószakaszon megtalálható, viszonylag gyakori faj. Előfordulását Botta és munkatársai (1984) írták le először, azóta csaknem valamennyi faunisztikai mű megemlíti mind a folyó főágából, mind a befolyó vizekből (Botta 1993, Keresztessy 1993, Györe és mtsi. 2001, Erős & Sevcsik 2004, Csipkés & Szatmári 2011, Weiperth 2017).

26. Halványfoltú küllő (*Romanogobio vladkovi* Lukash, 1933): A teljes magyarországi szakaszon megtalálható, gyakori faj. Előfordulását Botta és munkatársai (1984) írták le először, azóta valamennyi faunisztikai munkában megtalálható. A szobi vasúti híd alatti szakaszon a Dunából felúszó példányait éjszakai mintavételek során kimutattuk.

27. Homoki küllő (*Romanogobio kessleri* Dybowski, 1862): Ritka faj, főként a folyó felső szakaszán és a betorkolló patakokban ismert az előfordulása (Botta 1993, Botta és mtsi. 1984, Györe és mtsi. 2001, Keresztessy 1993, Kux & Weisz 1964.). Ipolytölgyes (18-17 fkm) és Pösténypuszta (110-109 fkm) térségében 2009-2011 közt regisztráltuk a jelenlétét.

28. Razbóra (*Pseudorasbora parva* Temminck & Schlegel, 1846): Közepesen gyakori faj a folyó hazai szakaszán. Előfordulását az 1990-es években észlelték először (Botta 1993), azóta minden szerző kimutatta és mára a folyó felsőbb szakaszain és egyes holtágakban is megtalálható, olykor tömeges.

29. Szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus* Pallas, 1776): A lassú áramlású szakaszokon helyenként tömeges. Előfordulását az 1960-as években említik először (Kux & Weisz 1964), azóta minden szerző munkájában megtalálható, gyakran tömegesen jelenlévő faj.

30. Széles kárász (*Carassius carassius* Linnaeus, 1758): Ritka faj, a folyóhoz csatlakozó holtágakban lehetnek kisebb állományai. Elsősorban a korai publikációk (Herman 1887, Vutskits 1918, Vásárhelyi 1961, Botta 1993) jelezték előfordulását. Egy-egy példánya került elő mellékágból (Ludányhalászi mellékág) (Guti & Potyó 2010) és 2018-ban a Csadóból (Drégelypalánk), valamint a folyó főágában Ipolytölgyes és Szob térségében (Potyó és mtsi. 2013).

31. Ezüstkárász (*Carassius gibelio* Bloch, 1782): Gyakori faj, a folyó teljes hazai szakaszán megtalálható, különösen a lassan áramló szakaszokon, holtágakban. Előfordulását az 1990-es években igazolták (Botta 1993). Azóta minden faunaleírásban szerepel, egyre nagyobb egedszámban van jelen a folyó teljes hazai szakaszán és egyes mellékvízfolyásokban (pl. Damásdi-patak)

32. Ponty (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758): A teljes magyarországi folyószakaszon megtalálható mérsékelten gyakori faj, a faunisztikai művek többsége megemlíti. Az utóbbi években telepítésekkel növelték állományát a helyi horgász szervezetek. Optimális vízállás esetén a Dunából a pontyok egészen a letkési híd (12 fkm) alatti hullámtérig felúsznak.

33. Réticsík (*Misgurnus fossilis* Linnaeus, 1758): Viszonylag ritka, elsősorban a folyóhoz csatlakozó holtágakban előforduló faj (Herman 1887, Botta és mtsi. 1984, Botta 1993, Keresztessy 1993, Györe és mtsi. 2001). Csadóban (Drégelypalánk) stabil állománya él.

34. Vágócsík (*Cobitis elongatoides* Bačescu & Maier, 1969): A folyó teljes magyarországi szakaszán és számos befolyó patakban megtalálható, közepesen gyakori faj. A legtöbb faunisztikai mű megemlíti.

35. Balkáni csík (*Sabanejewia balcanica* Karaman, 1922): Mérsékelten gyakori faj. Az 1980-as években jelezték először (Botta és mtsi. 1984) a Letkés feletti szakasról (14–13 fkm). Azóta valamennyi faunaleírásban szerepel. A folyó alsó szakaszán minden mintavételünk során előkerült egy-egy egyede Ipolytölgyes, Ipolydamásd és Szob térségében.

36. Kővicsík (*Barbatula barbatula* Linnaeus, 1758): A teljes hazai folyószakaszon és a befolyó patakokban megtalálható, a kavicsos aljzatú élőhelyeken viszonylag gyakori faj, csaknem valamennyi faunisztikai mű megemlíti.

37. Törpeharcsa (*Ameiurus nebulosus* Leseur, 1819): Az 1990-es években Vámosmikola térségében (23–25 fkm) észlelték előfordulását (Botta 1993). Azóta nem került elő újabb példánya.

38. Fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas* Rafinesque, 1820): A faj ipolyi megjelenését 2009-ben igazoltuk Ipolytölgyes térségében (18–17 fkm) (Weiperth és mtsi. 2011). Azóta számos példány előkerült a folyó alsó- és középső szakaszán.

39. Harcsa (*Silurus glanis* Linnaeus, 1758): A teljes hazai folyószakaszon megtalálható, mérsékelten gyakori faj, a legtöbb faunisztikai mű megemlíti. Vizsgálataink során számos fiatal példány került elő az Ipolytölgyes alatti szakaszon (Weiperth 2017).

40. Csuka (*Esox lucius* Linnaeus, 1758): A teljes hazai folyószakaszon és a hozzá kapcsolódó mellékágakban és holtágakban előforduló, viszonylag gyakori faj, csaknem valamennyi faunisztikai mű megemlíti.

41. Sebes pisztráng (*Salmo trutta fario* Linnaeus, 1758): A hazai folyószakaszon a nagyobb áradásokat követően kerülnek elő lesodródó példányok (Györe és mtsi. 2001). Néhány borszónyi patakba (pl. Borszóny-, Kemence-patak) telepítették.

42. Szivárványos pisztráng (*Onchorhynchus mykiss* Walbaum, 1792): Szlovák szakaszokról lesodródó egyedei megjelenhetnek nálunk (Györe és mtsi. 2001).

43. Menyhál (*Lota lota* Linnaeus, 1758): A teljes hazai szakaszon megtalálható, közepesen gyakori faj, valamennyi faunisztikai mű megemlíti.

44. Tüskés pikó (*Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758): Példányait a 2013 nyarán levonuló árhullámok után gyűjtöttük a folyó Damásdi-patak torkolati szakaszán található hullámtéren (2 fkm). Azóta egy-egy példánya előkerül az Ipoly torkolati szakaszán (Weiperth 2014, 2017).

45. Botos köllönte (*Cottus gobio* Linnaeus, 1758): A hazai folyószakaszon 1996-ban igazolták felbukkanását Hont határában (60 fkm) (Sallai & Györe 1997). Az elmúlt évtizedekben újabb példányait nem sikerült gyűjteni, így félő hogy e súlyosan veszélyeztetett faj ipolyi állománya megszűnt. A folyó felső, szlovákiai szakaszán a cifra köllönte (*Cottus poecilopus*) stabil állománya él (Györe és mtsi. 2001).

46. Naphal (*Lepomis gibbosus* Linnaeus, 1758): Előfordulását az 1990-es években igazolták először (Botta 1993), azóta a legtöbb faunaleírás megemlíti. A folyó teljes hazai szakaszán és egyes holtágakban mára gyakori, olykor tömeges.

47. Sügér (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758): Közepesen gyakori faj a folyó magyarországi szakaszán. Csaknem valamennyi faunisztikai mű megemlíti.

48. Vágódurbincs (*Gymnocephalus cernua* Linnaeus, 1758): Közepesen gyakori faj a hazai folyószakaszon. Előfordulását az 1980-as években írták le először (Botta és mtsi. 1984). Azóta a legtöbb faunisztikai munkában szerepel. A Letkés (12 fkm) alatti szakaszon 2010 és 2017 közt gyakori volt.

49. Széles durbincs (*Gymnocephalus baloni* Holčík & Hensel, 1974): Először az 1990-es években jelezték az Ipolydamásd és Letkés közötti szakaszcól (12–4 fkm) (Botta 1993, Keresztessy 1993). Azóta a legtöbb faunaleírás megemlíti. Közepesen gyakori faj.

50. Selymes durbincs (*Gymnocephalus schraetzer* Linnaeus, 1758): Ritka előfordulású faj, a folyó teljes hazai szakaszán megtalálható (Kux & Weisz 1964, Botta 1993, Györe és mtsi. 2001). Dunából felúzó egyedeit éjszakai mintavételek során sikerült kimutatni 2014–2018 között az Ipoly torkolat feletti szakaszán (3–1 fkm).

51. Süllő (*Sander lucioperca* Linnaeus, 1758): A teljes hazai folyószakaszon előforduló közepesen gyakori faj, ennek ellenére a korai faunaművek nem említik. Elterjedését Botta és munkatársai (1984) jelezték először Balassagyarmat térségében, azóta csaknem valamennyi faunaleírásban megtalálható. Egyedeit minden évben horgászati célból telepítik.

52. Kőszüllő (*Sander volgensis* Gmelin, 1788): A Dunából alkalmanként felvándorló faj. Előfordulását Ipolydamásd alatt (4 fkm) először Botta (1993) észlelte, de 2015 és 2018 között történt felméréseink során több alakommal kimutattuk adult és juvenilis egyedeit.

53. Magyar bucó (*Zingel zingel* Linnaeus, 1758): Györe és munkatársai (2001), illetve Tóth és mtsi. (2005) szerint egyedül Ipolytölgyes és Tésa térségében ismert az előfordulása a hazai folyószakaszon. 2009 és 2018 között végzett felmérések során Ipolytölgyes alatt számos további szakaszon megtaláltuk egyedeit.

54. Német bucó (*Zingel streber* Siebold, 1758): Viszonylag ritka faj a magyarországi folyószakaszon. A legtöbb szerző megemlíti előfordulását. A saját felméréseink is igazolták jelenlétét Ipolytölgyes és Szob között, egy közel 16 fkm hosszú szakaszon, továbbá a felső szakaszon 2017-ben Ipolytarnóc (131 fkm), Ludányhalászi (113 fkm) és Órhalom (97 fkm) térségében került elő egy-egy példány (Sallai és mtsi. 2019).

55. Folyami géb (*Neogobius fluviatilis* Pallas, 1814): Első előfordulását az ipolytölgyesi duzzasztó alatti szakaszcól (18 fkm) jelezték (Tóth és mtsi. 2005). 2018 áprilisában már a tései hallépcsőben (34 fkm) sikerült egyedeit kimutatni (Bányai & Weiperth 2018).

56. Csupasztorkú géb (*Babka gymnotrachelus* Kessler, 1857): A faj megjelenését 2009-ben igazoltuk Szob térségében (Weiperth és mtsi. 2010c). 2018-ig a faj minden évben egyre nagyobb példányszámban került elő az Ipolytölgyes alatti (17–1 fkm) szakaszcól.

57. Kerekfejű, vagy feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus* Pallas, 1814): A faj első megjelenését 2006-ban észlelték Letkés (8 fkm) térségében (Sallai & Kontos 2010). 2009-ben már Ipolytölgyes térségében is tömeges jelenlétét észleltük (Weiperth és mtsi. 2009). 2018-ban pedig már a folyó Balassagyarmat alatti (89 fkm) szakaszán is előkerült (Bányai & Weiperth 2018).

58. Kessler-géb (*Ponticola kessleri* Günther, 1861): A fajt először 2004-ben észlelték az Ipolyban. 2008–2011 között egyedei nem kerültek elő, majd 2012-ben a szobi szakaszon jelentős állományt sikerült kimutatnunk (Weiperth és mtsi. 2012). Az elmúlt években lassú terjedését regisztráltuk a folyó alsó, kőszórással védett szakaszain.

1. táblázat. Az Ipoly magyarországi szakaszán kimutatott halfajok a szakirodalmi adatok és a saját felmérések alapján
 Tabel 1. The historical, recent literature and own data of fish species of the Hungarian section of the River Ipoly/Ipel.
 Szerzők/Authors: 1 Herman 1887; 2 Vutskits 1918; 3 Váráshelyi 1961; 4 Kux & Weisz 1964; 5 Botta et al. 1984;
 6 Botta 1993; 7 Keresztessy 1993; 8 Györe et al. 2001; 9 Tóth et al. 2005; 10 Potyó & Guti 2010; 11 Csipkés &
 Sztamári 2011; 12 Publikált és saját adat/Published and own data between 2008-2019

Halfaj / Species	Szerzők / Authors											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1 <i>Acipenser ruthenus</i>	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2 <i>Acipenser naccarii</i> x <i>Acipenser baerii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
3 <i>Anguilla anguilla</i>	-	-	-	-	+	+	+	+	-	-	-	+
4 <i>Rutilus rutilus</i>	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
5 <i>Rutilus pigus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
6 <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	-	-	-	-	+	+	-	+	+	+	+	+
7 <i>Squalius cephalus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
8 <i>Leuciscus leuciscus</i>	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
9 <i>Leuciscus idus</i>	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+
10 <i>Phoxinus phoxinus</i>	-	+	+	+	-	+	-	+	-	-	-	+
11 <i>Leuciscus aspius</i>	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+
12 <i>Leucaspis delineatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-
13 <i>Alburnus alburnus</i>	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
14 <i>Alburnoides bipunctatus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
15 <i>Blicca bjoerkna</i>	-	-	-	+	-	+	-	+	+	+	+	+
16 <i>Abramis brama</i>	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
17 <i>Ballerus ballerus</i>	+	+	+	-	+	+	-	-	-	+	-	+
18 <i>Ballerus sapa</i>	-	-	-	-	-	+	-	+	-	+	-	+
19 <i>Vimba vimba</i>	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	-	+
20 <i>Pelecus cultratus</i>	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+
21 <i>Chondrostoma nasus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
22 <i>Tinca tinca</i>	+	-	-	-	-	+	-	+	+	-	-	-
23 <i>Barbus barbuis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
24 <i>Barbus carpathicus</i>	-	-	-	+	+	+	+	+	-	+	-	+
25 <i>Gobio gobio</i>	-	-	-	+	+	+	+	+	-	+	+	+
26 <i>Romanogobio vladikovii</i>	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
27 <i>Romanogobio kessleri</i>	-	-	-	+	+	+	+	+	-	+	-	+
28 <i>Pseudorasbora parva</i>	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+
29 <i>Rhodeus sericeus</i>	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
30 <i>Carassius carassius</i>	+	+	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+
31 <i>Carassius gibelio</i>	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+
32 <i>Cyprinus carpio</i>	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
33 <i>Misgurnus fossilis</i>	+	-	-	-	+	+	+	+	-	-	-	+
34 <i>Cobitis elongatoides</i>	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
35 <i>Sabanejewia balcanica</i>	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
36 <i>Barbatula barbatula</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+
37 <i>Ameiurus nebulosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
38 <i>Ameiurus melas</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+
39 <i>Silurus glanis</i>	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	-	+
40 <i>Esox lucius</i>	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
41 <i>Salmo trutta m. fario</i>	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	+
42 <i>Onchorhynchus mykiss</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+
43 <i>Lota lota</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
44 <i>Gasterosteus aculeatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
45 <i>Cottus gobio</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
46 <i>Lepomis gibbosus</i>	-	-	-	-	-	+	+	+	-	+	-	+
47 <i>Perca fluviatilis</i>	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+
48 <i>Gymnocephalus cernua</i>	-	-	-	-	+	+	-	+	+	+	-	+
49 <i>Gymnocephalus baloni</i>	-	-	-	-	-	+	+	+	+	-	+	+
50 <i>Gymnocephalus schraetzer</i>	-	-	-	+	-	+	-	+	-	-	-	+
51 <i>Sander lucioperca</i>	-	-	-	-	+	+	-	+	+	+	+	+
52 <i>Sander volgensis</i>	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+
53 <i>Zingel zingel</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	+
54 <i>Zingel streber</i>	-	+	+	+	-	+	+	+	-	+	-	+
55 <i>Neogobius fluviatilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+
56 <i>Babka gymnotrachelus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+
57 <i>Neogobius melanostomus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+
58 <i>Ponticola kessleri</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
59 <i>Proterorhinus semilunaris</i>	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
Kimutatott fajok száma	17	18	16	21	27	46	33	49	33	38	27	54

59. Tarka géb (*Proterorhinus semilunaris* Heckel, 1837): A folyó teljes hazai szakaszán elterjedt mérsékelt gyakori faj. Megjelenését Botta és mtsi. (1984) igazolták először az Ipolydamásd és Tésa (34-4 fkm) közötti szakaszon. Azóta valamennyi faunisztikai munkában megemlítik és további terjedése figyelhető meg (Csipkés & Szatmári 2011, Györe és mtsi. 2001).

Kiegészítésként további három halfajt említünk meg. Keresztessy (1993) munkájában megadja az állás küsz (*Calcalburnus chalcoides mento* Agassiz, 1832) előfordulását az Ipoly Drégelypalánk feletti szakaszáról (kb. 67 fkm). Azóta elvégzett ichtológiai felmérések során a faj előfordulását az Ipoly vízrendszeréből nem jelezték. A sárga szájköltősügerből (*Pseudotropheus tropheops* Regan, 1922) mindössze egy példány került elő 1999-ben az Ipoly egyik mellékpatakjából (Lókos-patak) (Koščo & Balázs 2000). Későbbi mintavételek során a faj újabb példányai nem kerültek begyűjtésre (Csipkés & Koncz 2018). 2019 májusában a sárga tüskésharcsa (*Tachysurus fulvidraco* Richardson, 1846) fogását jelezték horgászok, a folyó magyarországi szakaszán (Harka 2019). Mindhárom fajt a további bizonyító példányok hiányában nem tüntettük fel az 1. táblázatban.

Értékelés

Vizsgálataink során igazoltuk mindhárom őshonos tízlábú rákfajunk előfordulását az Ipoly magyarországi szakaszán. Napjaikban a folyami- és kövi rák előfordulására a befolyó patakok közelében továbbra is számíthatunk. A cifrarák gyors terjedése és az alsó szakaszon mért állománynövekedése számos kérdést vet föl mind a folyami, mind a kecskerák ipolyi állományainak megőrzése kapcsán. A faj megjelent az Ipoly számos hullámtéri mellékágában, emellett az elmúlt években jelentős állománya alakult ki az ipolytölgyesi és a téasai hallépcsőkben is.

Az Ipoly halfaunisztikai kutatásának történeti áttekintése alapján a halfauna összetételének változása viszonylag pontosan nyomon követhető a 19. század második felétől. A haltani kutatások során a kimutatott fajok száma fokozatosan nőtt, és napjainkra 59 halfaj előfordulása igazolódott az Ipoly hazai szakaszán. A 19. századból és a 20. század elejéről kevés információ áll rendelkezésre a folyó teljes halfaunájáról. Számos jelentős fajt a későbbi kutatások során írtak le (pl. bodorka, jász, süllő, durbinscfajok), ugyanakkor a legelső halfaunisztikai munkák során mind a tipikusan reofil (kecsge, sujtásos küsz, menyhal), mind a limnofil fajokat (compó, réticsík, széles kárász) leírták (1. táblázat). Mindez magyarázható a mintavételi módszerek eltérő hatékonyságával, valamint a vizsgálatok időtartamával, mintavételi erőfeszítésekkel.

A folyóból leírt új halfajok száma az 1980-as évektől indult gyors növekedésnek. Ez az egyre intenzívebbé váló haltani kutatásokkal, valamint az alkalmazott módszerek (elektromos kutatóhalászgépek) hatékonyabbá válásával magyarázható. Az egyre hatékonyabb halászati, kutatási módszerek alkalmazásával számos kistermetű fajt írtak le (pl: botos kölonte, durbinscfajok, ponto-kaszpikus gébfajok). Az 1980-as évektől a halfaunisztikai gyűjtések során 46 natív és 12 idegenhonos halfaj és egy idegenhonos tokhibrid előfordulását írtak le. Közülük állandó faunaelemként elterjedt, gyakoribb faj a fekete törpeharcsa, ezüstkárász, naphal és a razbóra. Az idegenhonos halfajok számos módon kerülhettek az Ipoly vízrendszerébe. A szivárványos pisztráng egyedei feltételezhetően szlovákiai telepítésekből sodródnak le. Az Ipoly befolyóin kialakított horgásztavakból, valamint a hullámtérén található mellékágakból, magán dísztavakból számos inváziós faj jutott ki a folyó főágába. Így jelentek meg a törpeharcsa fajok, az ezüstkárász, a razbóra és az idegenhonos tokfajok hibridje. A Duna felől a ponto-kaszpikus gébfajok változó dinamikával, de folyamatosan terjednek a folyó felsőbb szakaszai felé. Közülük is kiemelendő az inváziós kerekfejű, vagy feketeszájú géb, mely a vizsgálatunk egy évtizede során több mint 70 fkm-t haladt folyásiránnyal szembe. Az akvaristák által tartott sárga tüskésharcsa, sárga szájköltősüger egyedei igazolják, hogy az urbanizációnak kevésbé kitett folyón is számítani kell megunt díszhalak illegális kihelyezésével, kijutásával. Bár ezek hosszabb távú megmaradása termálvíz- és ipari melegvíz-bevezetések hiányában kétséges.

A hosszútávú adatok értékelésével megállapítható, hogy a magyarországi folyószakaszon végzett folyószabályozások jelentősen korlátozzák a Dunából időszakosan felvándorló halak előfordulását a folyó felsőbb szakaszain. Például a kecsge elterjedését a folyó középső szakaszáig jelezték a korábbi faunalisták (Herman 1887, Malesevic 1892, Vásárhelyi 1961, Vutskits 1918), de az 1990-es évektől, az egyre intenzívebb halbiológiai felmérések ellenére sem került elő újabb példánya. A folyó hosszirányú átjárhatóságának korlátozása miatt magában az Ipolyban és a Dunában gyakori fajok szaporodási célú vándorlása is korlátozott. Napjainkban számos, a Dunában gyakori halfaj (balin, jász, márna, paduc, ponty, szilvaorrú keszeg) csak a folyó ipolytölgyesi duzzasztó alatti (18 fkm) szakaszán található élőhelyeket tudja szaporodási és ivadéknvelési célból igénybe venni (Weiperth 2014, 2017). Emellett a tavaszi és nyári szaporodási időszakban rendszeresen megfigyelhető a halállomány torlódása, az Ipolyon található többi duzzasztómű alvízi szakaszán is. Jellemző például a paduc, a márna, a szilvaorrú keszeg, a sujtásos küsz és egyes küllő fajok összezsúfolódása. A vándorlásukban korlátozott halak gyakran a duzzasztók alatti néhány száz méteres szakaszt használják „kényszerívóhelyként”, ahol a többi halfaj és a cifrarák ikra- és ivadékfalása következtében, lényegesen kisebb a sikeres szaporodás valószínűsége. Az ipolytölgyesi és a térségi duzzasztóműveknél 2007-ben üzembe helyezett hallépcsők feltehetően mérséklően hatnak a jelzett problémára, de a hallépcsők hatékonyságát mind a mai napig nem vizsgálták meg részleteiben (Potyó & Guti 2010, Weiperth 2014). A folyó főágában gyakori halfajok közül pl. a domolykó, jász, menyhal a befolyó patakokat, míg a ponty, dévérkeszeg a mellékágak bizonyos élőhelyeit használják szaporodási céllal. A keresztirányú átjárhatóságok csökkenése és a mellékvízterek szabályozásának hatására az itt található szaporodóhelyek és ivadéknvelő élőhelyek jelentős része mára degradálódott. Az Ipoly völgyében a hossz- és a keresztirányú átjárhatóság csökkenése következtében mára számos halfaj (pl. harcsa, menyhal, ponty, süllő) állományának csökkenését regisztrálják a kutatók és a horgászok is. A fent ismertetett problémák megoldása csak a hidrobiológiai és tájökológiai kutatások integrálásával, valamint a folyamökológia szemléletmódjának térnyerésével lehetséges.

Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönettel tartoznak Bulejsza Alexandrának, Dragán Petrának, Gábris Veronikának, Répás Editnek, Sahing Grétának, Gaebele Tibornak, Potyó Imrének és Seprős Richárdnak, valamint a Mikszáth Kálmán Horgászegyesület halóreinek a terepi mintavételekben nyújtott segítségért.

A 2017–2018-ban végzett terepi felmérések anyagi feltételeit a Földművelésügyi Minisztérium által támogatott „Országos Rákállomány Felmérés”, 2018–2020 között végzett vizsgálatokat az Interreg Duna Transznacionális Program TRANSGreen (DTP1-187-3.1-TRANSGREEN), valamint SAVEGreen (DTP3-314-2.3) projektjei támogatták.

Irodalom

- Baka A. & Bíró T. (2013): A dombvidéki vízrendezést megalapozó hidrológiai vizsgálatok az Ipoly-folyó és mellékvízeinek Nógrád megyei szakaszán. *Acta Carolus Robertus* 3/2: 23–33.
- Bányai Zs., Weiperth A. (2018): A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*), a feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) és a cifrarák (*Faxonius limosus*) terjedése az Ipolyban. *Halászat* 111/3: 90–91.
- Botta I. (1993): *A tervezett Duna-Ipoly Nemzeti Park fontosabb vizeinek ichthyológiai állapotfelmérése*. MMTE, Budapest pp. 56.
- Botta I., Keresztessy K., Neményi I. (1984): Halfaunisztikai és ökológiai tapasztalatok természetes vizeinkben. *Állattani Közlemények* 71: 39–50.
- Csipkés R., Koncz D. (2018): Kisvízfolyások halfaunájának helyzete a Bükk Nemzeti Park Igazgatóság működési területén. *Pisces Hungarici* 12: 21–31.
- Csipkés R., Szatmári L. (2011): Adatok az Ipoly magyarországi felső szakaszának és mellékpatakjainak halfaunájáról. *Pisces Hungarici* 5: 73–82.
- Entz G. ifj. (1909): A magyarországi folyami rákokról. *Állattani Közlemények* 8: 37–52, 97–110, 149–163.
- Erős T., Sevcsik A. (2004): Halfaj-együttesek összetétele a Duna-Ipoly Nemzeti Park patakjaiban – hegyvidéki, dombvidéki és síkvidéki kisvízfolyások összehasonlítása. *Hidrológiai Közöny* 84/6: 34–36.
- Guti G. (1994): *Ichthyológiai vizsgálatok az Ipolyon 1994-ben, tekintettel a tervezett Duna Ipoly Nemzeti Park létesítésére*. Százhalombatta pp: 13.
- Guti G. (2007): Halbiológia Kutatások in. In Nosek J., Oertel N. szerk.: „A Dunának, mely múlt, jelen, s jövőndő...” 50 éves az MTA Magyar Dunakutató Állomása (1957–2007). Dandera Bt, Erdőkertes pp: 83–95.

- Herman (1887): *A magyar halászat könyve. I-II. K. M. Természettudományi Társulat, Budapest* pp. 860.
- Guti G., Potyó I. (2010): Az emberi tevékenység hatása a halfauna alakulására az Ipoly alsó (magyarországi) szakaszán. *Tájékológiai lapok* 8/3: 591–599.
- Györe K., Józsa V., Wollent J., (2001): *Az Ipoly halfaunája és a gazdaságilag fontos halfajok populáció dinamikája*. Zárójelentés, FVM, Budapest pp. 110.
- Keresztessy K. (1993): A Börzsöny halfaunisztikai vizsgálata. *Halászat* 86/2: 67–68.
- Kux Z., Weisz T. (1964): Příspěvek k poznání ichtyofauny slovenských řek [The contribution to the knowledge of ichthyofauna of Slovakian rivers]. *Acta Musei Moraviae, Sci. Natur.* 49: 191–246.
- Harka Á. (2019): Újabb nemkívánatos jövevényhalunk a sárga tuskésharcsa (*Tachysurus fulvidraco*). *Halászat* 111/3: 76.
- Hegedüs R. (2007): A hazai folyami rákok elterjedése. *Halászat* 100/2: 88–97.
- Kabay S. (2007): *Jelentős Vízgazdálkodási Kérdések, 1–5 Ipoly tervezési alegység, Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság, Budapest* pp. 10.
- Košćo J., Balázs P. (2000): Új egzotikus faj (*Pseudotropheus tropheops*) az Ipoly vízrendszerében, valamint néhány megjegyzés egyes akvárium halak vadvizekbe történő telepítéséről. *A Puszta* 17: 45
- 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.
- Ludányi M., E.T.H.M. Edwin Peeters, Kiss B., I. Roessink (2016): Distribution of crayfish species in Hungarian waters. *Global Ecology and Conservation* 8: 254–262
- Mike K. (1991): *Magyarország ósvízrajza és felszíni vizeinek története*. Aqua kiadó, Budapest pp. 246–247.
- Potyó I., Weiperth A., Gutí G. (2013): Elektromos halászattal gyűjtött minták napszakos változásai a Duna Budapest feletti szakaszán és egyes mellékvízfolyásaiban. *Pisces Hungarici* 7: 57–64.
- Puky M. (2009): Confirmation of the presence of the spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) (Crustacea: Decapoda: Cambaridae) in Slovakia. *North-Western Journal of Zoology* 5/1: 214–217.
- Puky M. & Schád P. (2006): Magyarországi tízlábú rák (Decapoda) fajok elterjedése és természetvédelmi helyzete. *Acta Biologica. Debrecina. Oecologia. Hungarica* 14: 195–204.
- Sallai Z. & Györe K. (1997): A „Nimfea” Természetvédelmi Egyesület halfaunisztikai adatai. *Halászat* 90/1: 9–12.
- Sallai Z. & Kontos T. (2010): Kerekfejű géb [(*Neogobius melanostomus* Pallas, 1814)] megkerülése az Ipolyból. *A Puszta* 23: 307–308.
- Sallai Z., Varga I., Erős T. (2019): Halközösségek monitorozása Magyarország különböző típusú állóvizeiben és vízfolyásokban (2001–2018) In: Váczi, O; Varga, I; Bakó, Botond (szerk.). *A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer eredményei II.: Gerinces állatok*, Szarvas, Magyarország: Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság, pp. 157–179.
- Seprős R., Farkas A., Sebestyén A., Lókkös A., Kelbert B., Gál B., Puky M., Weiperth A. (2018): Current status and distribution of non-native spiny cheek crayfish (*Faxonius limosus* Rafinesque, 1817) in Lake Balaton. *Hungarian Agricultural Research* 27/3: 20–26.
- Sevcsik A., Erős T. (2008): A revised catalogue of freshwater fishes of Hungary and the neighbouring countries in the Hungarian Natural History Museum (Pisces). *Annales Historico-Naturales Musei Nationales Hungarici* 100: 331–383.
- Takács P., Czeglédi I., Ferincz Á., Sály P., Specziár A., Vitál Z., Weiperth A., Erős T. (2017): Idegenhonos halfajok Magyarországon és a Balaton vízgyűjtőjén; történeti áttekintés és recens elterjedés mintázatok. *Ecology of Lake Balaton/A Balaton Ökológiája* 4: 1–23.
- Takács P., Czeglédi I., Ferincz Á., Sály P., Specziár A., Vitál Z., Weiperth A., Erős T. (2018): Halállományok fajgazdagsága és a védett halfajok elterjedés-mintázata magyarországi vízfolyásokban. *Hidrológiai Közlöny* 98: 86–90.
- Thuránszky M. & Forró L. (1987): Data on the distribution of freshwater crayfish (Decapoda: Astacidae) in Hungary in the late 1950s. *Miscellanea Zoologica Hungarica* 4: 65–69.
- Tóth B., Erős T., Sevcsik A. (2005): Újabb adatok az Ipoly halfaunájához. *Hidrológiai közlöny* 85/6: 150–151.
- Vásárhelyi (1961): *Magyarország halai írásban és képekben*. Borsodi Szemle Könyvtára, Miskolc.
- Vutskits (1918): *Pisces*. In : *Fauna Regni Hungariae*. A K. M. Természettudományi Társulat, Budapest pp. 42.
- Weiperth A. (2014): Analysis of Structure, Composition, Spatial and Temporal Changes of Juvenile Fish Community in a Danube-Tributary System in the Middle Danube River Basin. *Acta Zoologica Bulgarica Supplement* 7: 45–50.
- Weiperth A. (2017): *A kockás sikló (Natrix tessellata) és a vízisikló (Natrix natrix) élőhely és táplálék preferenciájának vizsgálata globális, regionális és élőhely szinten*. ELTE TTK Biológia Doktori Iskola, p. 112.
- Weiperth A., Gaebele T., Gutí G. (2009): Feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) az Ipolyban. *Halászat* 103/1: 13.
- Weiperth A., Gaebele T., Potyó I., Gutí G. (2010a): A halfaunában bekövetkezett változások az Ipoly hazai szakaszán. *TUDOC konferencia kiadvány* ISBN: 978-963-269-186-2, Gödöllő, pp: 244–252.
- Weiperth A., Gaebele T., Potyó I., Gutí G. (2010b): A magyarországi Ipoly szakasz halfaunisztikai kutatásának történeti áttekintése. *Hidrológiai közlöny* 90/6: 164–166.

- Weiperth A., Gaebele T., Potyó I. (2010c): Csupasztorkú géb (*Neogobius gymnotrachelus*) az Ipolyban. *Halászat* 104/1: 127.
- Weiperth A., Gaebele T., Potyó I. (2011): Fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*) az Ipolyban. *Halászat* 104/1: 9.
- Weiperth A., Potyó I., Guti G. (2012): Újból megjelent és elszaporodott az Ipolyban a Kessler-géb (*Ponticola kessleri*). *Halászat* 105/4: 16.
- Weiperth A., Csányi B., György Á.I., Szekeres J., Friedrich T., Szalóky Z. (2014): Idegenhonos tokhibrid (*Acipenser naccarii* x *Acipenser baerii*) észlelése a Duna magyarországi szakaszán. *Pisces Hungarici* 8: 111–112.
- Weiperth A., A. Kouba, Csányi B., Danyik T., Farkas A., Gál B., Józsa V., J. Patoka, Juhász V., L. Pârvulescu, Mozsár A., Seprős R., Staszny Á., Szajbert B., Ferincz Á. (2020a): Az idegenhonos tízlábú rákok (Crustacea: Decapoda) helyzete Magyarországon. *Halászat* 113/2: 61–69.
- Weiperth A., Staszny Á., Juhász V., Ferincz Á. (2020b): A tokfélék természetvédelmi helyzete és megőrzésük lehetőségei In: Urbányi, Béla; Horváth, Ákos (szerk.) *A tokalakúak biológiája és tenyésztése*, Gödöllő, Magyarország, Vármédia Print kft, pp. 63-76.

Authors:

András WEIPERTH (weiperth.andras@mkk.szie.hu), Zsombor BÁNYAI, Árpád FERINCZ, Vera JUHÁSZ, András SEVCSIK, Ádám STASZNY, Zoltán SZALÓKY, Balázs TÓTH (zingel.zingel@gmail.com)



Az Ipolyból nyári kisvíz idején Ipolytölgyesnél előbukkanó kavicspad (Weiperth András felvétele)



Adatok a Berettyó–Körös-vidék középtáj kisvízeinek halfaunájához

Data to the fish fauna of water bodies of the Berettyó–Körös region

Sallai Z.¹, Juhász P.²

¹ Vaskos Csabak Bt., Békésszentandrás

² Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen

Kulcsszavak: veszélyeztetett fajok, mocsári fajok, védett fajok, inváziós fajok

Keywords: endangered species, stagnophilic species, protected species, invasive species

Abstract

On the administration area of the Hortobágy National Park Directorate the fish fauna of the water bodies along the Hungarian-Romanian borderline was investigated. Between 24th of April 2003 and 1st of August 2019 75 sampling places were observed. The data were collected by using battery operated electric fishing gears working with pulsating direct current. After the identification of the species all individuals were released, specimen collection was not implemented. The collection was carried out from boat and wading on foot in the water. The exact sampling sites were identified by GPS, the obtained Hungarian EOY coordinates were processed using a commercial spatial analyst software. The analysis of the faunistic data was carried out using the Access data base management software. The number of individuals and the geocoordinate data were registered on site using a digital dictaphone. Altogether 5.852 individuals were collected and identified that belonged to 29 species and one hybride. From the 29 species 7 species are protected in Hungary at national level: Sun bleak (*Leucaspilus delineatus*), Carpathian gudgeon (*Gobio carpathicus*), Danube whitefinned gudgeon (*Romanogobio vladkovi*), Bitterling (*Rhodeus amarus*), Weatherfish (*Misgurnus fossilis*), Danubian spined loach (*Cobitis elongatoides*), Mudminnow (*Umbra krameri*) – and 5 more species Danube whitefinned gudgeon, Bitterling, Weatherfish, Danubian spined loach, Mudminnow are on the appendix of the Habitat Directive of Nature 2000 of the European Union.

Kivonat

A Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság működési területén, a magyar–román határ menti vizekben élő halközösségeket vizsgáltuk. 2003. április 24. és 2019. augusztus 1. között 21 napon, 75 mintahelyen halásztunk. A faunisztikai adatok gyűjtését egy akkumulátoros, pulzáló egyenáramot előállító halászgéppel végeztük. A kifogott halakat a meghatározást követően szabadon engedték, begyűjtésre nem került sor. A halászatokat csónakból és vízben gázolva végeztük. A gyűjtési helyeket GPS segítségével mértük be, a kapott EOY-koordinátákat egy asztali térinformatikai szoftverrel dolgoztuk fel. A faunisztikai adatok feldolgozását adatbázis-kezelő programmal végeztük. A fajonkénti egyedszámok, valamint a geokordináták rögzítésére digitális diktafont használtunk. Összesen 5852 halegyedet fogtunk és határoztunk meg, melyek 29 fajt és egy hibridet képviseltek. A kimutatott 29 faunaelemből 7 faj élvezi a hazai természetvédelem oltalmát – kurta baing (*Leucaspilus delineatus*), tiszai küllő (*Gobio carpathicus*), halványfoltú küllő (*Romanogobio vladkovi*), szivárványos ökle (*Rhodeus amarus*), réticsík (*Misgurnus fossilis*), vágócsík (*Cobitis elongatoides*), lápi póc (*Umbra krameri*) –, továbbá öt faj (halványfoltú küllő, szivárványos ökle, réticsík, vágócsík, lápi póc) az európai jelentőségű Élőhelyvédelmi Irányelv függelékeiben is megtalálható.

Fokozottan védett endemizmusunkat, a lápi pócot a 13 víztérben találtuk meg (Barát-ér, Csente-ér, Csente-szakáli alsó csatorna, Csente-szakáli felső csatorna, Dusnok-ér, Ér-főcsatorna, Kódomb-szigeti-főcsatorna, Kutas-ér, Kutas-főcsatorna, Móricz-földi (II.)-csatorna, Nagy-fok-csatorna, Ölyvös-ér, Pocsaji-lápj), ami megítélésünk szerint kiemelkedő eredménynek számít. Tapasztalataink alapján vízfolyásonként értékeltük a halfaunát és egyben javaslatot tettünk az értékes mocsári haltársulás hosszú távú megőrzésére, melynek kiemelt eleme, hogy a vízügyi kezelő a lápi póc élőhelyein egész évben legalább 80 cm-es vízszintet tartson az értékes halfajegyű fennmaradása érdekében.

Bevezetés

Korábban alkalomszerűen, majd 2018–2019-ben a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság megbízásából a magyar–román határ menti vízterek halközösségeit mértük fel az igazgatóság működési területén. Célunk az volt, hogy a mederrendezéssel érintett vízterek halközösségeiről információkat gyűjtsünk, és hogy a lápi póc (*Umbra krameri*) 10 évvel korábbról ismert lelőhelyein ellenőrizzük, hogy az aszályos évek után fennmaradtak-e a populációk. Az eredményeinkről a továbbiakban kívánunk beszámolni.

Irodalmi áttekintés

A magyar–román határ menti vízfolyások halfaunájáról kevés friss halfaunisztikai adat áll rendelkezésre. A két folyó, a Berettyó és a Sebes-Körös erős hatást gyakorol a vízrendszerhez tartozó vízfolyások halfaunájára, ezért a következőkben ismertetjük az idevágó forrásmunkákban fellelhető adatokat.

A legkorábbi szakirodalmi adatok Mocsárytól (1873) származnak. Bihar megyéből 24 halfaj előfordulását írta le. Ugyancsak kiemelkedő faunisztikai jelentőséggel bír, hogy a faunaterületünkről származó első kurta baingot Mocsáry (1873) gyűjtötte a Sebes-Körösösből, melyet nem tudott meghatározni, így a Nemzeti Múzeum állattani gyűjteményébe került, ahol Károli János határozta meg (Vutskits 1918).

Mocsáry (1874) napilapban megjelent cikkében 23 fajt sorol fel a Sebes-Körösösből, melyből az ingolát újként említi az előző listájához képest.

Az első lápi pócot a területről (bobály néven) Komádinál Kovács János debreceni tanár gyűjtötte, aki 1874-ben egy számára ismeretlen kistestű halat küldött be a Nemzeti Múzeumba meghatározás céljából, melyhez a következő sorokat írta: „*A Bobály a komádi Sárréten, ott a hol csíkot fognak, mindenütt közönséges, de nem eszik, hanem csak sertésekkel etetik meg. Nyáron által épen úgy nem lehet ezt sem látni, mint a csíkot, hihetőleg a csíkkal együtt ez is az iszapba ássa be magát, azaz hogy a Sárréten az úgynevezett kocsiyukakba, melyekből – ha történetesen reá akadnak – nyáron is hordószámra mérik ki a csíkot.*” (Károli 1882).

Ezt az adatot vette át később Herman (1887), Vutskits (1918), Unger (1919) és Hankó (1923, 1925, 1931, 1965) is, érdekes, hogy Mocsáry (1873) dolgozatában nem említi a lápi póc előfordulását a területről.

Herman Ottó (1887) nagybecsű munkájában részben saját megfigyeléseire, részben halászok adatközléseire hivatkozott. Mivel gyűjtési munkálatait 1883–1886 között végezte, ekkorra a vízrendezési munkálatok már a vége felé jártak, így vizsgálódásainak alapjául a szabályozott Körös szolgált. Népies halnevek alapján 28 faj (+ egy szinonim: *Acipenser schypa* – faj tok = *Acipenser nudiventris* – simatok) szerepel a folyó fajlistáján, azonban a fajok leírását tárgyaló fejezetben megemlíti a fürge cselle erdélyi, a kövicsík felső-körösi, valamint a karikakeszeg (ezüstös balin) körösi előfordulását. Ehhez jön még a kurta baing, melyet Mocsáry talált meg a Sebes-Körösben, amit Herman is megemlít, valamint a mesterszótárában szereplő kősüllő, így összesen az akkori Körösösből (Körösökből) 33 faj jelenlétét rögzítette.

Kertész (1890) Nagyvárad és vidékének állatvilágát tárgyaló dolgozatában a Sebes-Körösösből és a Pecéből összesen 33 fajt említ.

Szintén Kertész (1898) Bihar vármegye faunáját ismertető írásában a megye vizeitől összesen 34 fajt ismertet. A korábbi fajlistákhoz képest új fajként közli a Sebes-Körösösből a selymes durbincot.

Vutskits (1918) már 1902-ben elkészült a *Fauna Regni Hungariae* című faunakatalógus halfaunisztikai fejezetével, amely azonban csak 1918-ban látott napvilágot. Munkája alaposnak tekinthető, az addig megjelent haltani munkák halfaunisztikai adatait szinte hiánytalanul összegyűjtötte, feldolgozta és értékelte. Szakirodalmi adatok és saját vizsgálatai alapján összeállította Magyarország akkori halfaunáját, melyben a Körösre vonatkozóan 21 faj, a Sebes-Körösre vonatkozóan 20 faj jelenlétét regisztrálta. A két fajlista között vannak átfedések, de eltérések is. Vutskits új fajként említi a Sebes-Körösösből a sebes pisztrángot, a

pénzes pért, a fenékjáró küllőt, a kárászt, a réticsíkot és a botos kölöntét. Ezek az adatok többnyire Mocsárytól (1873, 1874) és Kertészről (1890, 1898) származnak. A Körösökre vonatkozó fajszám így 40-re bővült.

Vutskits (1904) a Sebes-Körösösből 38 fajt említ – plusz egy változatot: *Carassius vulgaris* var. *oblongus* – Herman és Mocsáry gyűjtései alapján. Ez a lista a fajok számában és összetételében kissé eltér a faunakatalógus Körösre vonatkozó adataitól. Nem tartalmazza a sebes pisztrángot, a pénzes pért és a kövicsíkot, ellenben tartalmaz egy eddig a Körösökre nézve új fajt, a Petényi-márnát, valamint ismét jelzi a kősüllő jelenlétét a Sebes-Körösösből.

Futó (1942) bölcsészettudományi értekezésében Szeghalom környékének halfaunáját tárgyalja. Ebben található a Kutas-csatornára vonatkozó első adatok is. A Sebes-Körösösből 29, a Berettyóból 27, a Kutas-csatornából 17 halfaj előfordulását írta le, a lápi pócot nem említi a térségből.

Mihályi (1954) revidálta a Természettudományi Múzeum halgyűjteményét. Eredményeiről 1954-ben számolt be. Ez a mű nagyon értékes faunisztikai adatokat tartalmaz, főként azért, mert a gyűjtemény a pótolhatatlan szakkönyvtárával együtt 1956-ban teljesen megsemmisült. A fajok felsorolásánál fajonként leírta a gyűjtések helyét, időpontját, a gyűjtő nevét. A Sebes-Köröst 14 esetben nevezte meg lelőhelyként. A publikáció végén található táblázat fajlistája és a gyűjtési helyek szerinti felsorolás között eltérés mutatkozik. A táblázatban egyesítve található a Fehér-, a Fekete- és a Sebes-Körösösből származó fajok, összesen 25 faj. Eltéréseket találtunk a fajlista és az adatolt előfordulások között is, ezért a fajszám megállapításánál csak az utóbbit vettük figyelembe.

Vásárhelyi (1961) képes halhatározójában 33 fajnál említi meg a Köröst gyűjtési helyként, valamint további négy fajnál jegyzi meg, hogy minden folyóvízben jelen van. Így összesen 37 faj jelenlétét rögzítette a Körösösből. Ismerve Vásárhelyi hagyatékát, a kijegyzetelt lapok alapján valószínűsíthető, hogy a fajok előfordulását a Körösök esetében szakirodalmi forrásokból szedte, amit főként a faunakatalógusból gyűjtött ki.

Berinkei (1972) szintén a Természettudományi Múzeum gyűjteményében fellelhető fajokat revidálta, a gyűjtőhelyek felsorolásával. Mivel a gyűjtemény – mint már korábban utaltunk rá – 1956-ban teljesen elégett, így az azóta gyűjtött több mint 11.000 halegyed 80 fajba, alfajba tartozó egyedét ismertette. A Sebes-Körösre vonatkozóan 17 faj esetében találtunk utalást.

Harka 1996-ban összefoglalta a Körösök hazai szakaszáról kimutatott halfajokat. Főként saját vizsgálataira alapozott, de halászok és horgászok által szolgáltatott adatokat is felhasznált a fajlisták összeállításához, mely alapján a Sebes-Körösösből 42 faj előfordulása valószínűsíthető.

Harka 1997-ben megjelent könyvében már megtalálhatók a közönségesebb fajokra vonatkozó előfordulások is, így a Berettyóból 34 faj, a Sebes-Körösösből 44 faj előfordulását adta közre.

Györe és Sallai (1998) a Körösök halfaunájáról gyűjtött adatok alapján a Sebes-Körösösből és a Mágori-Holt-Sebes-Körösösből összesen 27 halfaj jelenlétét bizonyította.

Sallai és Györe (1998) a Holt-Sebes-Körösösből 11 faj jelenlétét mutatta ki.

Harka és munkatársai (1998) a Berettyón gyűjtöttek halfaunisztikai adatokat a forrástól a torkolatig. Vizsgálataik során a Berettyóból 42 faj jelenlétét igazolták, melyből a magyar folyószakaszról 35 faj került elő.

Sallai (2001) a Sebes-Körösben végzett felmérésekor 25 faj került kézre, melyek közül a sujtásos küszt és a Petényi-márnát a recens szakirodalom addig még nem jelzett a hazai szakaszról. Emellett több kisebb víztérről is gyűjtött adatokat, így a Barát-érből 9, az Érfőcsatornából 15, a Kis-Körösösből 13, a Konyári-Kállóból 13, az Ölyvös-érből 5, a Kutas-főcsatornából 6, a Sárréti-főcsatornából 17 faj előfordulását mutatta ki.

Harka és Sallai (2004) könyvükben összefoglalják az elmúlt 25 év recens halfaunisztikai adatait. A Sebes-Körösösből 49, míg a Berettyóból 35 faj előfordulását rögzítették.

Sallai (2005) összegyűjtötte a lápi pócra vonatkozó eddigi ismeretanyagot, és összeállította a faj elterjedési adatbázisát szakirodalmi hivatkozásokkal, mely alapján a

román-magyar határ menti térségből, a recens időszakból a Csente–szakáli-csatornáról, az Ér-főcsatornáról, a Kutas-főcsatornáról és a Pocsaji-lápról közölt adatokat.

Wilhelm (2007) a Berettyó romániai vízgyűjtőjén a halfauna mennyiségi és minőségi romlását tapasztalta a korábbi állapotokhoz képest.

Halasi-Kovács és munkatársai (2011) a Berettyó hazai vízrendszerének halfaunáját vizsgálták, melynek során a Berettyóból 31 halfaj jelenlétét mutatták ki. A vízrendszerhez tartozó vízfolyásokról is értékes adatokat közöltek, a Barát-érből 15, az Ér-főcsatornából 19, a Kis-Köröséből 17, a Konyári-Kállóból 16, az Ölyvös-érből 10, a Kutas-főcsatornából 10 faj, a Csente-szakáli alsó csatornából 1, a Csente-érből 7, a Kutas-érből 2 faj előfordulását írták le.

Györe és munkatársai (2012) a Körös-Berettyó vízrendszerén végeztek halfaunisztikai felmérést a magyar és román oldalon. Kutatásaik során a Berettyóból 20, a Sebes-Köröséből 41 faj előfordulását regisztrálták.

Antal és munkatársai (2011, 2012) az amurgéb és a tarka géb terjeszkedéséről közölnek adatokat a Berettyó vízgyűjtőjéről, Jakab (2012) pedig az Ér-főcsatornában találta meg az amurgébet.

Antal és munkatársai (2016) a Sebes-Körösben korábban megtalált Petényi-márnát (Sallai 2001) revízióknak vetették alá, melynek során filogenetikai módszerekkel megvizsgálták a taxont, és ennek eredményeként egy tudományra nézve új fajt, a bihari márnát (*Barbus biharicus*) írták le a Sebes-Körös felső szakaszáról.

Anyag és módszer

A faunisztikai adatokat egy ukrán gyártmányú, SAMUS 725MP típusú, pulzáló egyenáramot előállító, akkumulátoros halászgéppel, csónakból és vízben gázolva gyűjtöttük. Halászgépünk semmilyen maradandó sérülést nem okozott a kifogott halakban, azok rövid időn belül magukhoz tértek és elúsztak. A halakat a meghatározást követően szabadon engedték, begyűjtésre nem került sor.

A gyűjtési helyeket egy GARMIN GPSMAP64st típusú GPS segítségével mértük be, a koordinátákat asztali térinformatikai szoftver segítségével dolgoztuk fel. A mintaszakaszok közigazgatási hovatartozását az EOV-koordináták alapján határoztuk meg. A fajonkénti egyedszámok és a geokoordináták rögzítésére egy OLYMPOS WS-812 típusú digitális diktafont használtunk. A diktafonos adatok lehallgatásánál a fajonkénti egyedszámokat mintahelyenkénti adatlapokon összegeztük, majd Access adatbáziskezelő szoftver segítségével töltöttük fel az adatbázisba. A terepi tájékozódásban az 1:25000 méretarányú katonai térképek voltak segítségünkre. A vizsgált mintaszakaszok központi geokoordinátáit térképen is ábrázoltuk (*1. ábra*). A mintavételeknél a halászgépünk hatótávolságát 2 m szélességben állapítottuk meg, a mintaszelvényre, illetve partélra merőlegesen. A vízterek elnevezéseinek a Földrajzinév-tárat (Földi 1981) tekintettük irányadónak.

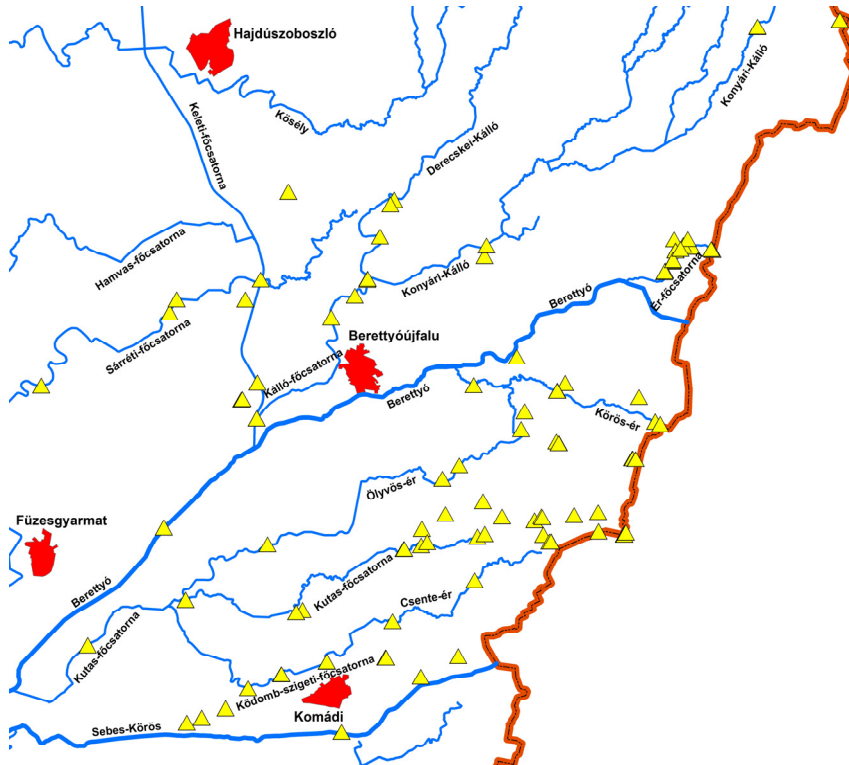
A vizsgálat során arra törekedtünk, hogy minél több, a természetvédelmi oltalom alatt álló fajok számára alkalmas élőhelyet vizsgáljunk meg, melyhez figyelembe vettük a korábbi szakirodalmi és saját adatainkat is.

A tudományos nevek esetében a Fishbase-ben (URL1) közreadott fajneveket – ami gyakorlatilag Kottelat & Freyhof (2007) munkáján alapul –, a magyar elnevezéseknél a Harka (2011) által javasolt neveket tekintettük irányadónak.

Eredmények

A Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság működési területén 2003. április 24. és 2019. augusztus 1. között 21 napon, 75 mintahelyen halásztunk. Összesen 5.852 halegyedet fogtunk és határoztunk meg, melyek 29 fajt és egy hibridet képviseltek. Több vízfolyásban, vélhetően a korábbi évek csapadékmentes időszakai miatt nem sikerült halat fognunk. Halfaunisztikai szempontból sterilnek találtuk 2010. 11. 10-én a Barát-eret Bedőnél és Nagykerekinél, 2019. 05. 16-án a Dusnok-eret Nagykerekinél, a Hencida-Csereerdő-csatornát Hencidánál, 2008. 08. 15-én a Fekete-eret Mezósasznál és Toldnál, a Kutas-eret Biharkeresztesnél – itt később, 2019. 05. 18-án sem sikerült halat fognunk –, 2008. 08. 15-én

a Kutas-főcsatornát Ártándnál, Biharkeresztesnél és Körösszegapátinál 2-2 helyen, valamint Toldnál, 2019. 05. 18-án az Ölyvös-eret Mezőpeterdnél és 2005. 06. 14-én az Ördög-árkot Bojtnál.



1. ábra. Mintaszakaszok a Berettyó-Körös-vidék középtáj kisvízeiben
Fig. 1. Sampling sites in the water bodies of the Berettyó-Körös region

A következőkben a Nelson (1984) fejlődéstörténeti rendszere alapján, taxonómiai sorrendben ismertetjük az általunk kimutatott fajokat az adatolt előfordulásokkal együtt. Az adatok közlésénél a Dévai és munkatársai (1987) által javasolt faunisztikai adatközlés formái követelményeit vettük irányadónak, a gyűjtés helye és időpontja után az egyedszámot közöljük. A fajonkénti gyűjtési helyeket ABC-sorrendbe rendeztük. Az adatokat kiegészítettük a gyűjtő nevének és a gyűjtés módszerének a kódjával. A gyűjtők nevének rövidítésére az alábbi jelölést használtuk: Baranyi Tamás – BT, Beke István† – BI, Bogyó Dávid – BD, Gebei Lóránt – GL, Juhász Péter – JP, Kapocsi István – KI, Lehoczky István – LI, Mazsu István – MI, Miskolczy László – ML, Molnár Attila – MA, Orcsik Tibor – OT, Puky Miklós† – PM, Sallai Márton – SM, Sallai R. Benedek – SRB, Sallai Zoltán – SZ, Tóth Pál – TP, Tóth Zsuzsa – TZs, Tögye János – TJ, Vasas András – VA. Mivel az adatgyűjtés elektromos halászgéppel történt – néhány kivételtől eltekintve –, külön nem jelöljük az adatoknál, a horgászok által fogott halak esetében „+HORG” kóddal jelöltük a gyűjtés módszerét.

1. Bodorka – *Rutilus rutilus* (LINNAEUS, 1758)

A térségben lévő vizek többségében stabil önfenntartó állománya él, általánosan elterjedt faj a vizsgált vízterekben.

Csente-ér (Magyarhomorog): 2008.08.15., 40, SZ & VA – Csente-szakáli alsó csatorna (Magyarhomorog): 2019.04.26., 3, SZ & JP – Derecskei-Kálló (Tépe): 2009.09.17., 9, SZ & MI – Ér-főcsatorna (Létavértes): 2003.04.24., 1, SZ, MI & KI – (Pocsaj): 2003.04.24., 4, SZ, MI & KI; 2005.06.14., 31, SZ, MI & MA; 2016.05.17., 2, SZ & OT; 2017.06.26., 42, SZ; 2018.12.14., 1, SZ & JP; 2019.05.18., 16, SZ & JP; 2019.08.01., 6, SZ & SM –

K 11 tároló (Bakonszeg): 2008.08.14., 45, SZ, KI & MI – Kálló-főcsatorna (Zsáka): 2014.05.13., 2, SZ & OT – Kis-Körös (Nagykereki): 2019.04.26., 2, SZ & JP – Konyári-Kálló (Álmosd): 2010.05.19., 1, SZ, BT & SRB – (Berettyóújfalú): 2009.09.17., 3, SZ & MI – (Tépe): 2009.09.17., 13, SZ & MI – Kódomb-szigeti-főcsatorna (Komádi): 2008.08.15., 24, SZ, VA & TJ; 2019.04.25., 15, SZ, JP & GL; 2019.04.26., 11, SZ & JP – Kutas-főcsatorna (Csökmő): 2019.04.25., 1, SZ, JP & GL – (Darvas): 2008.08.15., 10, SZ, VA & TJ – Nagy-fok-csatorna (Újiráz): 2019.04.25., 10, SZ, JP & GL – Sárréti-főcsatorna (Berettyóújfalú): 2014.10.21., 13, SZ & ML – (Földes): 2014.10.21., 6, SZ & ML – (Sáp): 2014.10.21., 14, SZ & ML – Szöcskőd-komádi felső csatorna (Komádi): 2007.06.18., 1, SZ & PM – Téglagyár északi nagy tó (Derecske): 2019.06.01., 17, SZ & SM – Ürmös-ér (Derecske): 2019.05.16., 3, SZ & JP.

1a. *Rutilus rutilus x Abramis brama*

Az egyik leggyakrabban előforduló pontyféle hibridünk, mindössze egy alkalommal találoztunk vele.

Derecskei-Kálló (Tépe): 2009.09.17., 1, SZ & MI.

2. Amur – *Ctenopharyngodon idella* (VALENCIENNES, 1844)

A kézre került adult egyed minden bizonnyal a Berettyóból úszott fel, ritka.

Ér-főcsatorna (Pocsaj): 2019.05.18., 1, SZ & JP.

3. Vörösszárnyú keszeg – *Scardinius erythrophthalmus* (LINNAEUS, 1758)

A lápi és mocsári élőhelyeken általánosan elterjedt faj, a vizsgált vizek nagy részében mérsékeltén gyakori.

Andaházai-csatorna (Berettyóújfalú): 2008.08.14., 3, SZ, KI & MI – Barát-ér (Nagykereki): 2019.08.01., 7, SZ & SM – Csente-szakáli alsó csatorna (Komádi): 2019.04.25., 1, SZ, JP & GL – (Magyarhomorog): 2008.08.15., 2, SZ & VA; 2019.04.26., 1, SZ & JP – Derecskei-Kálló (Tépe): 2009.09.17., 20, SZ & MI – Dusnok-ér (Bojt): 2019.05.16., 1, SZ & JP – (Nagykereki): 2017.08.02., 8, JP & TP – Ér-főcsatorna (Létavértes): 2003.04.24., 1, SZ, MI & KI – (Pocsaj): 2003.04.24., 3, SZ, MI & KI; 2019.05.18., 2, SZ & JP; 2019.08.01., 1, SZ & SM – K 11 tároló (Bakonszeg): 2008.08.14., 15, SZ, KI & MI – Kis-Körös (Gáborján): 2019.04.26., 14, SZ & JP – (Nagykereki): 2019.04.26., 2, SZ & JP – Konyári-Kálló (Álmosd): 2003.04.24., 2, SZ, MI & BI; 2010.05.19., 2, SZ, BT & SRB – (Berettyóújfalú): 2009.09.17., 3, SZ & MI – (Tépe): 2009.09.17., 22, SZ & MI – Kódomb-szigeti-főcsatorna (Komádi): 2008.08.15., 4, SZ, VA & TJ; 2019.04.26., 74, SZ & JP – Kutas-főcsatorna (Biharkeresztes): 2010.11.10., 3, SZ, MA & VA – (Csökmő): 2019.04.25., 2, SZ, JP & GL – (Darvas): 2008.08.15., 7, SZ, VA & TJ – (Komádi): 2008.08.15., 5, SZ, VA & TJ – (Mezősas): 2008.08.15., 37, SZ & VA – Nagy-fok-csatorna (Újiráz): 2019.04.25., 8, SZ, JP & GL – Sárréti-főcsatorna (Biharnagybajom): 2014.10.21., 3, SZ & ML – (Földes): 2014.10.21., 1, SZ & ML – Takó a Regéci-forrásnál (Jókai-forrás) (Bagamér): 2005.08.11., 3, SZ, MI & MA – Téglagyár déli nagy kubik (Derecske): 2019.06.01., 10, SZ & SM – Téglagyár északi nagy tó (Derecske): 2019.06.01., 49, SZ & SM.

4. Domolykó – *Squalius cephalus* (LINNAEUS, 1758)

Ökológiai igényénél fogva kötődik az áramló vízhez, ritkának mutatkozott.

Ér-főcsatorna (Létavértes): 2003.04.24., 3, SZ, MI & KI – (Pocsaj): 2005.06.14., 2, SZ, MI & MA; 2017.06.26., 1, SZ; 2018.12.14., 1, SZ & JP – Kódomb-szigeti-főcsatorna (Komádi): 2008.08.15., 3, SZ, VA & TJ – Szöcskőd-komádi felső csatorna (Komádi): 2007.06.18., 3, SZ & PM.

5. Jászkeszeg – *Leuciscus idus* (LINNAEUS, 1758)

Az előző fajhoz hasonlóan ritkának találtuk, mindössze két vízfolyásból került kézre.

Kálló-főcsatorna (Zsáka): 2014.05.13., 3, SZ & OT – Kutas-főcsatorna (Csökmő): 2019.04.25., 1, SZ, JP & GL – (Darvas): 2008.08.15., 1, SZ, VA & TJ.

6. Kurta baing – *Leucaspis delineatus* (HECKEL, 1843)

Ritkulóban lévő lápi faunaelemünk. Nagy meglepetést okozott a derecskei előfordulása, ahol az elektromos halászgéppel végzett vizsgálat során nem került elő, míg a parton horgászó gyermekek szákmányában a vörösszárnyú keszegek között, két adult, 7-8 cm körüli egyed azonosítottunk, melyet horoggal fogtak. A két egyed a tóba visszaengedtük. Igen ritka hala a térség vizeinek.

Dusnok-ér (Nagykereki): 2017.08.02., 2, JP & TP – Ér-főcsatorna (Pocsaj): 2003.04.24., 1, SZ, MI & KI – Konyári-Kálló (Álmosd): 2003.04.24., 1, SZ, MI & BI – Téglagyár északi nagy tó (Derecske): 2019.06.01., 2, sporthorgász, SZ & SM +HORG.

7. Kűsz – *Alburnus alburnus* (LINNAEUS, 1758)

A terület vizeinek általánosan elterjedt hala.

Andaházi-csatorna (Berettyóújfalú): 2008.08.14., 5, SZ, KI & MI – Csente-ér (Magyarhomorog): 2008.08.15., 11, SZ & VA – Csente-szakáli alsó csatorna (Magyarhomorog): 2008.08.15., 1, SZ & VA – Derecskei-Kálló (Tépe): 2009.09.17., 338, SZ & MI – Ér-főcsatorna (Létavértes): 2003.04.24., 18, SZ, MI & KI – (Pocsaj): 2003.04.24., 154, SZ, MI & KI; 2005.06.14., 22, SZ, MI & MA; 2009.09.17., 13, SZ & MI; 2017.06.26., 13, SZ; 2018.12.14., 1, SZ & JP; 2019.05.18., 4, SZ & JP – K 11 tároló (Bakonszeg): 2008.08.14., 6, SZ, KI & MI – Kálló-főcsatorna (Zsáka): 2014.05.13., 20, SZ & OT – Konyári-Kálló (Berettyóújfalú): 2009.09.17., 7, SZ & MI – (Tépe): 2009.09.17., 30, SZ & MI – Kódomb-szigeti-főcsatorna (Komádi): 2008.08.15., 21, SZ, VA & TJ; 2019.04.25., 2, SZ, JP & GL – Kutas-főcsatorna (Darvas): 2008.08.15., 1, SZ, VA & TJ – Sárréti-főcsatorna (Berettyóújfalú): 2014.10.21., 6, SZ & ML – (Biharnagybajom): 2014.10.21., 12, SZ & ML – (Földes): 2014.10.21., 310, SZ & ML – (Sáp): 2014.10.21., 45, SZ & ML – Szöcskőd-komádi felső csatorna (Komádi): 2007.06.18., 20, SZ & PM.

8. Karikakeszeg – *Blicca bjoerkna* (LINNAEUS, 1758)

Elsősorban a nagyobb vízfolyásokban találtuk meg, ritka fajként regisztráltuk.

Derecskei-Kálló (Tépe): 2009.09.17., 2, SZ & MI – Ér-főcsatorna (Pocsaj): 2005.06.14., 2, SZ, MI & MA; 2017.06.26., 4, SZ; 2019.05.18., 4, SZ & JP – Kálló-főcsatorna (Zsáka): 2014.05.13., 2, SZ & OT – Kis-Körös (Gáborján): 2019.04.26., 8, SZ & JP – Konyári-Kálló (Berettyóújfalú): 2009.09.17., 2, SZ & MI – Sárréti-főcsatorna (Sáp): 2014.10.21., 1, SZ & ML.

9. Dévérkeszeg – *Abramis brama* (LINNAEUS, 1758)

Az előző fajnál is ritkábbnak találtuk, mindössze két vízfolyásban volt jelen.

Derecskei-Kálló (Tépe): 2009.09.17., 2, SZ & MI – Sárréti-főcsatorna (Berettyóújfalú): 2014.10.21., 1, SZ & ML – (Földes): 2014.10.21., 1, SZ & ML – (Sáp): 2014.10.21., 3, SZ & ML.

10. Compó – *Tinca tinca* (LINNAEUS, 1758)

Sajnálatos tényként fogadtuk, hogy a korábban ismert lelőhelyeiről az újabb vizsgálatoknál nem került kézre, egyedül a Derecske melletti Téglagyár anyaggyerő víztereiben találtuk stabil, önfenntartó állományát. Ritka.

Derecskei-Kálló (Tépe): 2009.09.16., 1, sporthorgász +HORG – K 11 tároló (Bakonszeg): 2008.08.14., 5, SZ, KI & MI – Kódomb-szigeti-főcsatorna (Komádi): 2008.08.15., 1, SZ, VA & TJ – Kutas-főcsatorna (Komádi): 2008.08.15., 1, SZ, VA & TJ – Téglagyár déli nagy kubik (Derecske): 2019.06.01., 4, SZ & SM – Téglagyár északi kis kubik (Derecske): 2019.06.01., 2, SZ & SM – Téglagyár északi nagy tó (Derecske): 2019.06.01., 10, SZ & SM.

11. Tiszai küllő – *Gobio carpathicus* VLADYKOV, 1925

Az élőhelyek degradációja és a száraz időszakok miatt a korábbi előfordulásait nem sikerült megerősítenünk, igen ritka.

Barát-ér (Nagykerek): 2005.06.14., 10, SZ, MI & MA – Konyári-Kálló (Álmosd): 2003.04.24., 17, SZ, MI & BI; 2010.05.19., 2, SZ, BT & SRB – Kódomb-szigeti-főcsatorna (Komádi): 2008.08.15., 2, SZ, VA & TJ.

12. Halványfoltú küllő – *Romanogobio vladykovi* (FANG, 1943)

A Berettyóban és a Sebes-Körösben általánosan elterjedt, de a kisebb alföldi vízfolyásokban ritkának számít. Mindkét vízfolyásból fiatal, 1+ korosztályú egyedei kerültek elő, igen ritka.

Ér-főcsatorna (Pocsaj): 2019.05.18., 1, SZ & JP – Szöcskőd-komádi felső csatorna (Komádi): 2007.06.18., 1, SZ & PM.

13. Razbóra – *Pseudorasbora parva* (TEMMINCK & SCHLEGEL, 1846)

14 vízfolyásból kerültek elő képviselői, gyakori inváziós faj.

Andaházi-csatorna (Berettyóújfalú): 2008.08.14., 9, SZ, KI & MI – Arany-lápi-csatorna (Újiráz): 2019.04.25., 1, SZ, JP & GL – Csente-szakáli alsó csatorna (Magyarhomorog): 2008.08.15., 1, SZ & VA – Dusnok-ér (Bojt): 2019.05.16., 1, SZ & JP – Ér-főcsatorna (Létavértes): 2003.04.24., 1, SZ, MI & KI – (Pocsaj): 2003.04.24., 4, SZ, MI & KI; 2005.06.14., 3, SZ, MI & MA; 2019.05.18., 1, SZ & JP – Kis-Körös (Nagykerek): 2010.11.10., 1, SZ, MA & VA; 2019.04.26., 1, SZ & JP – Konyári-Kálló (Álmosd): 2003.04.24., 10, SZ, MI & BI; 2010.05.19., 2, SZ, BT & SRB – Kódomb-szigeti-főcsatorna (Komádi): 2008.08.15., 12, SZ, VA & TJ – Kutas-ér (Biharkeresztes): 2005.06.14., 2, SZ, MI & MA – Kutas-főcsatorna (Ártánd): 2005.06.14., 9, SZ, MI & MA – (Mezősas): 2008.08.15., 4, SZ & VA – Nagy-fok-csatorna (Újiráz): 2019.04.25., 2, SZ, JP & GL – Ördög-árok (Bojt): 2005.06.14., 1000, SZ, MI & MA – Pocsaji-láp (Pocsaj): 2017.06.26., 4, SZ – Sárréti-főcsatorna (Berettyóújfalú): 2014.10.21., 4, SZ & ML – (Földes): 2014.10.21., 5, SZ & ML – (Sáp): 2014.10.21., 4, SZ & ML.

14. Szivárványos ökle – *Rhodeus amarus* (BLOCH, 1782)

Mérsékeltén gyakorinak mutatkozott, 12 víztérben találtuk meg.

Andaházai-csatorna (Berettyóújfalu): 2008.08.14., 42, SZ, KI & MI – Csente–szakáli alsó csatorna (Komádi): 2019.04.25., 1, SZ, JP & GL – (Kőrösszakál): 2007.06.18., 1, SZ, PM & sporthorgász – Derecskei-Kálló (Tépe): 2009.09.17., 5, SZ & MI – Ér-főcsatorna (Létavértes): 2003.04.24., 34, SZ, MI & KI – (Pocsaj): 2003.04.24., 92, SZ, MI & KI; 2005.06.14., 8, SZ, MI & MA; 2009.09.17., 2, SZ & MI; 2016.05.17., 1, SZ & OT; 2017.06.26., 6, SZ; 2019.05.18., 6, SZ & JP; 2019.08.01., 6, SZ & SM – K 11 tároló (Bakonszeg): 2008.08.14., 43, SZ, KI & MI – Kálló-főcsatorna (Zsáka): 2014.05.13., 5, SZ & OT – Konyári-Kálló (Álmosd): 2003.04.24., 1, SZ, MI & BI – (Berettyóújfalu): 2009.09.17., 1, SZ & MI – (Tépe): 2009.09.17., 5, SZ & MI – Kódomb-szigeti-főcsatorna (Komádi): 2008.08.15., 218, SZ, VA & TJ; 2019.04.25., 42, SZ, JP & GL; 2019.04.26., 5, SZ & JP – Kutas-főcsatorna (Csökmő): 2019.04.25., 3, SZ, JP & GL – (Darvas): 2008.08.15., 127, SZ, VA & TJ – Mórlicz-földi (II.)-csatorna (Komádi): 2019.04.25., 7, SZ, JP & GL – Nagy-fok-csatorna (Újiráz): 2019.04.25., 4, SZ, JP & GL – Sárréti-főcsatorna (Berettyóújfalu): 2014.10.21., 250, SZ & ML – (Biharnagybajom): 2014.10.21., 9, SZ & ML – (Földes): 2014.10.21., 156, SZ & ML – (Sáp): 2014.10.21., 7, SZ & ML.

15. Széles kárász – *Carassius carassius* (LINNAEUS, 1758)

Veszélyeztetett mocsári halunk, a compóhoz hasonlóan stabil öfenntartó állománya él a Derecske melletti Téglagyár anyagnyerő gödreiben. Ez utóbbiaktól eltérően igen ritka a térségben.

Takó a Regéci-forrásnál (Jókai-forrás) (Bagamér): 2003.04.24., 4, SZ, MI & BI – Téglagyár déli nagy kubik (Derecske): 2019.06.01., 9, SZ & SM – Téglagyár északi kis kubik (Derecske): 2019.06.01., 15, SZ & SM – Téglagyár északi nagy tó (Derecske): 2009.09.17., 14, SZ & MI; 2019.06.01., 29, SZ & SM.

16. Ezüstkárász – *Carassius gibelio* (BLOCH, 1782)

A széles kárász visszaszorulása részben a gradáló ezüstkárásznak tudható be, mely a legtöbb víztérbe eljutott. A vizek többségében mérésékelten gyakori, néhány helyen azonban tömeges.

Andaházai-csatorna (Berettyóújfalu): 2008.08.14., 37, SZ, KI & MI – Csente–szakáli alsó csatorna (Magyarhomorog): 2008.08.15., 4, SZ & VA – Csente–szakáli felső csatorna (Kőrösszegapáti): 2019.05.18., 1, SZ – Derecskei-Kálló (Tépe): 2009.09.17., 1, SZ & MI – Ér-főcsatorna (Pocsaj): 2003.04.24., 4, SZ, MI & KI; 2005.06.14., 12, SZ, MI & MA; 2019.05.18., 11, SZ & JP – K 11 tároló (Bakonszeg): 2008.08.14., 39, SZ, KI & MI – Kis-Körös (Bojt): 2010.11.10., 1, SZ, MA & VA – (Nagykerek): 2010.11.10., 1, SZ, MA & VA; 2019.04.26., 7, SZ & JP – Konyári-Kálló (Álmosd): 2003.04.24., 15, SZ, MI & BI; 2010.05.19., 19, SZ, BT & SRB – Kódomb-szigeti-főcsatorna (Komádi): 2008.08.15., 17, SZ, VA & TJ; 2008.08.15., 33, SZ, VA & TJ; 2019.04.25., 1, SZ, JP & GL; 2019.04.26., 1, SZ & JP – Kutas-ér (Biharkeresztes): 2005.06.14., 3, SZ, MI & MA – Kutas-főcsatorna (Ártánd): 2005.06.14., 25, SZ, MI & MA – (Biharkeresztes): 2018.12.14., 1, SZ & JP – (Csökmő): 2019.04.25., 17, SZ, JP & GL – (Darvas): 2008.08.15., 1, SZ, VA & TJ – (Mezősas): 2008.08.15., 170, SZ & VA – Nagy-fok-csatorna (Újiráz): 2019.04.25., 36, SZ, JP & GL – Pocsaji-láp (Pocsaj): 2003.04.24., 19, SZ, MI & KI; 2016.05.17., 20, SZ, BD & TZs; 2017.06.26., 1, SZ – Sárréti-főcsatorna (Berettyóújfalu): 2014.10.21., 13, SZ & ML – (Földes): 2014.10.21., 28, SZ & ML – (Sáp): 2014.10.21., 1, SZ & ML – Takó a Regéci-forrásnál (Jókai-forrás) (Bagamér): 2005.08.11., 3, SZ, MI & MA – Téglagyár északi nagy tó (Derecske): 2019.06.01., 2, SZ & SM.

17. Ponty – *Cyprinus carpio* LINNAEUS, 1758

Ritkának számít a határ menti kisvizekben.

Ér-főcsatorna (Pocsaj): 2018.12.14., 1, SZ & JP; 2019.05.18., 1, SZ & JP – Kutas-főcsatorna (Csökmő): 2019.04.25., 3, SZ, JP & GL – Nagy-fok-csatorna (Újiráz): 2019.04.25., 2, SZ, JP & GL.

18. Réticsík – *Misgurnus fossilis* (LINNAEUS, 1758)

16 vízfolyásban találtuk meg, de sehol nem számít gyakorinak. A vízfolyások kotrása komoly veszélyt jelent állományaira.

Arany-lápi-csatorna (Újiráz): 2019.04.25., 2, SZ, JP & GL – Barát-ér (Nagykerek): 2019.04.26., 2, SZ & JP – Csente–szakáli alsó csatorna (Komádi): 2019.04.25., 3, SZ, JP & GL – Derecskei-Kálló (Tépe): 2009.09.17., 4, SZ & MI – Dusnok-ér (Bojt): 2019.05.16., 1, SZ & JP – (Nagykerek): 2017.08.02., 9, JP & TP – Ér-főcsatorna (Pocsaj): 2003.04.24., 1, SZ, MI & KI – Kálló-főcsatorna (Bakonszeg): 2018.12.14., 2, SZ & JP – (Berettyóújfalu): 2018.12.14., 4, SZ & JP – (Zsáka): 2014.05.13., 1, SZ & OT – Kis-Körös (Nagykerek): 2019.04.26., 1, SZ & JP – Konyári-Kálló (Álmosd): 2003.04.24., 4, SZ, MI & BI – (Berettyóújfalu): 2009.09.17., 1, SZ & MI – (Konyár): 2019.05.16., 2, SZ & JP – Kódomb-szigeti-főcsatorna (Komádi): 2008.08.15., 1, SZ, VA & TJ; 2019.04.25., 2, SZ, JP & GL; 2019.04.26., 3, SZ & JP – Kutas-főcsatorna (Ártánd): 2019.05.18., 2, SZ – (Biharkeresztes): 2018.12.14., 1, SZ & JP – (Csökmő): 2019.04.25., 3, SZ, JP & GL – (Komádi): 2008.08.15., 1, SZ, VA & TJ – (Mezősas): 2018.12.14., 2, SZ & JP – Nagy-fok-csatorna (Újiráz): 2019.04.25., 1, SZ, JP & GL – Ölyvös-ér (Zsáka):

2019.04.25., 3, SZ & JP – Sárréti-főcsatorna (Berettyóújfalu): 2014.10.21., 9, SZ & ML – (Biharnagybajom): 2014.10.21., 2, SZ & ML – Szöcskőd-komádi felső csatorna (Komádi): 2007.06.18., 40, SZ & PM – Takó a Regéci-forrásnál (Jókai-forrás) (Bagamér): 2003.04.24., 1, SZ, MI & BI.

19. Vágócsík – *Cobitis elongatoides* BĂCESCU & MAIER, 1969

A vizsgálat során 14 vízterben fogtuk meg, nagy egyedszámú populációit a Derecskei-Kállóban, az Ér-főcsatornában, a Kálló-főcsatornában, a Konyári-Kállóban, a Kódomb-szigeti-főcsatornában és a Sárréti-főcsatornában találtuk meg. A többi élőhelyen ritka vagy mérsékelten gyakori.

Barát-ér (Nagykeréki): 2005.06.14., 1, SZ, MI & MA; 2019.04.26., 1, SZ & JP – Csente-szakáli alsó csatorna (Komádi): 2019.04.25., 1, SZ, JP & GL – (Körösszakál): 2007.06.18., 9, SZ & PM – (Magyarhomorog): 2019.04.26., 2, SZ & JP – Derecskei-Kálló (Tépe): 2009.09.17., 70, SZ & MI – Dusnok-ér (Bojt): 2019.05.16., 4, SZ & JP – Ér-főcsatorna (Létavértes): 2003.04.24., 3, SZ, MI & KI – (Pocsaj): 2003.04.24., 4, SZ, MI & KI; 2009.09.17., 4, SZ & MI; 2018.12.14., 17, SZ & JP; 2019.05.18., 18, SZ & JP; 2019.08.01., 5, SZ & SM – K 11 tároló (Bakonszeg): 2008.08.14., 5, SZ, KI & MI – Kálló-főcsatorna (Bakonszeg): 2018.12.14., 43, SZ & JP – (Zsáka): 2014.05.13., 8, SZ & OT – Kis-Körös (Bojt): 2019.05.16., 2, JP & SZ – (Nagykeréki): 2019.04.26., 1, SZ & JP – Konyári-Kálló (Álmosd): 2003.04.24., 15, SZ, MI & BI; 2010.05.19., 1, SZ, BT & SRB – (Berettyóújfalu): 2009.09.17., 16, SZ & MI – (Tépe): 2009.09.17., 10, SZ & MI – Kódomb-szigeti-főcsatorna (Komádi): 2008.08.15., 30, SZ, VA & TJ; 2019.04.25., 7, SZ, JP & GL; 2019.04.26., 1, SZ & JP – Kutas-főcsatorna (Biharkeresztes): 2019.05.18., 1, SZ – (Csökmő): 2019.04.25., 3, JP & GL – (Darvas): 2008.08.15., 4, SZ, VA & TJ – (Komádi): 2008.08.15., 3, SZ, VA & TJ – (Mezősas): 2008.08.15., 3, SZ & VA – (Told): 2008.08.15., 30, SZ & VA – Móriczföldi (II.)-csatorna (Komádi): 2019.04.25., 11, SZ, JP & GL – Sárréti-főcsatorna (Berettyóújfalu): 2014.10.21., 41, SZ & ML – (Biharnagybajom): 2014.10.21., 1, SZ & ML – (Földes): 2014.10.21., 1, SZ & ML – Szöcskőd-komádi felső csatorna (Komádi): 2007.06.18., 6, SZ & PM.

20. Fekete törpeharcsa – *Ameiurus melas* (RAFINESQUE, 1820)

Korábban igen ritkának számított a térség vizeiben, azonban az újabb vizsgálatoknál nagy egyedsűrűségben fordult elő a Kódomb-szigeti-főcsatornában és a Kutas-főcsatornában is. Növekvő egyedszámú populációi komoly veszélyt jelentenek a ritka, veszélyeztetett lápi faunaelemekre.

Barát-ér (Nagykeréki): 2005.06.14., 1, SZ, MI & MA – Csente-szakáli alsó csatorna (Körösszakál): 2007.06.18., 1, SZ & PM – (Magyarhomorog): 2008.08.15., 1, SZ & VA; 2019.04.26., 1, SZ & JP – Derecskei-Kálló (Tépe): 2009.09.17., 1, SZ & MI – Ér-főcsatorna (Pocsaj): 2003.04.24., 1, SZ, MI & KI – Kálló-főcsatorna (Bakonszeg): 2018.12.14., 1, SZ & JP – Kódomb-szigeti-főcsatorna (Komádi): 2008.08.15., 1, SZ, VA & TJ; 2019.04.25., 18, SZ, JP & GL; 2019.04.26., 3, SZ & JP – Kutas-főcsatorna (Biharkeresztes): 2018.12.14., 32, SZ & JP – (Csökmő): 2019.04.25., 24, SZ, JP & GL – Nagy-fok-csatorna (Újiráz): 2019.04.25., 7, SZ, JP & GL – Sárréti-főcsatorna (Biharnagybajom): 2014.10.21., 2, SZ & ML – (Sáp): 2014.10.21., 1, SZ & ML.

21. Harcsa – *Silurus glanis* LINNAEUS, 1758

Igen ritka, alkalmilag előforduló faj, egyetlen kézre került fiatal egyede vélhetően a Keleti-főcsatornából jutott ki.

Kálló-főcsatorna (Bakonszeg): 2018.12.14., 1, SZ & JP.

22. Csuka – *Esox lucius* LINNAEUS, 1758

A térség víztereiben jól érzi magát, a vizsgálat alá vont vizek jó részéből előkerült.

Csente-szakáli alsó csatorna (Körösszakál): 2007.06.18., 1, SZ & PM – Derecskei-Kálló (Tépe): 2009.09.17., 2, SZ & MI – Dusnok-ér (Bojt): 2019.05.16., 1, SZ & JP – (Nagykeréki): 2017.08.02., 4, JP & TP – Ér-főcsatorna (Pocsaj): 2005.06.14., 1, SZ, MI & MA; 2009.09.17., 3, SZ & MI; 2017.06.26., 2, SZ; 2018.12.14., 9, SZ & JP; 2019.05.18., 6, SZ & JP – K 11 tároló (Bakonszeg): 2008.08.14., 1, SZ, KI & MI – Kálló-főcsatorna (Bakonszeg): 2018.12.14., 1, SZ & JP – Kis-Körös (Bojt): 2010.11.10., 1, SZ, MA & VA; 2019.05.16., 1, SZ & JP – (Gáborján): 2019.04.26., 3, SZ & JP – Konyári-Kálló (Tépe): 2009.09.17., 1, SZ & MI – Kódomb-szigeti-főcsatorna (Komádi): 2019.04.25., 5, SZ, JP & GL – Kutas-főcsatorna (Csökmő): 2019.04.25., 1, SZ, JP & GL – (Komádi): 2008.08.15., 6, SZ, VA & TJ – (Mezősas): 2008.08.15., 1, SZ & VA – Nagy-fok-csatorna (Újiráz): 2019.04.25., 1, SZ, JP & GL – Ölyvös-ér (Bojt): 2010.11.10., 1, SZ, MA & VA – (Mezőpeterd): 2019.04.26., 1, SZ & JP – Ördög-árok (Bojt): 2005.06.14., 2, SZ, MI & MA – Sárréti-főcsatorna (Berettyóújfalu): 2014.10.21., 3, SZ & ML – Takó a Regéci-forrásnál (Jókai-forrás) (Bagamér): 2003.04.24., 1, SZ, MI & BI – Téglagyár déli nagy kubik (Derecske): 2019.06.01., 1, SZ & SM – Téglagyár északi nagy tó (Derecske): 2009.09.17., 2, SZ & MI; 2019.06.01., 2, SZ & SM.

23. Lápi póc – *Umbra krameri* WALBAUM, 1792

A 2019. évi felméréseinknek egyik célfaja volt. A 2018-as száraz év ellenére szerencsére sok helyen fennmaradtak állományai. A kiszáradás mellett a kotrások jelentik a legnagyobb veszélyt a fajra, ugyanis kotrásnál gyakran szárazra kerülnek egyedei. Hosszú távon szintén veszélyt jelenthet számára az inváziós amurgéb gradációja, különösen a Csente–szakáli alsó csatornában, ahol stabil állománya él a lápi pócnak. A Kutas-főcsatornában Csökmőig megtaláltuk, így vélelmezhető, hogy végig jelen van a vízfolyásban. Korábban csak a felső szakaszról volt ismert.

Barát-ér (Nagykerek): 2019.04.26., 1, SZ & JP – Csente-ér (Berekbözörmény): 2019.04.26., 2, SZ & JP – Csente–szakáli alsó csatorna (Komádi): 2019.04.25., 3, SZ, JP & GL – (Kőrösszakál): 2007.06.18., 14, SZ, PM & sporthorgász – (Magyarhomorog): 2008.08.15., 14, SZ & VA; 2019.04.26., 31, SZ & JP – Csente–szakáli felső csatorna (Kőrösszegapáti): 2019.05.18., 11, SZ – Dusnok-ér (Nagykerek): 2017.08.02., 1, JP & TP – Ér-főcsatorna (Pocsaj): 2003.04.24., 6, SZ, MI & KI; 2005.06.14., 15, SZ, MI & MA; 2009.09.17., 2, SZ & MI; 2019.05.18., 2, SZ & JP – Kődomb-szigeti-főcsatorna (Komádi): 2019.04.25., 1, SZ, JP & GL; 2019.04.26., 7, SZ & JP – Kutas-ér (Biharkeresztes): 2005.06.14., 5, SZ, MI & MA – Kutas-főcsatorna (Ártánd): 2005.06.14., 2, SZ, MI & MA; 2019.05.18., 7, SZ – (Biharkeresztes): 2018.12.14., 1, SZ & JP; 2019.05.18., 2, SZ – (Csökmő): 2019.04.25., 10, SZ, JP & GL – (Komádi): 2008.08.15., 5, SZ, VA & TJ – (Mezősas): 2008.08.15., 1, SZ & VA; 2018.12.14., 1, SZ & JP; 2019.05.18., 2, SZ – Mórlicz-földi (II.)-csatorna (Komádi): 2019.04.25., 1, SZ, JP & GL – Nagy-fok-csatorna (Újiráz): 2019.04.25., 1, SZ, JP & GL – Ölyvös-ér (Bojt): 2010.11.10., 4, SZ, MA & VA; 2019.04.26., 1, SZ & JP – (Mezőpeterd): 2019.04.26., 1, SZ & JP – (Zsáka): 2019.04.25., 1, SZ & JP – Pocsaji-láp (Pocsaj): 2003.04.24., 4, SZ, MI & KI; 2005.06.14., 4, SZ, MI & MA; 2009.09.17., 26, SZ & MI; 2009.11.06., 75, SZ, LI; 2016.05.17., 7, SZ & OT; 2017.06.26., 12, SZ.

24. Naphal – *Lepomis gibbosus* (LINNAEUS, 1758)

Jól viseli a mostoha oxigénviszonyokat is, több helyen megtaláltuk a lápi póccal egy élőhelyen. Ikra és ivadékpusztításával hosszú távon veszélyt jelenthet a mocsári fajok állományaira.

Andaházai-csatorna (Berettyóújfalu): 2008.08.14., 2, SZ, KI & MI – Barát-ér (Nagykerek): 2005.06.14., 1, SZ, MI & MA – Csente-ér (Magyarhomorog): 2008.08.15., 2, SZ & VA – Csente–szakáli alsó csatorna (Magyarhomorog): 2008.08.15., 2, SZ & VA – Derecskei-Kálló (Tépe): 2009.09.17., 8, SZ & MI – Dusnok-ér (Nagykerek): 2017.08.02., 15, JP & TP – Ér-főcsatorna (Pocsaj): 2003.04.24., 1, SZ, MI & KI; 2005.06.14., 1, SZ, MI & MA; 2017.06.26., 1, SZ; 2019.08.01., 1, SZ & SM – K 11 tároló (Bakonszeg): 2008.08.14., 24, SZ, KI & MI – Kálló-főcsatorna (Bakonszeg): 2018.12.14., 2, SZ & JP – Kis-Körös (Gáborján): 2019.04.26., 1, SZ & JP – Konyári-Kálló (Álmosd): 2003.04.24., 1, SZ, MI & BI; 2010.05.19., 4, SZ, BT & SRB – (Berettyóújfalu): 2009.09.17., 9, SZ & MI – (Tépe): 2009.09.17., 8, SZ & MI – Kődomb-szigeti-főcsatorna (Komádi): 2008.08.15., 3, SZ, VA & TJ; 2019.04.25., 3, SZ, JP & GL – Kutas-főcsatorna (Ártánd): 2005.06.14., 9, SZ, MI & MA – (Darvas): 2008.08.15., 4, SZ, VA & TJ – (Komádi): 2008.08.15., 5, SZ, VA & TJ – Sárréti-főcsatorna (Berettyóújfalu): 2014.10.21., 16, SZ & ML – (Sáp): 2014.10.21., 10, SZ & ML – Szöcsköd–komádi felső csatorna (Komádi): 2007.06.18., 2, SZ & PM – Űrmös-ér (Derecske): 2019.05.16., 3, SZ & JP.

25. Sügér – *Perca fluviatilis* LINNAEUS, 1758

Ritkának találtak a vizsgált vízterekben, figyelmet érdemelne!

Ér-főcsatorna (Pocsaj): 2019.05.18., 1, SZ & JP – K 11 tároló (Bakonszeg): 2008.08.14., 1, SZ, KI & MI – Kálló-főcsatorna (Bakonszeg): 2018.12.14., 3, SZ & JP – Sárréti-főcsatorna (Berettyóújfalu): 2014.10.21., 5, SZ & ML – (Biharnagybajom): 2014.10.21., 1, SZ & ML – Űrmös-ér (Derecske): 2019.05.16., 1, SZ & JP.

26. Vágódurbincs – *Gymnocephalus cernua* (LINNAEUS, 1758)

Igen ritka hal a vizsgált vízfolyásokban, egyetlen előfordulási adata is 10 évnél öregebb. Derecskei-Kálló (Tépe): 2009.09.17., 1, SZ & MI.

27. Amurgéb – *Perccottus glenii* DYBOWSKI, 1877

Korábban csak a Berettyó bal parti vízrendszeréből volt ismert, azonban a 2019-re a Csente–szakáli alsó csatornába is eljutott, ahol veszélyt jelent az itt élő lápi pócokra. A két faj állományváltozását kiemelten fontos lenne monitorozással figyelemmel kísérni!

Andaházai-csatorna (Berettyóújfalu): 2008.08.14., 7, SZ, KI & MI – Angyalosi-csatorna (Konyár): 2019.05.16., 1, SZ & JP – Csente–szakáli alsó csatorna (Magyarhomorog): 2019.04.26., 1, SZ & JP – K 11 tároló (Bakonszeg): 2008.08.14., 51, SZ, KI & MI – Kálló-főcsatorna (Bakonszeg): 2018.12.14., 2, SZ & JP – Sárréti-főcsatorna (Berettyóújfalu): 2014.10.21., 5, SZ & ML – (Biharnagybajom): 2014.10.21., 4, SZ & ML – (Földes): 2014.10.21., 2, SZ & ML – (Sáp): 2014.10.21., 3, SZ & ML – Űrmös-ér (Derecske): 2019.05.16., 21, SZ & JP.

28. Folyami géb – *Neogobius fluviatilis* (PALLAS, 1814)

Korábban a Berettyó vízgyűjtőjéről nem volt ismert, először 2017-ben találtuk meg a folyó alsó szakaszán, de ugyancsak kimutattuk a Keleti-főcsatorna alsó szakaszáról is (Sallai & Juhász 2019). Mindkét vízből bejuthatott a Kálló-főcsatornába, ahol egyelőre ritka.

Kálló-főcsatorna (Bakonszeg): 2018.12.14., 1, SZ & JP.

29. Tarka géb – *Proterorhinus semilunaris* (HECKEL, 1837)

Antal és munkatársai (2012) adataihoz képest a faj további terjeszkedését tapasztaltuk, ugyanis a Barát-érben Nagykerekénél is megtaláltuk. A vizsgált vízterekben kis egyedszámban fordult elő.

Barát-ér (Nagykereki): 2019.04.26., 7, SZ & JP – Ér-főcsatorna (Pocsaj): 2009.09.17., 2, SZ & MI; 2017.06.26., 3, SZ; 2018.12.14., 2, SZ & JP; 2019.05.18., 4, SZ & JP – K 11 tároló (Bakonszeg): 2008.08.14., 2, SZ, KI & MI – Kálló-főcsatorna (Bakonszeg): 2018.12.14., 3, SZ & JP – Konyári-Kálló (Berettyóújfalu): 2009.09.17., 3, SZ & MI – (Tépe): 2009.09.17., 1, SZ & MI – Kódomb-szigeti-főcsatorna (Komádi): 2008.08.15., 1, SZ, VA & TJ – Kutas-főcsatorna (Darvas): 2008.08.15., 6, SZ, VA & TJ – Sárréti-főcsatorna (Berettyóújfalu): 2014.10.21., 4, SZ & ML – (Földes): 2014.10.21., 4, SZ & ML.

A vizsgált vízterekből kimutatott halfajokat az *1a-b. táblázatban* foglaltuk össze, melybe belefoglaltuk a recens szakirodalmi (Sallai 2001, Halasi-Kovács és mtsai. 2011) és a saját (2003–2019) vizsgálatokból származó fajokat is, így viszonylag jól látható a halfauna faji összetételében bekövetkezett változás.

A halfauna értékelése, javaslatok

A legtöbb vízfolyás esetében a vízhiányra, a korábbi évek száraz időszakára vezethető vissza a halfauna degradációja. Új fajként sikerült kimutatnunk az Ér-főcsatornából az amur előfordulását, ami az idegenhonosságára tekintettel kevésbé örvendetes. Szintén új fajként regisztráltuk a korábbi fajlistákhoz képest a jászkeszeg és a ponty előfordulását a Kutas-főcsatornában, ahová vélhetően – az amurhoz hasonlóan – a Berettyóból jutottak be.

Fokozottan védett endemizmusunkat, a lápi pócot a 2019-ben végzett felméréseink során a vizsgált 17 vízfolyásból 10-ben találtuk meg, ami megítélésünk szerint kiemelkedő eredménynek számít.

A pontokaspikus gébek további terjeszkedése volt megfigyelhető. Korábban pl. a tarka géb nem volt ismert a Barát-érből, illetve a folyami géb szintén újként került elő a Kálló-főcsatornából.

Kevésbé örvendetesnek nevezhetjük, hogy az inváziós amurgéb több kisebb vízbe is bejutott, köztük a Csente-szakáli alsó csatornába is, ahol stabil állománya él a lápi pócnak. Sajnálatosan a két faj közötti versenyből általában az amurgéb szokott győztesként kikerülni, részben neki tulajdonítható, hogy pl. a Bodrog-zugból a lápi póc teljesen eltűnt.

Szintén nem kedvező változásként könyveltük el, hogy a compót 11 korábbi lelőhelyén nem találtuk meg.

Az Angyalosi-csatorna Konyárnál feltehetőleg valamilyen komoly környezeti terhelést kap már régebb ideje, ugyanis Halasi-Kovács és munkatársai (2011) nem tudtak halfaunisztikai adatot nyerni a csatornából, és mi is egy viszonylag hosszú szakasz halászata során mindössze egyetlen adult réticsíkot zsákmányoltunk. Célszerű lenne a szennyező forrást felkutatni és felszámolni.

A Barát-érben a halfauna nagymértékű degradációját figyeltük meg, a 2011-ig kimutatott 16-os fajszám közel a negyedére csökkent, ami egyértelműen a vízhiány és szárazság számlájára írható. A teljes mederszelvény be van növe lágyszárú növényzettel, ami magasabb vízszint tartásával kissé visszaszorítható lenne. Kizárólag a kibetonozott részen tudunk halászni, a megmaradt halfauna képviselői jórészt ide szorultak vissza.

1a. táblázat. A vizsgált vizekből kimutatott fajok szakirodalmi és saját adatok alapján
(X: 2011 előtti recens szakirodalmi és saját adat, szürke négyzet: 2014 utáni saját adat)
Table 1a. The fish species found in the investigated water bodies according to our and literature data (X: data before 2011 in the publications and our data, grey square: our data after 2014)

Sorszám	Fajnév / Scientific name	Andaházai-csatorna	Angyalosi-csatorna	Arany-lápi-csatorna	Barát-ér	Csente-ér	Csente-szakáli alsó csatorna	Csente-szakáli felső csatorna	Derecskei-Kálló	Dusnok-ér	Ér-főcsatorna	Kálló-főcsatorna	Kis-Körös	Konyári-Kálló	Kódomb-szigeti-főcsatorna	Kutas-ér	Kutas-főcsatorna	Sárréti-főcsatorna
1.	<i>Anguilla anguilla</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-
2.	<i>Rutilus rutilus</i>	-	-	-	X	X	-	-	X	-	X	X	X	X	X	-	X	X
3.	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-
4.	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	X	-	-	X	X	X	-	X	-	X	X	X	X	X	-	X	X
5.	<i>Squalius cephalus</i>	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	X	X	-	X	-	-	-
6.	<i>Leuciscus leuciscus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-
7.	<i>Leuciscus idus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X	-
8.	<i>Leuciscus aspius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X	-
9.	<i>Leucaspius delineatus</i>	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	X	X	-	-	-	-
10.	<i>Alburnus alburnus</i>	X	-	-	X	X	X	-	X	-	X	X	X	X	X	-	X	X
11.	<i>Blicca bjoerkna</i>	-	-	-	X	-	-	-	X	-	X	X	X	X	-	-	-	X
12.	<i>Abramis brama</i>	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X
13.	<i>Tinca tinca</i>	-	-	-	X	-	-	-	X	-	X	X	X	X	X	-	X	X
14.	<i>Barbus barbuis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-
15.	<i>Gobio carpathicus</i>	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	X	X	X	-	-	-
16.	<i>Romanogobio vladikovii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-
17.	<i>Pseudorasbora parva</i>	X	-	-	-	-	X	-	-	-	X	X	X	X	X	X	X	X
18.	<i>Rhodeus amarus</i>	X	-	-	X	-	X	-	X	-	X	X	X	X	X	-	X	X
19.	<i>Carassius carassius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-
20.	<i>Carassius gibelio</i>	X	-	-	-	X	X	-	X	-	X	X	X	X	X	X	X	X
21.	<i>Cyprinus carpio</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-
22.	<i>Misgurnus fossilis</i>	-	-	-	X	X	-	-	X	-	X	X	X	X	X	-	X	X
23.	<i>Cobitis elongatoides</i>	-	-	-	X	X	X	-	X	-	X	X	X	X	X	-	X	X
24.	<i>Ameiurus nebulosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X
25.	<i>Ameiurus melas</i>	-	-	-	X	-	X	-	X	-	X	X	X	X	X	-	X	X
26.	<i>Silurus glanis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-
27.	<i>Umbra krameri</i>	-	-	-	X	X	X	-	-	-	X	-	X	-	-	X	X	-
28.	<i>Esox lucius</i>	-	-	-	X	X	X	-	X	-	X	X	X	X	-	-	X	X
29.	<i>Lota lota</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-
30.	<i>Lepomis gibbosus</i>	X	-	-	X	X	X	-	X	-	X	X	X	X	X	-	X	X
31.	<i>Perca fluviatilis</i>	-	-	-	X	-	-	-	X	-	X	X	X	X	-	-	X	X
32.	<i>Gymnocephalus cernua</i>	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-
33.	<i>Gymnocephalus baloni</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-
34.	<i>Neogobius fluviatilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
35.	<i>Proterorhinus semilunaris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	X	X	-	X	X
36.	<i>Percottus glenii</i>	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-
2011 előtti összesített fajszám:		7	-	-	16	9	10	-	15	-	23	25	19	18	14	3	17	17
2014 utáni összesített fajszám:		-	1	2	5	1	8	2	-	8	17	14	9	1	11	0	11	16

1b. táblázat. A vizsgált vizekből kimutatott fajok szakirodalmi és saját adatok alapján (X: 2011 előtti recens szakirodalmi és saját adat, szürke négyzet: 2014 utáni saját adat)
 Table 1a. The fish species found in the investigated water bodies according to our and literature data (X: data before 2011 in the publications and our data, grey square: our data after 2014)

Sorszám	Fajnév / Scientific name	Móricz-földi (II.)-csatorna	Nagy-fok-csatorna	Ölyvös-ér	Ördög-árok	Szőcskőd–komádi felső csatorna	Takó	K 11 tároló	Pocsa-ji-láp	Téglagyár, Derecske	Ürmös-ér
1.	<i>Rutilus rutilus</i>	-		X	-	-	-	X	-		
2.	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	-		X	-	-	X	X	-		-
3.	<i>Squalius cephalus</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-
4.	<i>Leucaspis delineatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-		-
5.	<i>Alburnus alburnus</i>	-	-	-	-	X	-	X	-	-	-
6.	<i>Tinca tinca</i>	-	-	X	-	-	-	X	-		-
7.	<i>Gobio carpathicus</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-
8.	<i>Romanogobio vladykovi</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-
9.	<i>Pseudorasbora parva</i>	-		-	X	-	-	-		-	-
10.	<i>Rhodeus amarus</i>			X	-	X	-	X	-	-	-
11.	<i>Carassius carassius</i>	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-
12.	<i>Carassius gibelio</i>	-		X	-	-	X	X	X		-
13.	<i>Cyprinus carpio</i>	-		-	-	-	-	-	-	-	-
14.	<i>Misgurnus fossilis</i>	-		X	-	X	X	-	-	-	-
15.	<i>Cobitis elongatoides</i>		-	X	-	X	-	X	-	-	-
16.	<i>Ameiurus melas</i>	-		-	-	-	-	-	-	-	-
17.	<i>Umbra krameri</i>			X	-	-	-	-	X	-	-
18.	<i>Esox lucius</i>	-		X	X	-	X	X	-	X	-
19.	<i>Lepomis gibbosus</i>	-	-	X	-	X	-	X	-	-	
20.	<i>Perca fluviatilis</i>	-	-	-	-	-	-	X	-	-	
21.	<i>Proterorhinus semilunaris</i>	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-
22.	<i>Percottus glenii</i>	-	-	-	-	-	-	X	-	-	
2011 előtti összesített fajsám:		-	-	11	2	7	5	1	2	2	-
2014 utáni összesített fajsám:		3	10	3	-	-	-	-	3	7	4

A Csente-érben, a Csente–szakáli alsó és felső csatornában nagy egyedszámú, stabil állománya él még a fokozottan védett lápi pócnak. A Csente-érben Berekböszörménynél minimális vizet találtunk, pedig kiemelten fontos lenne, hogy a vízügyi kezelő egész évben legalább 80 cm-es vízszintet tartson végig a vízfolyásban, hogy ne veszélyeztessék a fokozottan védett lápi póc állományának a fennmaradását.

A Dusnok-érben is minimális vizet találtunk, a lápi póc korábbi (2017) előfordulását 2019-ben már nem sikerült megerősítenünk. Tudomásunk szerint a vízfolyás a két időszak között ki volt száradva. Nagykerekénél, az épülő autópálya melletti kotrásnál találtunk benne mélyebb vizet, de itt a legnagyobb igyekezetünk ellenére sem sikerült halat fognunk. A védett réti- és vágócsík Bojtnál jelenlévő állományai miatt nagyon fontos lenne itt is a magasabb vízszint tartása.

Az Ér-főcsatorna – a Kutas-főcsatorna mellett – a Berettyó legnagyobb hazai mellékveze, melyből a téli időszakban a nagyobb halak levonulnak a Berettyóba, majd a tavaszi magasabb vízszint idején visszatelepülnek a vízfolyásba. Ennek köszönhető, hogy egy-egy nagyobb adult pontyot és amurt is fogtunk benne. Halfaunája stabilnak tűnik.

2. táblázat. A 2019-ben előkerült természetvédelmi oltalom alatt álló fajok denzitási értékei
Table 2. The density of the protected species found in 2019

Fajnév / Scientific name	Vízfolyás / Water body	N	min. ind/100 m	átl. ind/100 m	max. ind/100 m
<i>Misgurnus fossilis</i>	Arany-lápi-csatorna	2	2,0	2,0	2,0
<i>Cobitis elongatoides</i>	Barát-ér	1	0,7	0,7	0,7
<i>Misgurnus fossilis</i>	Barát-ér	2	1,4	1,4	1,4
<i>Umbra krameri</i>	Barát-ér	1	0,7	0,7	0,7
<i>Umbra krameri</i>	Csente-ér	2	4,0	4,0	4,0
<i>Cobitis elongatoides</i>	Csente-szakáli alsó csatorna	3	1,8	4,3	5,0
<i>Misgurnus fossilis</i>	Csente-szakáli alsó csatorna	3	5,5	5,5	5,5
<i>Rhodeus amarus</i>	Csente-szakáli alsó csatorna	1	1,8	1,8	1,8
<i>Umbra krameri</i>	Csente-szakáli alsó csatorna	34	5,5	41,5	77,5
<i>Umbra krameri</i>	Csente-Szakáli felső csatorna	11	36,7	36,7	36,7
<i>Cobitis elongatoides</i>	Dusnok-ér	4	2,0	6,0	10,0
<i>Misgurnus fossilis</i>	Dusnok-ér	10	3,3	10,7	18,0
<i>Umbra krameri</i>	Dusnok-ér	1	2,0	2,0	2,0
<i>Cobitis elongatoides</i>	Ér-főcsatorna	18	4,0	10,0	16,0
<i>Rhodeus amarus</i>	Ér-főcsatorna	6	2,0	6,0	10,0
<i>Romanogobio vladykovi</i>	Ér-főcsatorna	1	2,5	2,5	2,5
<i>Umbra krameri</i>	Ér-főcsatorna	2	2,0	2,0	2,0
<i>Cobitis elongatoides</i>	Kis-Körös	3	1,3	2,6	4,0
<i>Misgurnus fossilis</i>	Kis-Körös	1	1,3	1,3	1,3
<i>Misgurnus fossilis</i>	Konyári-Kálló	2	2,2	2,2	2,2
<i>Cobitis elongatoides</i>	Kődomb-szigeti-főcsatorna	8	2,0	5,1	10,0
<i>Misgurnus fossilis</i>	Kődomb-szigeti-főcsatorna	5	3,3	6,7	10,0
<i>Rhodeus amarus</i>	Kődomb-szigeti-főcsatorna	47	16,7	19,7	22,7
<i>Umbra krameri</i>	Kődomb-szigeti-főcsatorna	8	1,7	12,5	23,3
<i>Cobitis elongatoides</i>	Kutas-főcsatorna	4	4,0	5,0	6,0
<i>Misgurnus fossilis</i>	Kutas-főcsatorna	5	1,5	4,8	8,0
<i>Rhodeus amarus</i>	Kutas-főcsatorna	3	1,5	1,5	1,5
<i>Umbra krameri</i>	Kutas-főcsatorna	21	3,3	11,1	28,0
<i>Cobitis elongatoides</i>	Móricz-földi (II.)-csatorna	11	22,0	22,0	22,0
<i>Rhodeus amarus</i>	Móricz-földi (II.)-csatorna	7	14,0	14,0	14,0
<i>Umbra krameri</i>	Móricz-földi (II.)-csatorna	1	2,0	2,0	2,0
<i>Misgurnus fossilis</i>	Nagy-fok-csatorna	1	1,3	1,3	1,3
<i>Rhodeus amarus</i>	Nagy-fok-csatorna	4	5,3	5,3	5,3
<i>Umbra krameri</i>	Nagy-fok-csatorna	1	1,3	1,3	1,3
<i>Misgurnus fossilis</i>	Ölyvös-ér	3	6,7	6,7	6,7
<i>Umbra krameri</i>	Ölyvös-ér	3	1,5	1,8	2,2

A Kis-Körösön is markánsan jelentkező probléma a vízhiány, a felső szakaszán jól megfigyelhető volt a mederben a korábbi évek kiszáradásából származó száraz üledék repedezettsége. A halfauna itt is komoly károkat szenvedett, a korábbi fajkészletnek a felét sem sikerült kimutatnunk, és a lápi póc korábbi előfordulását sem sikerült megerősítenünk. Itt is kiemelten fontos feladat a folyamatos, megfelelő mennyiségű víz biztosítása a halfauna regenerálódása szempontjából.

A Konyári-Kállót mindössze egyetlen helyszínen vizsgáltuk, ezért itt a halfaunában bekövetkezett változásokat nem értékeljük, de a vízhiány hatása bizonyára itt is megmutatkozik a fajösszetételben és a dominanciaviszonyokban.

A Kódomb-szigeti-főcsatornából voltak korábbi adataink, itt szerencsére stabilnak nevezhető a természetvédelmi oltalom alatt álló fajok állománya, de a vízáramlás csökkenésével nem találtuk meg két reofil faj képviselőit (domolykó, tiszai küllő), melyek 2008-ban még jelen voltak a vízfolyásban.

A Kutas-ér Biharkeresztesnél jelenleg jó lápi élőhely látszatát kelti, korábban Mazsu István (HNPI) segítségével kerestük fel ezt a helyet, ahol 2005-ben még stabil állományát találtuk a lápi pócnak. Sajnos a terület ismerője arról tájékoztatott, hogy már 2008 előtt is többször szárazon állt az élőhely, vélhetően erre vezethető vissza, hogy a lápi póc állománya teljesen megsemmisült. Nehéz terepi körülmények között kerestük a faj megmaradt egyedeit, de egyáltalán nem sikerült halat fognunk, sem 2008-ban, sem 2019-ben. Itt is fontos lenne a folyamatos, megfelelő mennyiségű víz biztosítása, hogy az esetleges rekolonizáció a vízrendszerből minél hamarabb megtörténjen.

A Kutas-főcsatorna halfaunájáról többnyire az mondható el, mint az Ér-főcsatornáról, méreteinél fogva viszonylag stabilnak mondható a halfaunája. Különösen a felső szakaszán nagy egyedszámú populációja él a lápi pócnak. A vízhiány a felső szakaszát érinti leginkább (Ártánd, Biharkeresztes), ezért itt is fontos lenne, hogy a vízügyi kezelő a jelenleginél jóval nagyobb vízszintet tartson benne, hogy a nyári időszakban az esetleges kiszáradás ne veszélyeztesse a faj állományát.

A Móricz-földi (II.)-csatornában élő lápi póckról a csatorna korábbi kotrásánál szereztünk tudomást, de mivel a vízrendszer legtöbb csatornájában, vízfolyásában jelen van a faj, számítani lehetett a megkerülésre. Bejárásunk idején Komádinál minimális vizet találtunk a csatornában. Kizárólag természetvédelmi oltalom alatt álló fajokat fogtunk benne (lápi póc, szivárványos ökle, vágócsík), ezért kiemelten fontos lenne minél hamarabb, legalább 80–100 cm vizet juttatni és tartani a mederben, hogy a védett fajok állományai a nyári szárazságban ne semmisüljenek meg.

A Nagy-fok-csatornáról nem rendelkezünk korábbi adatokkal így a halfaunájában bekövetkezett változásokat nem tudjuk elemezni. A fokozottan védett lápi póc előkerült a csatornából, tehát minden bizonnyal itt is él egy kisebb állománya.

Az Ölyvös-ér halfaunája szintén komoly károkat szenvedett, értesüléseink szerint majdnem a teljes szakasza szárazon állt 2018-ban, vélhetően erre vezethető vissza, hogy minimális mennyiségű halat fogtunk benne, az áramláskezdvelő fajok képviselői teljesen eltűntek. A lápi pócot több szakaszon is megtaláltuk, de mindössze egy-egy példányt. Minimális víz volt vizsgálatunk idején a mederben, a halfauna regenerálódása szempontjából minél hamarabb ide is vizet kellene kormányozni, és egész évben legalább 80–100 cm-es vízszintet kellene tartani.

Az Ürmös-érnek a vizsgált szakaszát nemrég kotorták, erősen degradált élőhely. Az élőhelyi adottságoknak megfelelően az inváziós amurgébnak nagy egyedszámú populációját találtuk itt, a 100 méterre vonatkoztatott minimális egyedszáma 13 volt. Természetvédelmi szempontból releváns fajjal nem találkoztunk a vízfolyásban.

Összességében elmondható, hogy a határ menti térség vízfolyásaiban élő értékes halfauna legfőbb veszélyeztető tényezője a vízhiány. Ezért kiemelten fontosnak tartjuk, hogy a vízügyi kezelő a lápi póc élőhelyein egész éven át megfelelő (minimum 80 cm-es) vízszintet tartson, mert jelen állapotban a vízügyi kezelő a fokozottan védett fajt veszélyezteti.

Denzitás

A fajok térbeli elhelyezkedése nem egyenletes, ami főként az eltérő élőhelyi adottságokkal magyarázható. Különösen nehéz a vízi élőlények állománybecslése, hiszen nehezen megfigyelhetők, pontos egyedszámuk meghatározásához meg kell őket fogni és azt követően lehet azonosítani. Általánosan elfogadott, hogy az egyedszámmal kifejezett

populáció nagyság helyett, a mintaterületeken tapasztalt denzitást adjuk meg a minimum, a maximum és a középérték feltüntetésével, ami lehetőséget ad a későbbi adatokkal történő összevetésre. A 2019-es eredményeink alapján a természetvédelmi oltalom alatt álló fajokra vonatkozó denzitási értékeket a 2. táblázatban foglaltuk össze, vízterenkénti bontásban.

A táblázatból jól kitűnik, hogy a fokozottan védett lápi pócnak a Csente–szakáli felső és alsó csatornában él a legnagyobb egyedsűrűségű populációja. Az előbbiben 100 méterenként minimum 36,7 egyedet fogtunk, míg az utóbbiban a maximális egyedszám 77,5 volt.

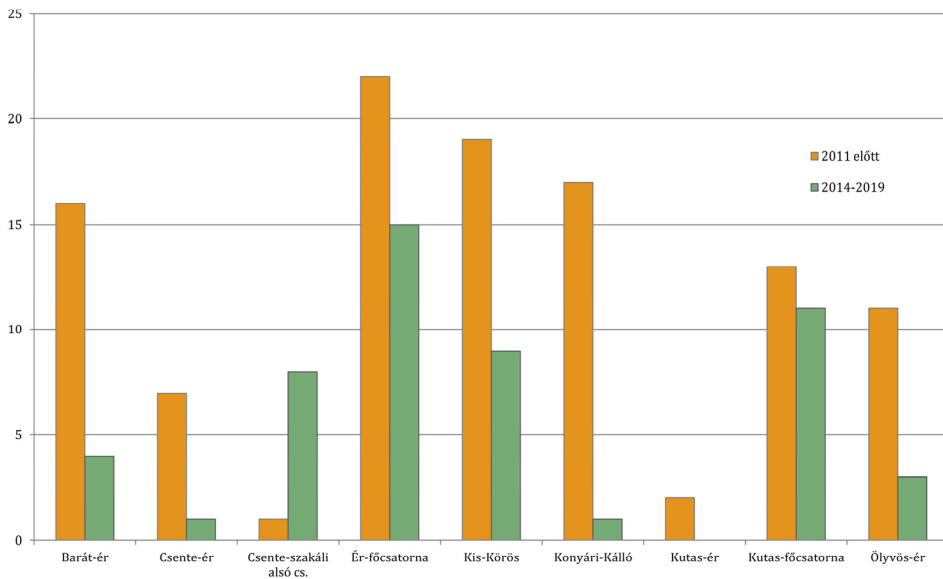
A védett vágócsíknak a legnagyobb egyedsűrűségű populációját a Móricz-földi (II.)-csatornában tapasztaltuk, ahol 100 méterre vetítve 22 egyedet sikerült fognunk.

A védett réticsíknak a Kutas-főcsatornában a 100 méterenkénti maximális egyedszáma 8, míg a Kódomb-szigeti-főcsatornában 10 egyed volt.

A védett szivárványos ökle a legmagasabb denzitási értéket a Kódomb-szigeti-főcsatornában érte el, ahol a 100 méterre vonatkoztatott maximális egyedszáma 76,4 volt.

Fajszámok és ökológiai guildek összevetése

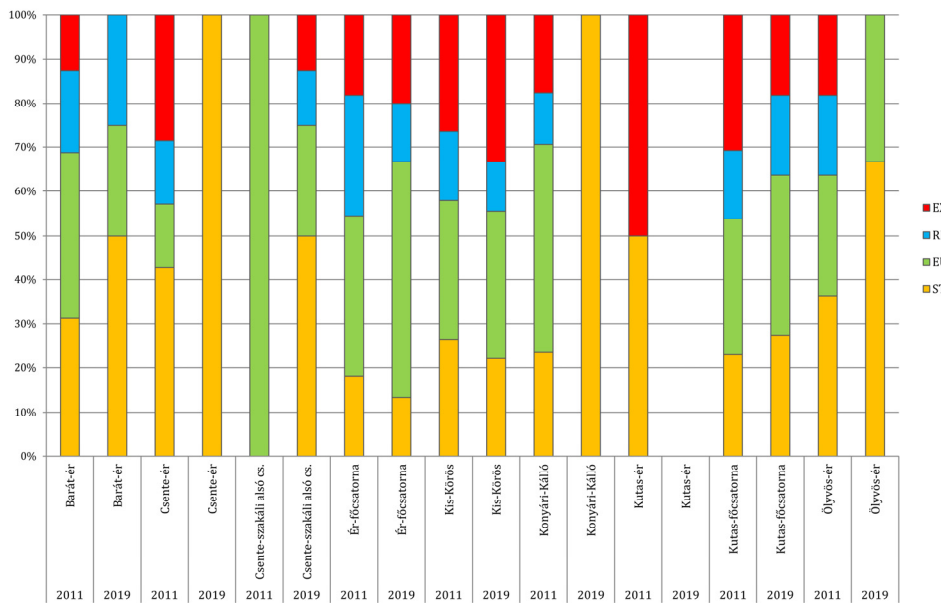
Fajlistáinkat összevetettük Sallai (2001), valamint Halasi-Kovács és munkatársai (2011) korábbi fajlistáival, amit grafikonon szemléltettünk (2. ábra). Az ábrából kiderül, hogy 2011 óta a Csente–szakáli alsó csatorna kivételével valamennyi vízterben csökkent a fajszám, ami nagyrészt az elmúlt különösen száraz évekkel hozható összefüggésbe. Az összevetésnél megjegyezzük, hogy a mintavételek egyrészt nem ugyanazokon a mintahelyeken történtek a két eltérő időszakban, másrészt több vízter esetében eltérő volt a vizsgált mintaszakaszok száma.



2. ábra. A fajszámok alakulása 2011 előtt és 2014–2019 időszakban
Fig. 2. The number of species before 2011 and between 2014–2019

A vízterenkénti fajlistákban szereplő fajokat ökológiai guildekbe soroltuk (Sallai 2002), és ez alapján is elemeztük a két eltérő időszak adatait. A 3. ábrából kitűnik, hogy több vízter esetében jelentősen változtak a dominanciaviszonyok, egyrészt a mocsári élőhelyhez kötődő sztagnofil (ST) fajok dominánssá váltak az álló- és folyóvizet egyaránt jól viselő euritóp (EU) és az áramlást kedvelő reofil (RE) fajokkal szemben, mint pl. a Barát-érben, a Csente-érben

és az Ölyvös-érben. Másrészt több vízfolyásban a környezeti feltételekkel szemben igénytelen, idegenhonos (EX) fajok jóval nagyobb arányban vannak jelen, mint 2011 előtt. Ez látható pl. a Csente-szakáli alsó csatornában, az Ér-főcsatornában és a Kis-Körösben. Az áramlási viszonyok romlásával több vízfolyásban csökkent a reofil (RE) fajok száma, mint pl. a Csente-érben, az Ér-főcsatornában, a Kis-Körösben, a Konyári-Kállóban és az Ölyvös-érben.



3. ábra. A vízterenkénti fajlisták ökológiai guildek szerinti alakulása a két eltérő időszakban
Jelmagyarázat: EU – euritóp, EX – idegenhonos, RE – reofil, ST – sztagnofil

Fig. 3. The fauna list of different water bodies according to ecological guilds during the two different periods
Legend: EU – eurytopic species, EX – non-native species, RE – reophilic species, ST – stagnophilic species

Köszönetnyilvánítás

Ezúton is hálás köszönetet mondunk a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság valamennyi munkatársának, akik helyismeretükkel közvetlenül vagy közvetve hozzájárultak a munka sikeres elvégzéséhez.

Irodalom

- Antal L., Czeglédi I., Mozsár A. & Halasi-Kovács B. (2011): Terjed az amurgéb (*Perccottus glenii*) a Berettyó vízgyűjtőjén. *Halászat* 104/3–4: 84.
- Antal L., Czeglédi I., Mozsár A. & Halasi-Kovács B. (2012): A tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*) terjedése a Berettyó hazai vízgyűjtőjén. *Halászat* 105/3: 17.
- Antal, L., László, B., Kotlík, P., Mozsár, A., Czeglédi, I., Oldal, M., Kemenesi, G., Jakab, F. & Nagy, S. A. (2016): Phylogenetic evidence for a new species of *Barbus* in the Danube River basin. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 96: 187–194.
- Berinke L. (1972): Magyarország és a szomszédos területek édesvízi halai a Természettudományi Múzeum gyűjteményében. *Vertebrata Hungarica* 13: 3–24.
- Dévai Gy., Miskolczi M. & Tóth S. 1987. Javaslat a faunisztikai adatközlés és számítógépes adatfeldolgozás egységesítésére. I. rész: Adatközlés. *A Bakonyi Természettudományi Múzeum közleményei* 6: 29–42.
- Földi E. (szerk.) (1981): *Magyarország Földrajzinév-tára II. Hajdú-Bihar megye*. Kartográfiai Vállalat, Budapest, 40 pp.
- Futó J. (1942): *Szeghalom környékének halfaunája*, Bölcsészeti doktori értekezés, 50 pp.
- Györe K. & Sallai Z. (1998): A Körös-vízrendszer halfaunisztikai vizsgálata. *CRISICUM I, A Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság időszakos kiadványa*, Szarvas, p. 211–228.
- Györe K., Józsa V., Cupşa D., Fodor A., Biró J., Petrehele A., Petrus A., Jakabné Sándor Zs. & Gyöngyösiné Papp Zs. (2012): A Körös-Berettyó vízrendszerének halfaunisztikai vizsgálata. *Pisces Hungarici* 6: 59–70.
- Halasi-Kovács B, Sallai Z. & Antal L. (2011): A Berettyó hazai vízgyűjtőjének halfaunája és halközösségeinek változása az elmúlt évtizedben. *Pisces Hungarici* 5: 43–60.

- Hankó, B. (1923): Über den Hundsfisch *Umbra lacustris* (Grossinger) (= *U. krameri* Fitz.). *Zoologischer Anzeiger* 57/3–4: 88–95.
- Hankó B. (1925): Halak. – Pisces. In: Szilády Z. 1925: Nagy Alföldünk állatvilága. *TISIA* 1/3: 145–150.
- Hankó B. (1931): *Magyarország halainak eredete és elterjedése*. Debreceni Egyetem Állattani Intézete. Sárospatak, 34 pp.
- Hankó B. (1965): A lápi póc (*Umbra krameri* Walbaum). *Búvár* 10/2: 97–98.
- Harka Á & Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, 269 pp.
- Harka Á. (1996): A Körösök halai. *Halászat* 89:144–148.
- Harka Á. (1997): Halaink. Kiadja a Természet- és Környezetvédő Tanárok Egyesülete, Budapest, 175 pp.
- Harka Á. (2011): Tudományos halnevek a magyar szakirodalomban. *Halászat* 104/3–4: 99–103.
- Harka Á., Györe K., Sallai Z. & Wilhelm S. 1998: A Berettyó halfaunája a forrástól a torkolatig. *Halászat* 91/2: 68–74.
- Herman O. (1887): *A magyar halászat könyve I-II*. K. M. Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, 860 pp.
- Jakab T. (2012): Amurgéb (*Perccottus glenii*) az Ér hazai szakaszán. *Halászat* 105/3: 15.
- Károli J. (1882): *Umbra canina* (Marsili). Póczhal. Bobály. (Ribahal). *Temészetrajzi Füzetek* 5: 188–191.
- Kertész M. (1890): Nagyvárad és vidékének állatvilága. In: Bunyitay V. (szerk.) 1890: *Nagyvárad természetrajza*. p. 135–161.
- Kertész M. (1898): Bihar vármegye faunája. In: Borovszky S. (szerk.): *Bihar vármegye és Nagyvárad*. Magyarország vármegyéi és városai, Budapest, p. 237–249.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany 646 pp.
- Mihályi, F. (1954): Revision der Süßwasserfische von Ungarn und der angrenzenden Gebieten in der Sammlung des Ungarischen Naturwissenschaftlichen Museums. *Természettudományi Múzeum Évkönyve* 6: 433–456.
- Mocsáry S. (1873): Adatok Biharmegye faunájához. *Math. És Termtud. Közl.* 10: 163–200.
- Mocsáry S. (1874): A Sebes-Körös és a Pecze folyó halai. *Nagyvárad című napilap*, 38–39.
- Nelson, J. S. (1984): *Fishes of the world*. John Wiley & Sons, New York, USA, 523 pp.
- Sallai Z. (2001): A Bihari-sík Tájvédelmi Körzet halfaunisztikai viszonyai. *A Pusztá, A „NIMFEA” Természetvédelmi Egyesület kiadványa* 17: 26–44.
- Sallai Z. (2002): A Dráva-Mura vízrendszer halfaunisztikai vizsgálata. I. Irodalmi áttekintés, anyag és módszer, eredmények. *Halászat* 95/2: 80–91.
- Sallai Z. (2005): A lápi póc (*Umbra krameri* Walbaum, 1782) magyarországi elterjedése élőhelyi körülményeinek és növekedési ütemének vizsgálata a kiskunsági Kolon-tóban *A Pusztá* 2005, a „NIMFEA” Természetvédelmi Egyesület évkönyve, Szarvas 1/22: 113–172.
- Sallai Z. & Györe K. (1998): Néhány adat a Kis-Sárrét halfaunájáról. *A Pusztá, A „NIMFEA” Természetvédelmi Egyesület és tagszervezeteinek kiadványa, Túrkeve* 15: 168–172.
- Sallai Z. & Juhász P. (2019): Elektromos kece alkalmazása a haltani kutatásoknál a Tisza bal parti vízgyűjtőjén és a Zagyván. *XLIII. Halászati Tudományos Tanácskozás 2019. május 29–30*. Szarvas, p. 11–15.
- Unger E. (1919): *Magyar édesvízi halhatározó*. Budapest, 80 pp.
- Vásárhelyi I. (1961): *Magyarország halai írásban és képekben*. Borsodi Szemle Könyvtára, Miskolc, 134 pp.
- Vutskits Gy. (1904): A magyar birodalom halrajzi vázlata. *Keszthelyi R. Kath. Főgimn. Értesítője, az 1903–1904 évről*, Burány G. (szerk.), Keszthely, 57 pp.
- Vutskits Gy. (1918): *Halak-Pisces. Magyar Birodalom Állatvilága – Fauna Regni Hungariae*, A K. M. Természettudományi Társulat, Budapest 42 pp.
- Wilhelm S. (2007): A Berettyó és mellékvízei halfaunájának változásai. *Pisces Hungarici* 1: 106–112.
- URL1: www.fishbase.org (2017. 12. 23.)

Authors:Zoltán SALLAI (csabak@csabak.hu), Péter JUHÁSZ



A Hernád mellékvízfolyásainak halfaunisztikai felmérése és halösszetételen alapuló ökológiai állapotértékelése

Ecological assessment of the tributaries of River Hernád based on fish assemblage

Somogyi D.^{1,2}, Bodnár B.¹

¹ Debreceni Egyetem TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen

² Debreceni Egyetem, Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola, Debrecen

Keywords: tributaries, Morisita-index, ecological assessment, clusteranalyse

Kulcsszavak: mellékvízfolyás, Morisita-indexek, ökológiai állapotértékelés, klaszteranalízis

Abstract

River Hernád is a transborder running water of Slovakia and Hungary. The drainage basin of the river include lot of tributaries which are under researched therefore our knowledge about of the fish fauna of the streams is incomplete. Hence in this investigation we wanted to estimate the fish fauna of the streams and accomplished the ecological assessment of the tributaries based on fish data. The samplings were made at autumn in 2019. The longness of the sampling sections was 150 m by wading and the sampling method based on the European Water Framework Directive for fish examination. According to our results fish assemblage of the streams are diverse most of the time, but sometimes these assemblages contain just one species, as follow the assessment is beyond possibility. Most of the species are protected by nature conservation and they are so sensitive for the changes of their environment, therefore they are good indicators of the changes in the ecological assessment. Overall, the ecological surveying of the tributaries of River Hernád shows that these natural habitats have good ecological conditions. During the sampling we identified just 3 invasive species (stone moroko, prussian carp, pumpkinseed). Because of the intensifying anthropogenic effects these ecosystems are critically threatened. The contamination and modification of the streams fetch up to change the fish assemblage actually result disappearing of rheophilic species.

Bevezetés

A Hernád hazánk egyik legkülönlegesebb vízfolyása, mely a szlovákiai Király-hegységből ered. Valódi folyónak azonban csak Hernádfőttől (Vikartovce), a mellékágak egyesülését követően tekintjük, amely végül Sajóhídvégnél torkollik a Sajóba. Arculata szabályozatlanságának köszönhetően napjainkban is folyamatosan változik, viszonylag nagy vízgyűjtő területén számtalan mellékvízfolyás található (Pécsi 1969, Lászlóffy 1982, Kozma & Puskás 2012, Kozma 2015). A főfolyót tápláló mellékvizek zöme az Északi-középhegységből (Zempléni-hegység, Cserhát) ered, a főfolyóba történő torkollásukig többféle halas szinttájnak is megfeleltethető szakaszt különíthetünk el rajtuk (Hoitsy 1994, Frisnyák & Gál 2011).

Az antropogén tevékenységek jelentős mértékben hatnak a vízi ökoszisztémákra. Az élőhelyek átalakítása, fragmentálódása, végső esetben teljes eltűnése, továbbá a víz fizikai és kémiai paramétereinek változása erőteljes hatást gyakorolnak a vízi élővilágra (Halasi-Kovács et al. 2014, Fazekas et al. 2016a). Az ember általi átalakítások, továbbá a társadalmi vízigény kielégítésével járó beavatkozások a Hernád mellékvizein is érzékelhetők. Számos esetben megfigyelhetünk hosszabb, egyenes mederszakaszokat, amelyek a hidrotechnikai beavatkozások következtében jöttek létre, homogenitásuk miatt azonban nem nyújtanak változatos élőhelyeket az élőlények számára (Harka 1995, Harka & Szepesi 2009). A vízfolyások többségét vízvezetési céllal, szennyezett és tisztított szennyvizek levezetésére, továbbá öntözési és halászati igények kielégítésére használják (Hoitsy 1996, Harka & Szepesi 2009). Számos esetben különböző szennyezőanyagokat

(pl. sókat, nehézfémeket) tartalmazó, olykor határon túlról érkező ipari eredetű szennyvizek levezetésére használják őket, azonban ezen szennyezőanyagokat az itt élő fajok csak egy bizonyos mértékig képesek tolerálni, illetve akkumulálni, így hosszú távon akár az itt előforduló és a környezeti tényezők változásaira igen érzékeny fajokból álló halközösségek átalakulását, egyes fajok eltűnését is eredményezhetik (Hoitsy 1996, Nyeste et al. 2019a, Stoyanova et al. 2020). A mezőgazdaságból, illetve haltenyésztésből származó vízigények biztosítása érdekében víztározókat, völgyzárógátákat építettek a vízfolyásokra (Bodó 2009, Frisnyák & Gál 2011), mely keresztzárások negatív hatást gyakorolhatnak az itt élő reofil faunaelemekre (Fazekas et al. 2016b, Nyeste et al. 2016). A duzzasztásból eredendően megváltozott környezeti körülmények, továbbá a nem körültekintően végzett haltelepítések és haltenyésztések nagymértékben hozzájárulhatnak az adventív (idegenhonos) halfajok térnyeréséhez, ember általi behurcolásához, mely szintén hatást gyakorolhat az őshonos faunaelemekre, így pl. a fokozottan védett kárpáti márnára (Bodó 2009, Antal et al. 2016, Nyeste et al. 2018).

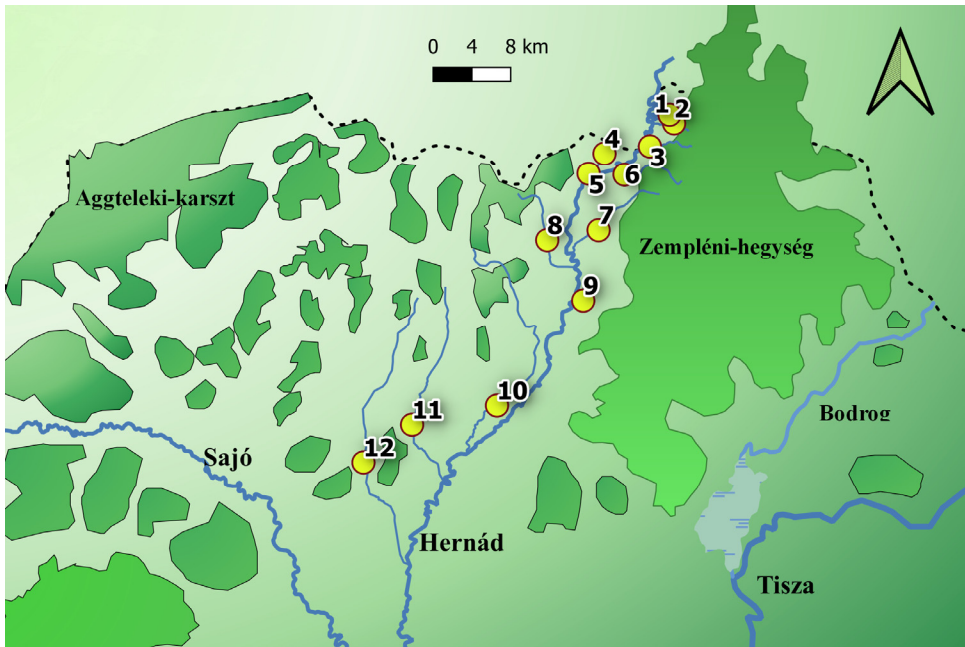
A felszíni vizek ökológiai állapotának változása egyes élőlénycsoportok – köztük a halak – időszakos monitorozásával nyomon követhető, a pontos állapotértékeléshez elvégezhető a faunaelemek természetvédelmi státuszának összegzése, továbbá a vizsgált víztestek fajösszetétel alapján történő ökológiai állapotértékelése (Fazekas et al. 2016a, Sály & Erős 2016).

Szepesi és munkatársai (2015) egy korábbi halfaunisztikai felmérés keretében friss adatokat szolgáltatottak a Hernád halfaunájának összetételét illetően. Ez a közlemény azonban csak a főfolyó halairól számol be, a mellékvízfolyások halfaunájáról viszonylag kevés és egy évtizednél régebbi információ áll rendelkezésünkre (Harka & Szepesi 2009a), ezért jelen munkánk során a Hernád menti kisvízfolyások halfaunájának összetételét és halalapú ökológiai állapotértékelését tűztük ki célul.

Anyag és módszer

Mintavételeinket 2019 őszén az Európai Unió Víz Keretirányelve (EU VKI) halak élőlénycsoportra vonatkozó protokolljának megfelelően végeztük el (Erős et al. 2015). A mintavételi szakaszok hossza 150 m volt, a faunisztikai vizsgálatot gázolva, folyásiránnyal szemben hajtottuk végre. Mintavételi pontjainkat a Hernád 12 mellékvízfolyásának egy-egy szakaszán jelöltük ki (1. ábra, 1. táblázat), a főfolyótól legalább 1 km távolságban, a torkolati hatás elkerülése végett (Czeglédi et al. 2016). Hogy elkerüljük a vízfolyások antropogén hatásokkal leginkább terhelt szakaszait, így a mintavételeinket a lehetőségekhez mérten lakott területen kívül igyekeztünk elvégezni. A vizsgálat során egy német gyártmányú Hans Grassl IG200/2 típusú, akkumulátoros, pulzáló egyenárammal működő kutatói halászgép segítségével mértük fel a vízfolyások halfauna-összetételét.

Az általunk vizsgált vízfolyások természetvédelmi szempontú értékelése során az abszolút (T_A), illetve a relatív (T_R) természetvédelmi érték indexpárt alkalmaztuk (Guti et al. 2014), ezen indexek kiszámításához pedig a TAR szoftvert használtuk (Antal et al. 2015). A vízfolyások ökológiai állapotértékeléséhez a ritka fajokra érzékeny Shannon- (H), a gyakori fajokra érzékeny Simpson- (C) és a legdominánsabb faj relatív abundanciáját figyelembe vevő Berger–Parker-féle (D) diverzitási indexekkel dolgoztunk (3. táblázat) (Tóthmérész 2011), továbbá a Magyar Multimetrikus Halindexet (HMMFI) mint halalapú állapotminősítő rendszert alkalmaztuk (Sály & Erős 2016). A víztestek halközösségen alapuló hasonlóságát klaszteranalízis segítségével vizsgáltuk, melyhez hasonlósági indexként a fajok dominanciáját is figyelembe vevő Morisita-indexet választottuk (Molnár 2008). A diverzitási indexek kiszámításához, valamint a klaszteranalízishez a Past 3.03 programot használtuk (Hammer et al. 2001). A halak nevezékτανát illetően Harka 2011 és a FishBase.org (Froese & Pauly 2019) volt irányadó.



1. ábra. A Hernád völgyének térképe a folyó mellékvízfolyásain kijelölt mintavételi pontokkal. A mintavételi helyek sorszámaikat az 1. táblázat mutatja

Fig.1. Map of the Water Basin of River Hernád and the sampling sites on the tributaries of the River Hernád. The numbers of sampling sites are presented according to Table 1

1. táblázat. A Hernád mellékvízfolyásain kijelölt mintavételi helyek földrajzi lokalizációi
Table 1. Geographical localisation of sampling sites on the tributaries of the river Hernád

Kód	Vízfolyás	Település	EOV Y	EOV X	Y WGS'84	X WGS'84
1	Balázs-árok	Felsőkéked	819602	359312	N48° 33' 16,19"	E21° 20' 40,80"
2	Lapis-patak	Kéked	819166	358293	N48° 32' 43,65"	E21° 20' 18,09"
3	Hasdát-patak (Hostád-patak)	Abaújvár	818016	356430	N48° 31' 44,46"	E21° 19' 19,43"
4	Szártos-patak	Tornyosnémeti	812822	354817	N48° 30' 57,08"	E21° 15' 4,20"
5	Perényi-patak	Hidasnémeti	810425	353301	N48° 30' 10,22"	E21° 13' 5,40"
6	Csenkő-patak	Zsujta	815141	352619	N48° 29' 43,85"	E21° 16' 54,05"
7	Gönci-patak	Göncruszka	812523	348303	N48° 27' 26,62"	E21° 14' 40,71"
8	Garadna	Hernádvécse	807023	345941	N48° 26' 15,11"	E21° 10' 10,05"
9	Vilmány-patak	Vizsoly	810386	340373	N48° 23' 11,97"	E21° 12' 46,08"
10	Bélus-patak	Hernádszentandrás	801031	329650	N48° 17' 33,10"	E21° 4' 58,04"
11	Vasonca	Kázmárk	793280	326947	N48° 16' 12,01"	E20° 58' 38,93"
12	Vadász-patak	Alsóvadász	788322	323989	N48° 14' 40,16"	E20° 54' 35,18"

Eredmények és értékelés

A mintavételek során összesen 20 halfaj 1240 egyedét azonosítottuk (2. táblázat), melyek a határozást követően sértetlenül visszakerültek élőhelyükre. A tervezett 12 mintavételből csupán 9-et sikerült elvégeznünk, 3 mintavételi ponton (Balázs-árok,

Perényi-patak, Vilmány-patak) a vízfolyások kiszáradását tapasztaltuk. Az általunk kimutatott, javarészt reofil halfajok közel fele (45%) természetvédelmi oltalom alatt áll, míg az adventív faunaelemek a halfauna mindössze 15%-át tették ki. A mintavételi eredmények alapján a vizsgált vízfolyások halfauna-összetétele meglehetősen változatos. Bizonyos esetekben a halfaunát mindössze egy faj alkotta, pl. a kövicsík (*Barbatula barbatula*) a Lapis-és a Hasdát-patak esetén, vagy csupán néhány faj került elő, mint például a Garadna-patakban.

2. táblázat. A Hernád menti kisvízfolyások halközösségének összetétele
Table 2. The construction of fish assemblage of the tributaries of river Hernád

Tudományos név Scientific name	Balásze-árok	Lapis-patak	Hasdát-patak	Szártos-patak	Csenkő-patak	Perényi-patak	Gönci-patak	Garadna	Vilmány-patak	Bélus-patak	Vasonca	Vadász-patak
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	-	-	-	20	1	-	23	-	-	-	-	-
<i>Alburnus alburnus</i>	-	-	-	13	-	-	-	-	-	-	2	-
<i>Barbatula barbatula</i>	-	1	35	-	4	-	83	38	-	-	51	12
<i>Barbus barbatus</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Barbus carpathicus</i>*	-	-	-	-	9	-	43	-	-	-	-	-
<i>Carassius gibelio</i> ▲	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cobitis elongatoides</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	7	3
<i>Esox lucius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	-	-
<i>Gobio carpathicus</i>	-	-	-	7	9	-	17	42	-	-	12	3
<i>Lepomis gibbosus</i> ▲	-	-	-	-	-	-	3	-	-	2	-	-
<i>Leuciscus leuciscus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-
<i>Perca fluviatilis</i>	-	-	-	2	-	-	-	-	-	2	-	-
<i>Phoxinus phoxinus</i>	-	-	-	-	-	-	197	-	-	-	-	-
<i>Pseudorasbora parva</i> ▲	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhodeus amarus</i>	-	-	-	16	11	-	34	-	-	13	92	147
<i>Romanogobio albipinnatus</i>	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rutilus rutilus</i>	-	-	-	17	-	-	-	-	-	40	-	-
<i>Salmo trutta</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Squalius cephalus</i>	-	-	-	43	2	-	91	48	-	2	10	2
<i>Tinca tinca</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Egyedszám/N of species	-	1	35	126	37	-	492	128	-	80	174	167
Fajszám/N of specimens	-	1	1	10	7	-	9	3	-	9	6	5

Az idegenhonos fajokat ▲, a védett faunaelemeket félkövér betűk, a fokozottan védett fajokat pedig félkövér betűk jelzik csillaggal * kiegészítve. A kiszáradt mintavételi szakaszokat áthúzással jelöltük.

The invasive species were marked with ▲, the species protected by natural conservation marked with bold letters, the strictly protected species marked with bold letters completed with star *. Dried out running waters were crossed off.

Mind faj- mind pedig egyedszám tekintetében a Szártos- (10 faj 126 egyede) és a Gönci-patak (9 faj 492 egyede) halfaunája tekinthető a legkiemelkedőbbnek. Utóbbiról érdemes megjegyezni, hogy halközösségét javarészt természetvédelmi szempontból értékes reofil halfajok alkották, mint pl. a fokozottan védett kárpáti márna (*Barbus carpathicus*), valamint a védett sujtásos kűsz (*Alburnoides bipunctatus*), a kövicsík, valamint a fűrge csele (*Phoxinus phoxinus*) (1. kép).

Utóbbi faj a halfauna mintegy 40%-át alkotta. Vízáramlásigény szempontjából a Bélus-patak, illetve a Vasonca halfaunája bizonyult a legváltozatosabbaknak. Egyaránt megtalálható volt bennük a stagnofil körülményeket kedvelő csuka (*Esox lucius*) és compó (*Tinca tinca*), valamint az áramló vizeket kedvelő domolykó (*Squalius cephalus*) és a természetvédelmi oltalom alatt álló nyüldomolykó (*Leuciscus leuciscus*) is. Az idegenhonos halfajokot illetően a vízfolyások helyzete kedvező. A 12 helyszínen mindössze három adventív halfaj, összesen nyolc egyedét azonosítottuk a mintavételek során (2. táblázat).



2. ábra. Fűrge csellék a Gönci-patakból (Bodnár Bettina felvétele)
Fig. 2. Eurasian minnows from the Gönci brook (Photo: Bettina Bodnár)

A kapott értékek a Lapis-, illetve a Hasdát-patak esetében jól mutatják, hogy mivel halfaunájukat csupán egy halfaj (kövicsík) alkotta, ebből adódóan nem beszélhetünk halfaunájuk diverzitásáról. A többi vízfolyás esetén többségében viszonylag magas diverzitás mutatkozik az eredmények alapján, azonban ezen eredmények értékelésénél figyelembe kell vennünk, hogy a hegy- és dombvidéki kisvízfolyások halközösségét rendszerint csupán néhány faunaelem alkotja, s a látszólagos ún. pszeudodiverzitást gyakorta generalista, vagy akár idegenhonos, inváziós fajok megjelenése is okozhatja (Halasi-Kovács & Tóthmérész 2011, Sály & Erős 2016; Nyeste et al. 2017, 2019).

A halalapú ökológiai állapotértékelés (HMMFI) során a vizsgált víztestek néhány kivételtől eltekintve a jó minősítést érték el, ami egyrészt a reofil faunaelemek gazdagságával, másrészt pedig az idegenhonos fajok alacsony számával magyarázható. Fontos kiemelni, hogy a Lapis- és a Hasdát-patakok a minősítés során a gyenge kategóriába sorolódtak.

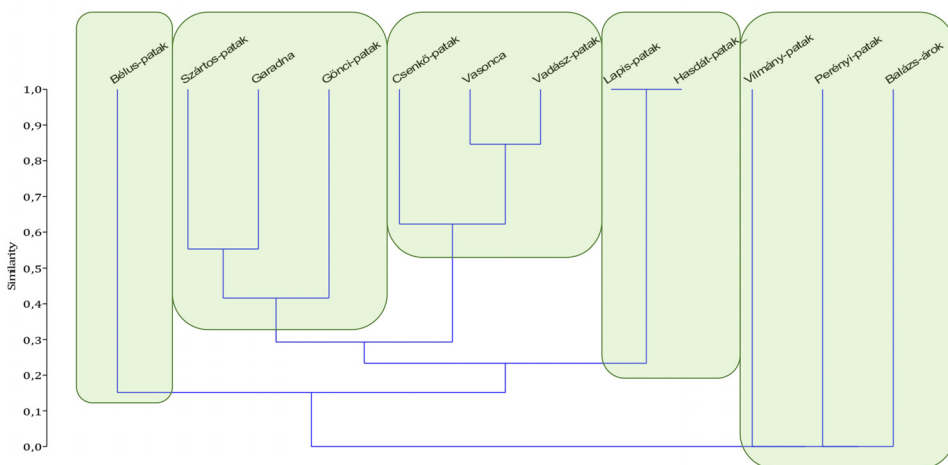
3. táblázat. A mintavételi helyszínek diverzitási értékei és halalapú ökológiai állapota
Table 3. Diversity indices and ecological assessment of the sampling sites based on fish

Diverzitási indexek és a halalapú állapotminősítő rendszer <i>Diversity indices and ecological assessment based on fish</i>	Lapis-patak	Hasdát-patak	Szártos-patak	Csenkő-patak	Gönci-patak	Garadna	Bélaus-patak	Vasonca	Vadász-patak
(T _A)	2	2	13	11	17	5	12	9	8
(T _R)	2	2	1,3	1,571	1,889	1,667	1,333	1,5	1,6
(H)	0	0	1,884	1,642	1,68	1,094	1,57	1,226	0,4989
(C)	0	0	0,8081	0,7772	0,7612	0,6636	0,6969	0,6247	0,2192
(D)	1	1	0,3413	0,2973	0,4004	0,375	0,5	0,5287	0,8802
HMMFI	27	27	36	38	39	38	35	39	39
EQR	0,357	0,357	0,621	0,75	0,786	0,69	0,586	0,724	0,724
EQC	gyenge <i>poor</i>	gyenge <i>poor</i>	jó <i>good</i>	jó <i>good</i>	jó <i>good</i>	jó <i>good</i>	mérsékelt <i>moderate</i>	jó <i>good</i>	jó <i>good</i>

Rövidítések: T_A (abszolút természetvédelmi érték), T_R (relatív természetvédelmi érték), H (Shannon-diverzitás), C (Simpson-diverzitás), D (Berger–Parker-deiverzitás)
Abbreviation: T_A (absolute conservation values), T_R (relative conservation values), H (Shannon-diversity), C (Simpson-diversity), D (Berger–Parker-diversity)

Ennek oka vélhetően abban rejlik, hogy a minősítés funkcionális csoportok alapján történik, azonban az egyetlen fajból álló halközösségek ebben az esetben nem lesznek irányadók az állapotértékelés során. A mérsékelt kategóriába sorolt Bélus-patak halfaunája bár diverznek tekinthető az eredmények alapján, azonban ökológiai állapotát egyrészt a jelen lévő inváziós fajok, mint pl. a naphal (*Lepomis gibbosus*), másrészt az itt előforduló nem reofil faunaelemek, pl. csuka, compó valamelyest lerontják.

Az egyes mintavételi szakaszok, így a vizsgált víztestek halközösségeinek hasonlóságát klaszteranalízis segítségével tanulmányoztuk (2. ábrán). Az elemzés során teljes mértékben elkülönültek azok a mintavételi pontok, amelyek a vizsgálat idején ki voltak száradva (Balázs-árok, Perényi-patak, Vilmány-patak), így faunisztikai adatok hiányában nem képezik az összehasonlíthatóság tárgyát a többi vizsgált mintavételi ponttal. Közös klaszterbe sorolódott a Lapis-, valamint a Hasdát-patak, mely a vízfolyások fajszegény halfaunájával magyarázható. Egyetlen faunaelemük a védett kövicsík volt. Szintén közös csoportot alkotott az elemzés során a Csenkő-patak, a Vasonca és a Vadász-patak. Fajkészletük gazdagabbnak bizonyult a korábbiakban tárgyalt vízfolyásokéhoz képest, a fajkészlet zömében reofil, természetvédelmi oltalom alatt álló fajokból tevődik össze – pl. kövicsík, tiszai küllő (*Gobio carpathicus*), kárpáti márna, szivárványos ökle (*Rhodeus amarus*). Változatos, viszonylag sokféle fajból álló halközösségük révén azonos csoportba került a Szártos-, a Garadna- és a Gönci-patak az elemzés során. Külön kiemelendő, hogy ezen vízfolyásokban rendkívül nagy egyedszámban fordultak elő a reofil, természetvédelmi szempontból értékes fajok, mint pl. a fúrge cselle, illetve a kárpáti márna. A Bélus-patak külön klasztert képezett a vizsgálat során. A korábbi víztestekkel ellentétben itt már a stagnofil fajok (pl. csuka, compó, bodorka – *Rutilus rutilus*) dominanciája volt megfigyelhető mind a mintavételek, mind pedig az elemzés során. A nyúldomolykót, mint áramlásokkedvelő faunaelemet csupán ebből a vízfolyásból sikerült azonosítanunk. Az idegenhonos halfajok (ezüstkárász – *Carassius gibelio*, naphal – *Lepomis gibbosus*, razbóra – *Pseudorasbora parva*) alacsony faj- és egyedszáma nem volt nagy hatással a mintavételi szakaszok azonos klaszterbe történő sorolására.



3. ábra: A Hernád mellékvízfolyásainak halfauna alapján történő összehasonlítása klaszteranalízis segítségével
Fig. 3. Comparative clusteranalyse of the tributaries of River Hernád based on fishes

Összegzés

Az ökológiai minősítés szempontjából elmondható, hogy a hegy- és a dombvidéki kisvízfolyások állapotértékelése egy viszonylag komplex feladatnak tekinthető. Mint ahogyan azt az általunk vizsgált vízfolyások esetében is tapasztaltuk, az itt található halközösségeket olykor néhány, bizonyos esetekben csak egy adott faj alkotja, továbbá az itt

található fajok zöme érzékeny környezetének megváltozására. A diverzitási indexek eredményeit jelen típusú vízfolyások esetében fenntartásokkal javasolt kezelni. A kevés faunaelemből álló halközösségek nem tudnak értékelhető képet adni a vizsgált vízfolyás ökológiai állapotáról. További problémát jelent, hogy az állapotértékelés folyamata során az értékelést funkcionális csoportok alapján végezzük el, melyekben a természetvédelmi kategóriák nem kapnak kellő hangsúlyt, csupán az adott faj őshonosságát-idegenhonosságát veszik figyelembe. A természetvédelmi szempontú értékelés során megállapítható, hogy ezen halközösségeket természetvédelmi szempontból igen értékes halfajok is alkotják, így kiemelten fontos nem csak a fajok, de élőhelyük védelme is. Az általunk vizsgált víztestek az ökológiai állapotértékelés során a legtöbb esetben a „jó” minősítést érték el, melyet az itt élő és adott esetben nagy egyedszámban előforduló reofil faunaelemek is hűen tükröznek. Mindezek jelzik azt, hogy a Hernád-menti kisvízfolyások értékes halállománnyal rendelkeznek. Fontos azonban felhívni a figyelmet a hegy- és dombvidéki kisvízfolyások halközösségeinek sérülékenységre, hiszen a jelen lévő és erőteljesnek mondható antropogén hatások a közösségek gyors átalakulását, legvégső esetben a környezeti tényezők változására rendkívül érzékeny fajok eltűnését is eredményezhetik. Mindehhez hozzájárulnak a klímaváltozás következtében egyre jellemzőbb száraz periódusok, melyek a Hernád-mente példáján jól mutatják azt, hogy a kiszáradásoknak nemcsak az alföldi, de a dombvidéki, sőt a középhegységi kisvízfolyásaink is ki vannak téve.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnénk köszönetet mondani dr. Antal László egyetemi adjunktusnak és Nyeste Krisztián PhD-hallgatónak, továbbá Farkas György Bence, Pádár Patrik, Nurfatin Zulklipl egyetemi hallgatónak a terepi mintavételekben nyújtott nélkülözhetetlen segítségükért. Köszönjük továbbá a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar Hidrobiológiai Tanszékének, hogy vizsgálatunkhoz lehetővé tette a tanszéki infrastruktúra használatát. Somogyi Dórát az Emberi Erőforrások Minisztériuma ÚNKP-20-3 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programja támogatta.

Irodalom

- Antal L., Harka Á., Sallai Z., Guti G. (2015): TAR: A halfauna természetvédelmi értékelésére használható szoftver. *Pisces Hungarici* 9: 71–72.
- Antal L., László B., Kotlík P., Mozsár A., Czeglédi I., Oldal M., Kemenesi G., Jakab F., Nagy S.A. (2016): Phylogenetic evidence for a new species of *Barbus* in the Danube River basin. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 96: 187–194.
- Bodó A. (2009): A Szinva- és a Garadna-patak ökológiai állapota makrozoobenton alapján 2005-2006 között. *Hidrológiai közlöny* 89/6: 94–96.
- Czeglédi I., Sály P., Takács P., Dolezsa A., Nagy S. A., Erős T. (2016): A térbeli pozíció és az élőhelyszerkezet szerepe halegyüttesek szerveződésében kisvízfolyások torkolati szakaszán. *Pisces Hungarici* 8: 43–50.
- Erős T., Szalóky Z., Sály P. (2015): *Módszertani útmutató a halak élőlénycsoport VKI szerinti gyűjtéséhez és a felszíni vízfolyások halak alapján történő ökológiai állapotminősítéshez*. MTA Ökológiai Kutatóközpont, Tihany, pp. 36.
- Fazekas D., Sólyom N., Nyeste K., Antal L. (2016b): Antropogén beavatkozások hatása az Öreg-Túr halfaunájára. *Pisces Hungarici* 10: 51–56.
- Fazekas G., Abonyi T., Nyeste K., Antal L. (2016a): A Sajó menti kisvízfolyások halfaunájának természetvédelmi és ökológiai értékelése. *Pisces Hungarici* 10: 63–70.
- Frisnyák S., Gál A. (szerk.) (2011): *A magyarországi Hernád-völgy. Földrajzi tanulmányok*. – Nyíregyházi Főiskola, Nyíregyháza, 276 pp.
- Froese, R., Pauly, D. (EDS.) (2019): FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (08/2019).
- Guti, G., Sallai, Z., Harka, Á. (2014): A magyarországi halfajok természetvédelmi státusza és a halfauna természetvédelmi értékelése. *Pisces Hungarici* 8: 19–28.
- Halasi-Kovács B., Papp G., Posta T., Nyeste K. (2014): A bodorka (*Rutilus rutilus*), a karikakeszeg (*Blicca bjoerkna*) és a dévérkeszeg (*Abramis brama*) populációinak ökológiai státusza és növekedése a Tiszában. *Pisces Hungarici* 8: 89–96.
- Halasi-Kovács B., Tóthmérész B. (2011): A hazai vízfolyások halegyütteseken alapuló és a víz keretirányelv előírásainak megfelelő ökológiai minősítési rendszere. *Acta Biologica Debrecina, Supplementum Oecologica Hungarica* 25: 77–100.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., Ryan, P. D. (2001): PAST: Paleontological statistics software package for education data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4/1: 9.

- Harka Á. (1995): Adatok a Kraszna halfaunájáról. *Halászat* 88/2: 62–63.
- Harka Á. (2011): Tudományos halnevek a magyar szakirodalomban. *Halászat* 104/3–4: 99–103.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2009a): A Hernád jobb oldali mellékvízfolyásainak halfaunisztikai vizsgálata. – *Pisces Hungarici* 3: 167–173.
- Hoitsy Gy. (1994): A Zempléni-hegység vízrendszereinek halfaunisztikai felmérése. *Halászat* 87: 156–159.
- Hoitsy Gy. (1996): Adatok a Hernád folyó halfaunájáról 1995–96. In: Váradiné Kintzly Á. (szerk.): *XIX. Halászati Tudományos Tanácskozás. Szarvas, 1995. május 17–18.* – HAKI, Szarvas, p. 143–149.
- Kozma K. (2015): *A csapadék, a vízjárás és a mederfejlődés összefüggései a Hernád mentén, különös tekintettel az Alsódobsza - Gesztely közötti szakaszra.* Doktori értekezés. Debreceni Egyetem TTK., Debrecen, 132 pp.
- Kozma K., Puskás J. (2012): Természeti és antropogén tényezők hatása a Hernád folyó mederváltozására. In: Fejes Lászlóné Utasi A., Vincze-Csoma V. (szerk.): *VIII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia. 2012. április 18–21.* – Veszprém. Göttinger K., Veszprém, p. 188–193.
- Lászlóffy W. (1982): *A Tisza. Vízi munkálatok és vízgazdálkodás a tiszai vízrendszerekben.* Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 610.
- Molnár L. (2008): A korrespondencia-elemzés (CA) elmélete és gyakorlata. *microCAD 2008 International Scientific Conference, Miskolci Egyetem. Q szekció: Kihívások a gazdaságban* 137–143.
- Nyeste K., Dobrocsi P., Czédli I., Czédli H., Harangi S., Baranyai E., Simon E., Nagy S.A., Antal L. (2019a): Age and diet-specific trace element accumulation patterns in different tissues of chub (*Squalius cephalus*): Juveniles are useful bioindicators of recent pollution. *Ecological Indicators* 101: 1–10.
- Nyeste K., Dobronoki D., Molnár J. (2017): A Nagykunsági-főcsatorna kezdeti szakaszának halai. *Halászat* 110/1: 14.
- Nyeste K., Fazekas D., Sólyom N., Antal L. (2016): Reofil fajok menedéke az Öreg-Túrban. *Halászat* 109/4: 12.
- Nyeste K., Gyöngy M., Antal L. (2018): A feketeszájú géb [*Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814)] terjedése a Tisza vízgyűjtőjén. *Pisces Hungarici* 12: 53–56.
- Nyeste K., Héjja M. K., Abonyi T., Simon Sz., Nagy S. A., Antal L. (2019b): A Nagykunsági-főcsatorna halfaunája és halközösség-alapú ökológiai állapotminősítése. *Pisces Hungarici* 13: 65–74.
- Pécsi M. (ed.) (1969): *A tiszai Alföld. Magyarország tájféldrajza 2.* Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 381.
- Sály P. and Erős T. 2016. Vízfolyások ökológiai állapotminősítése halakkal: minősítési indexek kidolgozása. *Pisces Hungarici* 10: 15–45.
- Stoyanova S., Nyeste K., Georgieva E., Uchikov P., Velcheva I., Yancheva, V. (2020): Toxicological impact of a neonicotinoid insecticide and an organophosphorus fungicide on bighead carp, *Hypophthalmichthys nobilis* (Richardson, 1845) gills: A comparative study. *North-Western Journal of Zoology* 16 (1): e191401
- Szepesi Zs., Csipkés R., Hajdú, J., Györe K., Harka Á. (2015): A Hernád/Hornád halfaunája és a folyó halközösségeinek térbeli mintázata. *Pisces Hungarici* 9: 31–38.
- Tóthmérész B. (2011): *Diverzitás és mérése.* Debreceni Egyetemi Kiadó, 131 pp.

Authors:

Dóra SOMOGYI (s.dora9611@gmail.com), Bettina BODNÁR



A Rakamazi-Nagy-morotva halközösségének vizsgálata eltérő mintavételi protokollok alapján

Investigation of the fish fauna of Rakamazi-Nagy-morotva with different sampling protocols

Tóth R. ¹, Bíró Zs. ¹, Farkas Gy. B. ¹, Zulkipli N. ¹, Somogyi D. ^{1,2}, Antal L. ¹, Nyeste K. ^{1,2}

¹ Debreceni Egyetem TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen

² Debreceni Egyetem, Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola

Kulcsszavak: EU VKI, NBmR, Shannon-diverzitás, faj

Keywords: EU WFD, NBmS, Shannon index, species

Abstract

There is not any proper method to examine and evaluate the ecological status of Hungarian standing waters with using fish data. For theoretically purpose we decided to use two methods of sampling and we investigated the fish fauna of Rakamaz oxbow lake in 2019. The first selected method was based on the National Biodiversity-monitoring System. We sampled a 300 m long section with a battery-powered electric fishing device (Hans Grassl IG200/b). The second method was according to the European Water Framework Directive for fish examination. We sampled a 500 m long section with a powerful, aggregator-powered electric fishing device (Hans Grassl EL 64/II GI). We sampled the two side of the oxbow lake at Tiszanagyfalu and Rakamaz, respectively. As the results shows, there are notable differences between the sampling methods, the sampling sites and the seasons, respectively. The two different type of protocol together can produce better results in order to examine the fish fauna and evaluate of the ecological status of a wetlands.

Bevezetés

A Magyarországon fellelhető több mint 200 holtmeder – mint fontos vizes élőhely – változatos életteret nyújt a vízi élőlények, köztük a halak számára. A holtmedrek keletkezése kétféleképpen történhet: folyószabályozás (medervágás) révén vagy az anyafolyóról természetes úton történő lefűződéssel. Utóbbi módon keletkezett a Tiszanagyfalu és Rakamaz közigazgatási területéhez tartozó Nagy-morotva, amely a Tiszának egy természetes lefűződése (Pálfi 2002). Hossza 4,4 km, átlagos szélessége 205 m, átlagos vízmélysége 180 cm, területe pedig 105 ha (Pálfi 2001).

A Tiszával közvetlen kapcsolata volt mindaddig, míg az 1970-es években meg nem épült a tiszanagyfalui zsilip, emiatt vízutánpótlása mára csak időszakos. A műtárgynak köszönhetően a korábbi évekhez képest mintegy egy méterrel magasabb vízszintet lehetett tartani a Nagy-morotvában, és ez a különbség tette lehetővé a mezőgazdasági öntözés fejlesztését.

Az 1980-as évekig szinte mindig volt olyan árvíz, amely a nyári gáton átbukva átöblítette a morotvát, azonban 1983 óta a Tisza ezen szakaszát a nagyobb árhullámok rendre elkerülték, ezért a holtmeder feltöltése, vízcseréje, illetve frissítése csak részlegesen történhet meg. Az alkalmilag történő vízcseré miatt felgyorsultak az elöregedési, a szukcessziós folyamatok, amelyek gyakorta jelentős hatással bírnak az élővilágra, köztük a halakra is (Antal et al. 2011).

Halaink a különböző környezeti hatásokkal szemben eltérő tűrőképességgel rendelkeznek, ezáltal egyes fajoknak a jelenléte (és tömegessége) vagy esetleges hiánya fontos információs értékkel bír, többek között ilyen lehet a vízterek állapotának megváltozása is (Erős et al. 2015). A Nagy-morotva halfaunáját utoljára 2010-ben vizsgálták

(Antal et al. 2011), ezért az elmúlt egy évtized során az ökológiai állapotban bekövetkezett változások felmérése időszerű volt. Ugyanakkor az állóvizekre azok nagy száma és sokfélesége miatt nincsenek kiforrott halalapú ökológiai minősítő rendszerek, ökológiai állapotukat gyakorta fajlisták, diverzitási mutatók és szakértői becslés alapján állapítják meg (Halasi-Kovács & Tóthmérész 2011, Erős et al. 2015, Sály & Erős 2016, Sallai et al. 2019).

Jelen vizsgálatunkban a Közép-Tisza vidékéhez tartozó Rakamazi-Nagy-morotván végeztük el a halfauna felmérését, és egyrészt szakértői becslés, természeti értékesség és diverzitási mutatók, másrészt kísérletes célból a vízfolyásokra használt minősítési rendszerek alapján próbáltuk meghatározni a víztér ökológiai állapotát.

Anyag és módszer

A vizsgálatunkat a Közép-Tisza vidékén elterülő Rakamazi-Nagy-morotván hajtottuk végre, összesen két alkalommal: 2019. június 14-én, illetve 2019. október 30-án. A vizsgálatokat két lépcsőben végeztük. A két mintavételi hely GPS geokoordinátái: Rakamaz: N48,120342; E21,457421 Tiszanagyfalu: N48,094537; E21,461393.

Az első lépcsőben a mintavételt a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) protokolljában (Sallai et al. 2008, 2019) a Lake1 kategóriára meghatározott 3x100 m mintahosszon végeztük el. Mintavételi eszközként ekkor egy német gyártmányú, Hans Grassl IG200/b típusú, akkumulátorral üzemelő, pulzáló egyenárammal működő kutatói elektromos halászgép (továbbiakban „kisgép”) szolgált (1. táblázat).

A második lépcsőben a mintavételt az Európai Unió Víz Keretirányelve halak élőlénycsoport vizsgálatára vonatkozó protokollja (Erős et al. 2015) alapján a síkvidéki folyókra meghatározott 500 m mintahosszon végeztük. Mintavételi eszközként ekkor egy nagyobb teljesítményű, szintén német gyártmányú, Hans Grassl EL 64/II GI típusú, aggregátorral üzemelő, egyenárammal működő kutatói elektromos halászgépet (továbbiakban „nagygép”), használtunk (1. táblázat). Hangsúlyozzuk, hogy ezt a módszert jelen vizsgálatban kísérletes jelleggel próbáltuk ki egy állóvíz esetén. Ebben az esetben a holtmederre funkcionálisan egy hajdani Tisza-szakaszként, mint egy erősen duzzasztott folyószakaszra tekintettünk, hogy a halalapú állapotértékelést el tudjuk végezni.

1. táblázat. Mintavételi helyszínek a Rakamazi-Nagy-morotván
(koordináták: Rakamaz: N48,120342, E21,457421; Tiszanagyfalu: N48,094537, E21,461393)
Table 1. Sampling sites on the Rakamazi-Nagy-morotva
(coordinates: Rakamaz: N48.120342, E21.457421; Tiszanagyfalu: N48.094537, E21.461393)

A mintavételi egység kódja/ Code of the sampling unit	A halászgép típusa/Type of the electrofishing equipment	Időpont/Date	Település/Place
RAK1	Hans Grassl IG200/b	2019.06.14	Rakamaz
RAK2	Hans Grassl EL 64/II GI	2019.06.14	Rakamaz
TNF1	Hans Grassl IG200/b	2019.06.14	Tiszanagyfalu
TNF2	Hans Grassl EL 64/II GI	2019.06.14	Tiszanagyfalu
RAK3	Hans Grassl IG200/b	2019.10.30	Rakamaz
RAK4	Hans Grassl EL 64/II GI	2019.10.30	Rakamaz
TNF3	Hans Grassl IG200/b	2019.10.30	Tiszanagyfalu
TNF4	Hans Grassl EL 64/II GI	2019.10.30	Tiszanagyfalu

A holtmeder vízutánpótlása egyedi módon van megoldva. A tisznanagyfalui végén ugyanis egy zsilipen át szivattyú segítségével lehet a folyásiránnyal ellentétesen vizet juttatni a holtmederbe (URL1). Így mindössze szivattyú működtetése révén jut friss víz a Nagy-morotvába, továbbá akkor, ha kellően nagy áradás éri a Tiszát, ugyanis a tokaji vízmérce

szerinti 700 cm vízállás felett már a víz a nyári gáton átbukva átöblíti a holtmedret (URL1). A sajátos vízutánpótlás mellé adódik az is, hogy a holtmeder körülbelül középső részén található egy vízkivételi mű, melyen keresztül a környéki mezőgazdasági területek öntözővizét nyerik (URL1). A klímaváltozás és a fokozódó száraz periódusok miatt a Kárpát-medencében általánosan is megnövekedett az öntözővíz iránti igény (Nagy et al. 2019), ami a Nagy-morotva esetén is kifejezett. Az utóbbi időkben a fokozódó öntözés miatt gyakorta jellemzi alacsony vízszint a medret, a frissen betáplált vízből pedig kevés jut el a rakamazi oldalra. Ebből adódóan a holtmeder két vége teljesen eltérő habitusú életteret nyújt az élőlények számára, emiatt a mintavételünket a holtmeder mindkét végén elvégeztük (1. táblázat).

A mintázott szakaszok hosszát Garmin típusú GPS-berendezéssel mértük. Az elektromos áram hatására elkáult halakat a helyszínen meghatároztuk, Harka és Sallai (2004) munkája alapján. A halak nevezéktanában a FishBase adatbázisa (Froese & Pauly 2019), valamint Harka (2011) munkája volt irányadó. Az előkerült fajokat és azok egyedszámát diktafon segítségével rögzítettük, majd ezeket az adatokat a Microsoft Excel 2013 programmal táblázatokba rendeztük. A felmérés során fogott halakat a helyszínen visszaengedtük.

A mintavételi helyszínek ökológiai állapotának kifejezésére a Shannon–Wiener-féle diverzitásindexet (H), valamint a Magyar Multimetrikus Halindex (HMMFI) (Sály & Erős 2016) által számított ökológiai állapotértékeket használtuk. Ezenfelül mintavételi egységenként meghatároztuk a halfauna abszolút (T_A) és relatív természeti értékességét (T_R) (Guti et al. 2014) a TAR szoftver segítségével (Antal et al. 2015).

Eredmények és értékelés

2019 nyár elején és ősz közepén 1-1 alkalommal, a holtmeder 2 végén (Rakamaz, Tiszanagyfalu) és a két mintavételi módszerrel összesen 26 faj 3106 egyedét mutattuk ki (2. táblázat).

A fogott fajokból 2 védett, a szívárványos ökle (*Rhodeus amarus*) és a vágócsík (*Cobitis elongatoides*), továbbá 1 közösségi jelentőségű faj (balin – *Leuciscus aspius*) került elő, amely a Berni Egyezmény III. és a Madár- és élőhelyvédelmi irányelvek függelékében is szerepel.

A Rakamazi-agy-morotva 2019-es mintázásának részletes halfaunisztikai eredményei a 2. táblázatban láthatóak, a mintavételi egységek kódjai az 1. táblázat szerint lettek feltüntetve.

Antal és munkatársai (2011) 2009 és 2010 során mindössze 22 faj 1975 egyedét azonosították, habár akkor csak egy alkalommal, és akkor is kiscépes módszerrel vizsgálták a halközösség összetételét. Az általuk azonosított 21 fajon túl kimutattuk a domolykó (*Squalius cephalus*), a fehér busa (*Hypophthalmichthys molitrix*), a harcsa (*Silurus glanis*), a vágócsík, a kőszüllő (*Sander volgensis*), a vágódurbinca (*Gymnocephalus cernua*) és a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) jelenlétét. Már csak ebből a szempontból is értelmet nyert a nagygépes módszer használata, ugyanis e fajok zömét 2019-ben is csak így tudtuk megfogni.

Nyeste és Antal (2018) 2017-ben mutatta ki a kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) jelenlétét, valamint 2018-ban is előkerült két egyed a holtmederből. Jelen vizsgálatunk során nem fogtuk meg a fajt (2. táblázat). Ezek alapján természetesen nem állíthatjuk azt, hogy azóta eltűnt volna a víztérből, mindössze valószínűleg egy kis méretű önfenntartó állománya lehet a Nagy-morotvában.

Nyári eredmények

A nyári mintavétel során a rakamazi oldalon a kiscépes módszerrel (RAK1) 15 faj 122 egyedét, míg a nagygéppel (RAK2) 17 faj 356 egyedét mutattuk ki. A fajszerkezetben jelentősebb különbségek mutatkoznak, ugyanis csak a kiscépes vizsgálat során került elő az amur (*Ctenopharyngodon idella*), a balin, a fehér busa, míg csak a nagygépes halászat során fogtuk meg az amurgéb (*Perccottus glenii*), a compó (*Tinca tinca*), a sügér (*Perca fluviatilis*), a széles kárász (*Carassius carassius*), valamint a vágócsík egyedét (2. táblázat).

2. táblázat. A Rakamazi-Nagy-morotva halközösségének összetétele. A mintavételi szakaszok kódjai az 1. táblázat szerint lettek feltüntetve

Table 2. The composition of fish assemblage of Rakamazi-Nagy-morotva. Abbreviations of sampling sites were presented based on Table 1.

Faj/Species	RAK1	RAK2	TNF1	TNF2	RAK3	RAK4	TNF3	TNF4
<i>Abramis brama</i>	2	2	9	14	1	3	3	2
<i>Alburnus alburnus</i>	3	115	38	174	1	61	2	17
<i>Ameiurus melas</i>	12	10	17	42	104	122	14	107
<i>Blicca bjoerkna</i>	3	5	11	11	-	-	-	1
<i>Carassius carassius</i>	-	2	12	1	-	-	-	4
<i>Carassius gibelio</i>	41	40	39	43	13	7	2	24
<i>Cobitis elongatoides</i>	-	1	-	5	-	-	-	-
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyprinus carpio</i>	1	1	3	-	-	-	-	-
<i>Esox lucius</i>	1	2	-	4	3	5	5	8
<i>Gymnocephalus cernua</i>	-	-	1	-	1	-	-	-
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lepomis gibbosus</i>	5	15	74	340	8	3	5	1
<i>Leuciscus aspius</i>	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Neogobius fluviatilis</i>	-	-	-	2	-	-	-	-
<i>Perca fluviatilis</i>	-	5	3	29	7	11	5	20
<i>Perccottus glenii</i>	-	1	4	2	30	24	2	12
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	-	-	-	-	3	7	-	-
<i>Rhodeus sericeus</i>	19	86	42	217	-	1	3	31
<i>Rutilus rutilus</i>	26	56	126	258	4	12	17	162
<i>Sander lucioperca</i>	1	1	2	7	-	3	-	-
<i>Sander volgensis</i>	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	5	13	27	66	4	1	15	80
<i>Silurus glanis</i>	-	-	-	-	-	3	-	-
<i>Squalius cephalus</i>	-	-	10	6	-	-	-	-
<i>Tinca tinca</i>	-	1	-	-	-	1	1	2
Egyedszám/N of specimens	122	356	418	1221	179	265	74	471
Fajszám/N of species	15	17	16	17	12	16	12	14

Ha a tömegességet nézzük, akkor jól látszik, hogy a kiscépes módszer esetén az ezüstkárász (*Carassius gibelio*), a bodorka (*Rutilus rutilus*) és a szivárványos ökle magas dominanciája volt tapasztalható. Ugyanakkor a nagygépes módszernél a kűsz (*Alburnus alburnus*) volt az abszolút domináns, mellette ugyancsak nagy arányban fordultak elő az előbb említett fajok. Az egyedszámban megmutatkozó közel háromszoros különbség egyértelműen utal az utóbbi módszer nagyobb hatékonyságára, továbbá úgy tűnik, hogy ez utóbbi a nyílt vízi régióban élő fajok mintázására is alkalmasabb. A metafitikus, tehát a vízi növényzet között megbújó halak megfogása esetén a kiscépes is eredményes volt. Azonban a

terepi tapasztalatunk az volt, hogy a nagyméretű egyedeket kifejezetten a nagy gép segítségével tudtuk megfogni, ami a két módszer méreletszelektivitásának eltérésére is utal.

Mindezek alapján elmondható, hogy a két módszer a rakamazi oldal nyári mintavételeinél jól kiegészítette egymást, mert bár a kiséges módszernél kevesebb faj- és egyedszám volt tapasztalható, sikerült olyan fajokat is kimutatni, amit az utóbbi módszerrel nem.

A tiszanagyfalui oldalon a kiséges (TNF1) mintavétel során 16 faj 418 egyedét, a nagygépes (TNF2) módszer esetében 17 faj 1 221 példányát mutattuk ki. A fajszerkezetben szintén jelentősebb különbségek vannak, ugyanis csak a kiséges vizsgálat során került elő a ponty (*Cyprinus carpio*) és a vágódurbincs, míg csak a nagygéppel végzett halászat során fogtuk meg a csuka (*Esox lucius*), a folyami géb és a vágócsík egyedét (2. táblázat). Ezek alapján elmondható, hogy a két módszer itt is kiegészítette egymást.

A rakamazi oldalhoz hasonlóan, a két gép által alkotott minta között szembetűnő, hogy a nagygépes módszernél a küsz (*Alburnus alburnus*) jóval nagyobb arányban fordult elő, ami ugyancsak a nyílt vízi régióban mutatott nagyobb hatékonyságára utal. A tiszanagyfalui részhez képest a rakamazi oldalon a nagygépes mintában a naphal (*Lepomis gibbosus*) relatív gyakorisága is megnőtt, ám annak oka az volt, hogy a tiszanagyfalui kövezett partszakaszról az egyenárammal működő gép jó hatékonysággal gyűjtötte be a kövek között megbújó fajokat. Emiatt csak a nagygéppel sikerült megfogni a folyami gébet is, továbbá a vágócsíkot, amit a lágy üledékből csak ez az eszköz tudott ebben az esetben hatékonyan megfogni.

Mind a fajszerkezet vizsgálata (2. táblázat), mind az ökológiai mutatók (3. táblázat) azt mutatják, hogy jelentős különbségek sem a kétféle módszer, sem a Nagy-morotva két vége között nincsenek a nyári mintavétel alapján.

3. táblázat. A mintavételi helyszínek halalapú ökológiai állapota (a mintavételi helyek kódjai az 1. táblázat szerint lettek feltüntetve)

Table 3. Diversity indices of the sampling sites (abbreviations are represented based on Table 1.)

Ökológiai állapotmutatók/ Ecological quality indices	RAK1	RAK2	TNF1	TNF2	RAK3	RAK4	TNF3	TNF4
Évszak/Season	nyár/summer				ősz/autumn			
<i>H</i>	1,96	1,89	2,17	1,97	1,47	1,74	2,13	1,87
EQR érték/ EQR value	0,44	0,47	0,42	0,47	0,28	0,42	0,31	0,36
EQC minősítés/ EQC quality	mérsékelt /moderate	mérsékelt /moderate	mérsékelt /moderate	mérsékelt /moderate	gyenge /poor	mérsékelt /moderate	gyenge /poor	gyenge /poor
<i>T_A</i>	13	22	19	18	10	17	11	16
<i>T_R</i>	0,867	1,294	1,188	1,059	0,833	1,062	0,917	1,143

Rövidítések: *H* = Shannon-diverzitás; *T_A* = abszolút természeti érték; *T_R* = relatív természeti érték.

Abbreviations: *H* = Shannon index; *T_A* = absolute conservation value of fish fauna; *T_R* = relative conservation value of fish fauna.

A nagygépes mintavétel során, ahogy korábban is írtuk, magasabb fajszámot és kb. háromszoros egyedszámot kaptunk mind a rakamazi, mind a tiszanagyfalui oldalon. A Shannon-diverzitás (*H*) ugyan ennek látszólagosan ellentmond, hiszen az alapján a kiséges módszer mintái voltak diverzebbek. Fontos felhívni a figyelmet a kiséges módszerrel kimutatott idegenhonos fajok „relatív gazdagságára” a rakamazi oldalon, amely magyarázattal szolgálhat a nagygépes módszerhez képest magasabb diverzitási értékre. A tiszanagyfalui mintavételek összevetéséből elmondható, hogy bár szintén a kiséges mintavétel bizonyult diverzebbnek, az idegenhonos fajok aránya a nagygépes módszer esetében bizonyos fajok tekintetében többszöröse a másik módszerrel kimutatott egyedek számához képest, ami a ritka fajokra érzékeny Shannon-diverzitási értéket lerontja.

Az ökológiai állapotértékelések eredményei rámutatnak arra, hogy a nagygépes módszerrel vett minta jobb ökológiai állapotot mutat. A természetvédelmi szempontú értékelés eredményei ezen felvetéseinket szintén alátámasztják, ugyanis a rakamazi oldalon a nagygépes mintavétel eredményénél látható relatív természetvédelmi érték (T_R) magasabb a kisgépes módszeréhez képest (3. táblázat). Ez egyrészt magyarázható az inváziós fajok összes egyedszámhoz viszonyított alacsonyabb számával, továbbá az őshonos, metafitikus faunaelemek jelenlétével, amely a holtmedrek halfaunáját természetes körülmények között jellemzi. A tiszanagyfalui oldal esetében a természetvédelmi szempontú értékelésben nagy különbségek nem mutatkoztak. Bár a nagygépes módszerrel az inváziós egyedek háromszorosát sikerült kimutatnunk, ez a szám relatíve nem különbözött a másik módszer eredményétől, így a természetvédelmi értéket lényegesen nem befolyásolta. (3. táblázat).

A nyári mintavétel alapján összességében elmondható, hogy a Nagy-morotva halfaunája a holtmedrek tekintetében diverznek mondható. Aggasztó azonban, hogy minden mintaegységben magas dominanciával volt jelen az ezüstkárász. Habár a horgászok által kedvelt faj, nagymértékű jelenléte nem kívánatos, ugyanis konkurensé más, őshonos pontyféléinknek. Szintén magasabb arányban van jelen a fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*), és a naphal is, amelyek szintén számos őshonos fajunk konkurensai, sőt a nagyobb példányaik mind más halak ikráit, mind ivadékait fogyasztják (Takács et al. 2017). A nyári mintavételünk során alacsonyabb számban mutattuk ki az amurgéb egyedeket. Feltehetőleg azért, mert azok a nyári nagy melegben inkább a dús makrovegetáció közötti, árnyékosabb részekben húzódtak meg, amelyeket kevésbé tudtunk megközelíteni. Erre az utóbbi évek vizsgálatai is bizonyítékul szolgáltathatnak, ugyanis populációdinamikai vizsgálati célokból a Nagy-morotvából az utóbbi évtizedben több ezer amurgéb egyedet távolítottunk el, ám azok populációmérete sohasem csökkent relevánsan (Nyeste et al. 2017).

Az amurgéb ilyen nagyszámú jelenléte a vizes élőhelyeket jellemző táplálékhálózatok résztvevőire jelentős hatással bír (Ferincz et al. 2016). A faj ugyanis a vízi makrogerinctelenek közel teljes spektrumát fogyasztja és sajnos ebből adódóan táplálékkonkurensé a mocsaras élőhelyeken élő őshonos fajaink zömének. Sajnálatos példa erre a lápi póc (*Umbra krameri*) esete is, mely 1997-ig még előfordult a Nagy-morotvában (Sallai 2005), mára azonban szinte biztosan kipusztultnak tekinthető az amurgéb tömeges jelenléte következtében (Takács et al. 2015a, b).

A metafitikus halfajok relatíve magas száma, valamint a nyílt vízi fajok alacsony arányából arra lehet következtetni, hogy a holtmeder feltöltő szukcessziója előrehaladott állapotban van, kifejezetten a tiszanagyfalui oldalon (2. táblázat).

Az eredményekből kiemelendő az, hogy olyan, holtmedrek tekintetében értékes faunaelemek is előfordultak, mint a compó és a széles kárász. Ezek a fajok a XIX. századi vízrendezéseket megelőzően a Kárpát-medencére jellemző kiterjedt mocsár- és lápvilág idején tömegesek voltak, ugyanis jól viselik a víz alacsony oldotttoxigén-tartalmát, valamint a vizeink felmelegedését (Harka & Sallai 2004). Ám mára elterjedésük egyrészt az élőhelyük elvesztése, másrészt az inváziós fajok (pl. az ezüstkárász) térnyerése folyamán rohamosan visszaszorul (Harka & Sallai 2004).

Ugyancsak kiemelendő a szívárványos ökle magas előfordulási gyakorisága. A szívárványos ökle ugyanis a vízszennyezések egyik indikátora, ám nem maga a hal kifejezetten érzékeny, hanem a szaporodásához elengedhetetlen kagylófajok azok (Harka & Sallai 2004).

A horgászati szempontból kedvelt ragadozófajok közül szép számban került elő a csuka és elvétve a süllő (*Sander lucioperca*) is. Kiemelendő, hogy mindkét faj esetén tapasztaltuk az ivadékok jelenlétét is. A Nagy-morotván tapasztalható gazdag makrovegetáció kedvez a csukának, azonban, ha a feltöltő szukcesszió előrehaladása még kifejezettebbé válik, akkor várható a süllőállomány csökkenése. A süllő ugyanis igényli a víz relatíve magasabb oxigéntartalmát, továbbá kerül a vízínövényekkel gazdagon benőtt, valamint az iszapos mederszakaszokat (Harka & Sallai 2004).

Ezenfelül faunisztikai érdekesség volt az áramló vizeket kedvelő domolykó jelenléte. Valószínűleg egy tavaszi árvizes időszakot követően került a Tiszából a holtmederbe, ugyanis a parti kövezés mentén több kisebb egyedét is azonosítottuk.

Őszi eredmények

Az őszi mintavétel során a rakamazi részen a kiscgépes (RAK3) mintavétel során 12 faj 179 egyedét, míg a nagygépes (RAK4) módszer használatával 16 faj 265 egyedét határoztuk meg (2. táblázat). Csak a kiscgéppel sikerült kimutatnunk a vágódurbincs jelenlétét, míg csak a nagygépes mintavételnél került elő a compó, a kősüllő, a harcsa, a süllő és a szivárványos ökle.

A nyári mintavételekkel ellentétben a fekete törpeharcsa abszolút dominanciája volt megfigyelhető, amit az amurgéb és az ezüstkárász követett. A kétféle módszer közötti különbség abban nyilvánult meg, hogy a nagygépes módszer a nyíltvízi fajokat, különösképp a kiscst sokkal hatékonyabban fogta meg (2. táblázat).

Ezen túl a terepi tapasztalatok alapján elmondható volt, hogy horgászati is fontos halfajok kapitális egyedek a nagygépes módszerrel sikerült megfognunk. Külön érdekességet jelentettek a rakamazi oldalon a település felé eső part menti nádas, amelybe nagyméretű harcsapárok kezdtek befészkelődni. Ebből a tapasztalatból eredően fontosnak tartanánk, késő ősztől a tavasz kezdetéig figyelemmel kísérni ezen búvóhelyeket (pl. orvhalászat megelőzése), ahol ezen nagytestű halak átvészelik a nyugalmi periódust. Előfordult itt még a süllő néhány nagyobb és fiatal egyede is, továbbá kimutattuk a kősüllő egy adult példányát. Az utóbbi faj jelenlétére korábbiakban is számítottunk, ugyanis közeli rokonával, a süllővel ellentétben jobban tűri a víz oxigéntartalmának lecsökkenését, továbbá jobban elviseli az eliszapolódott mederszakaszokat (Harka & Sallai 2004). Feltehetőleg jelentősebb állománya élhet a Nagy-morotvában, ám mivel a süllővel ellentétben csoportba verődve fordul elő, így a megfogása nehezebb feladat, mint az inkább párban vagy magányosan szétszóródó süllőké.

A tiszanyagyalui oldalon a kiscgépes (TNF3) őszi mintavétel során mindössze 12 faj 74 egyedét, míg a nagygépes (TNF4) módszerrel 14 faj 471 egyedét fogtuk. Ebben az esetben már jelentősebb volt a két minta nagysága közötti különbség. A fogott fajok ugyan nagyrészt átfedésben voltak, de csak az utóbbi módszerrel mutattuk ki a karikakeszeg (*Blicca bjoerkna*) és a széles kárász jelenlétét. Mind faj-, mind egyedszám tekintetében drasztikus volt a visszaesés a nyári eredményekhez képest (2. táblázat).

A fajszerkezet (2. táblázat) és az ökológiai mutatók (3. táblázat) tekintetében ősszel már jelentősebb különbségek mutatkoztak mind a módszerek, mind a Nagy-morotva két vége között. A rakamazi oldalon végzett mintavételek alapján megállapítható, hogy mind a Shannon-diverzitás, mind a természetvédelmi mutatók alapján a nagygéppel végzett mintavétel során jobb ökológiai állapotot tapasztaltunk. Ez egyrészt magyarázható a kiscgépes módszerhez képesti nagyobb fajszámmal, továbbá a védett faunaelemek nagygéppel történő megfogásával. A tiszanyagyalui oldal esetében a kiscgépes mintavételi módszerrel kimutatott halközösség tekinthető diverzebbnek az ökológiai mutatók alapján, azonban természetvédelmi szempontból továbbra is a nagygéppel végzett vizsgálat eredményei bizonyultak értékesebbnek. Bár a mintavételek során az adventív fajok nagy egyedszámát tapasztaltuk, a nagygép segítségével számos olyan őshonos faunaelem jelenlétét tapasztaltuk, amely az ökológiai állapotértékelés eredményét valamelyest javította (2–3. táblázat).

A fentiekben említett különbségeknek több oka is lehet. Egyrésztől október végére a víz hőmérséklete erősen lecsökkent, és halaink zöme ilyenkor már felkészül a téli nyugalmi állapotra, amelyhez megfelelő vermélőhelyeket keresnek. Ilyenkor ezek a fajok gyakran nagyobb csoportokba verődnek – sokszor különböző fajok együtt – és felkeresik a meder mélyebb területeit. Az elektromos mintavételi protokoll előírásai azonban a mintázást a partszegélyben írják elő, így a már vermélésre felkészült halakat csak nehezen tudjuk megfogni (Sallai et al. 2019). A másik probléma az lehet, hogy a 2019-es évben a szokásosnál is alacsonyabban tartották a Nagy-morotva vízszintjét. Ez felgyorsítja a feltöltő szukcesszió folyamatait, a nyár végén már azt tapasztaltuk, hogy a holtmeder zömét 100%-os borításban

fedti a makrovegetáció, ami alatt már a halaink zöme nem találja meg életfeltételeit. Az erősen feliszapolódó, dús növényzettel rendelkező sekély állóvizek nyáron drasztikusan fel is melegekhetnek, emellett – különösen a hajnali órákban – az oldott oxigén szintje drasztikusan lecsökkenhet. Mind e mellé hozzájárulhat az is, hogy a vastag üledékrétegből a halak számára mérgező anyagok (pl. ammónia) szabadulhatnak fel. Ilyen, erősen feliszapolódó és dús növényzettel benőtt részeket a tiszanyagyalui oldalon tapasztaltunk. Például azon a csónaklerakó parti sávon, ahol nyáron még tudtunk mintát venni, ősszel a makrovegetáció elburjánzása miatt már nem ez volt lehetséges, csak a meder beljebb lévő részein. Feltételezéseinket alátámasztja az is, hogy 2019 őszén a tiszanyagyalui oldalon jelentős halpusztulást tapasztaltak. Az elhullott halak zöme nagytermetű süllő volt, mely kifejezetten érzékeny a fent részletezett tényezőkre (oxigénhiány, mérgező anyagok). Jól jelzik ezt az ökológiai állapotot jelző értékek is (3. táblázat), ugyanis az ökológiai állapot már csak a gyenge kategóriát érte el.

Összefoglalás

A Tisza menti holtmedrek nemzetközileg is kiemelkedően értékes vizes élőhelyek. A vizes élőhelyeken azonban az ökológiai vízigény problémaköre a klímaváltozás tükrében egyre kifejezettebb, így azok biológiai és ökológiai alapú állapotértékelése fontos feladatunk. Emiatt a Rakamazi-Nagy-morotván kétféle mintavételi protokoll alapján végeztünk vizsgálatokat a halfauna pillanatnyi képe, valamint az ökológiai állapot feltárása céljából.

Összefoglalásként elmondható, hogy habár a nyári kép alapján a holtmeder halalapú minősítése a mérsékelt kategóriába esett (annak is az alsó határához közel), az őszi mintavétel inkább a gyenge állapotot mutatta. Véleményünk szerint a valódi állapot inkább a gyenge minősítés felső határánál helyezkedhet el. Az inváziós fajok terjedésén túl nagy probléma a feltöltő szukcesszió előrehaladott állapota, valamint a nyár folyamán tartott alacsonyabb vízszint. Mindezek az idejéhez hasonló halpusztulásokhoz vezethetnek, ami azért is nagy probléma, mert olyan nagytestű halak is elpusztultak, melyek utánpótlása akár tíz évet is igénybe vehet. Ebből kifolyólag javasoljuk azt, hogy a Nagy-morotván folytassanak rendszeres és jól megtervezett kotrásokat, továbbá a vegetációs periódus teljes időtartama alatt a lehető legmagasabb vízszintet tartsák a holtmederben. A halállomány szempontjából ugyan egy jó ívási időszak felér akár száz telepítéssel is, de ha már utóbbira esik a választás, akkor az élettérbe odaillő fajokat telepítsenek, többek közt compót, széles kárászt és csukát. Mindezeket követően pedig azért, hogy a Nagy-morotva halközösségének alakulását jobban nyomon tudjuk követni, évente legalább 2 alkalommal a halfauna vizsgálatát is javasoljuk.

Habár a széles kárász 2016. január 1-je óta az ún. nem fogható kategóriába esik, a compó továbbra is hasznosítható. Véleményünk szerint érdemes lenne a compót kivenni egy ideig a horgászati hasznosítás alól a Rakamazi-Nagy-morotván, ami hozzájárulhatna a faj állományának megerősödéséhez, ugyanis a gazdag makrovegetációval jellemezhető víztérben egyébként indokolt és kívánatos a jelenléte.

Ezekon felül elmondható az, hogy a kétféle mintavételi protokoll mintegy kiegészítette egymást, azonban a hosszabb mintahosszúság (500 m) és a nagyobb teljesítményű eszköz (Hans Grassl EL 64/II GI) magasabb faj- illetve egyedszámot produkált. A diverzitási mutatók, valamint az abszolút és a relatív természeti értékek ugyan olykor a kiegészítő módszert mutatták „jobbnek”, az ökológiai állapotértékelés ebben az esetben is rámutatott arra, hogy az előző mutatók sokszor nem indikálják jól a valós ökológiai állapotokat. Ugyanakkor ebben az esetben a vízfolyásokra kifejlesztett HMMFI (Hungarian Multimetric Fish Index) viszonylag reális ökológiai állapotot jelzett a holtmeder síkvidéki folyóként történő minősítésekor, bár ennek alkalmazását állóvizekre továbbra sem javasoljuk, mindössze kísérleti jelleggel, kiegészítő szereppel és nagy fenntartásokkal használhatók.

Köszönetnyilvánítás

Jelen munkánk „A Rakamaz-Tiszanyagyalui-Nagy-morotván elvégzett rehabilitációs beavatkozások hatásának vizsgálata ökológiai szempontból” 2019-es ökológiai tanulmány részeként született.

Somogyi Dóráz az Emberi Erőforrások Minisztériuma ÚNKP-20-3 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programja támogatta. A tanulmány alapjául szolgáló kutatást az Emberei Erőforrások Minisztériuma által meghirdetett 20428-3/2018/FEKUTSTRAT azonosító számú, a Felsőoktatási Intézményi Kiválósági Program támogatta, a Debreceni Egyetem 4. tématerületi programja keretében.

Irodalom

- Antal L., Harka Á., Sallai Z., Guti G. (2015): TAR: A halfauna természetvédelmi értékelésére használható szoftver. *Pisces Hungarici* 9: 71–72.
- Bíró P. (1995): A folyami géb (*Neogobius fluviatilis* Pallas) növekedése és tápláléka a Balaton parti övében. *Halászat* 88: 175–184
- Antal L., Mozsár A., Czeglédi I. (2011): Különböző hasznosítású Tisza-menti holtmedrek halfaunája. *Hidrológiai Közlöny* 91/6: 11–14.
- Erős T., Szalóky Z., Sály P. (2015): *Módszertani útmutató a halak élőlénycsoport VKI szerinti gyűjtéséhez és a vízfolyások halak alapján történeti ökológiai állapotminősítéséhez*. MTA Ökológiai Kutatóközpont, Tihany, pp. 35
- Ferincz Á., Staszny Á., Weiperth A., Takács P., Urbányi B., Vilizzi, L., Paulovits, G., Copp, G.H. (2016): Risk assessment of non-native fishes in the catchment of the largest Central-European shallow lake (Lake Balaton, Hungary). *Hydrobiologia* 780/1: 85–97.
- Froese, R., Pauly, D. (Eds.) (2019): *FishBase*. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (12/2019).
- Guti G., Sallai Z., Harka Á. (2014): A magyarországi halfajok természetvédelmi státusza és a halfauna természetvédelmi értékelése. *Pisces Hungarici* 8: 19–28.
- Halasi-Kovács B. (2019): *A magyarországi vízfolyások halközösségeinek ökológiai szempontú elemzése*. Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ Halászati Kutatóintézet, Szarvas 127 pp.
- Halasi-Kovács B., Tóthmérész B. (2011): A hazai vízfolyások halegyütteseken alapuló és a víz keretirányelv előírásainak megfelelő ökológiai minősítési rendszere. *Acta biologica debrecina, Supplementum oecologica hungarica* 25: 77–100.
- Nyeste K., Kati S., Nagy S. A., Antal L. (2017) Az amurgéb (*Percottus glenii*) egy hazai populációjának növekedési sajátosságai *Pisces Hungarici* 11: 67–76
- Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, pp. 269.
- Harka, Á. (2011): Tudományos halnevek a magyar szakirodalomban. *Halászat* 104/3–4: 99-103.
- Nagy S. A., Nagy J., Somogyi D. (2019): Melegedő klíma: kihívások a hal-és halászatbiológiában. *Pisces Hungarici* 13: 5–14.
- Nyeste K., Antal L. (2018): Kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) a Rakamazi-Nagy-morotvából. *Halászat* 111/1: 22.
- Nyeste K., Kati S., Nagy S. A., Antal L. (2017): Growth features of the Amur sleeper, *Percottus glenii* (Actinopterygii: Perciformes: Odontobutidae), in the invaded Carpathian Basin, Hungary. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 47/1: 33–40.
- Pálfai I. (2001): *Magyarország holtágai*. Közlekedési és Vízügyi Minisztérium, Budapest.
- Pálfai I. (2002): Magyarország holtágai. *Hidrológiai közlöny*, 82/2: 122.
- Sallai Z. (2005): A lápi póc (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) magyarországi elterjedése, élőhelyi körülményeinek és növekedési ütemének vizsgálata a kiskunsági Kolon-tóban. *A puszta*. 22. évf. 113-172
- Sallai Z., Erős T., Varga I. (2008): II. PROJEKT: *Vizes élőhelyek és közösségeik monitorozása*. 18.
- Sallai Z., Varga I., Erős T. (2019): Halközösségek monitorozása Magyarország különböző típusú állóvízeiben és vízfolyásokban (2001-2018). p. 157–179. In: Váczi, O., Varga, I., Bakó, B. (eds.) *Gerinces állatok. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer eredményei II. Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas*.
- Sály P., Erős T., (2016): Vízfolyások ökológiai állapotminősítése halakkal: minősítési indexek kidolgozása. *Pisces Hungarici* 10: 15–45.
- Takács P., Erős T., Specziár A., Sály P., Vitál Z.; Fericz Á. (2015a): Population genetic patterns of threatened European mudminnow (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) in a fragmented landscape: implications for conservation management. *PLoS ONE* 10 (9): e0138640.
- Takács P., Erős T., Specziár A., Sály P., Vitál Z.; Fericz Á., Szabolcsi Z., Molnár T., Csoma E.; Bíró P. (2015b): A lápi póc (*Umbra krameri*) magyarországi állományainak populációgenetikai vizsgálata. *Pisces Hungarici* 9: 5–17.
- Takács P., Czeglédi I., Ferincz Á., Sály P., Specziár A., Vitál Z., Weiperth A., Erős T. (2017): Non-native fish species in Hungarian waters: historical overview, potential sources and recent trends in their distribution. *Hydrobiologia* 795/1: 1–22.
- Tóthmérész B. (2011): *Diverzitás és mérése*. Debreceni Egyetem Kiadó, 131 pp.
- URL1: <https://www.tiszanagyfalu.hu/home/tiszanagyfalu/nagy-morotva> (Letöltve: 2020.05.01.)

Authors:

Richárd TÓTH (t.richard0926@gmail.com), Zsolt BÍRÓ, György Bence FARKAS, Nurfatun ZULKIPLI, Dóra SOMOGYI, László ANTAL, Krisztián NYESTE (nyeste.krisztian@science.unideb.hu)



*Makrovegetációval dúsán benőtt élőhelyek jellemzik a Rakamazi-Nagy-morotva tiszanyagyalui oldalát
Rakamazi-Nagy-morotva at the site of Tiszanyagyalu is characterized by habitats with high density of
macrovegetation*

*(Debreceni Egyetem Hidrobiológiai Tanszék felvétele/
Photo by University of Debrecen, Department of Hydrobiology)*



*Főleg nyílt vizes élőhelyek jellemzik még a Rakamazi-Nagy-morotva rakamazi oldalát
Rakamazi-Nagy-morotva at the site of Rakamaz is mainly characterized by pelagic habitats*

*(Debreceni Egyetem Hidrobiológiai Tanszék felvétele/
Photo by University of Debrecen, Department of Hydrobiology)*



A Bene-patak emberi hatásra bekövetkezett több évtizedes kálváriája és a halközössége 2003 és 2017 között

The several-decade ordeal of the Bene stream due to human impact and its fish community between 2003 and 2017

Szepesi Zs.¹, Harka Á.²

¹ Omega-Audit Kft., Eger

² Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred

Kulcsszavak: medermódosítás, vízhozam, vízminőség, halfajok, frekvencia, dominancia
Keywords: *channel change, discharges, water quality, fish species, frequency, dominante*

Abstract

The Bene stream (length: 31 km, discharge: 0.3 m³/s) in the northeastern part of Hungary is an example of how human interventions have altered many of the small watercourses over the last 50-100 years. The study examines how the waterflow conditions have changed due to the influence of the reservoirs, how the flow rate, the purity of the water, and even the channel watercourse itself have changed in some sections, which has been diverted elsewhere at some places. Of course, environmental changes also affected the fish community in the stream. Nevertheless, during the regular surveys conducted between 2013 and 2017, 29 species were identified from the stream, which are presented in the study in a table based on dominance data and frequency of occurrence per site, i.e. frequency data.

Bevezetés

Az utóbbi száz év során számos kisvízfolyásunk szenvedett el olyan „természetátalakító” beavatkozásokat, amelyek során áramlási viszonyaik, vízhozamuk, sőt akár a medrük helye is megváltozott. Ezek közül a vízhozamcsökkenés a legnagyobb probléma. Szomorú látvány az olyan, kiszáradó patakmeder, melyben egy-két évtizede nyaranta is lehetett halat fogni. Úgy tűnik, hogy a vízhozamcsökkenés az egész országra kiterjedő általános jelenség: a Zagyva vízrendszerének átlagos vízhozama Jászteleknél 1950 és 2009 között 6,1 m³/s volt, azonban ezen belül 1980 és 2009 között már csak 4,8 m³/s, a csökkenés 21,3% (Konecsny & Nováky 2011). Az ország másik felén folyó Zala közepes vízhozama Zalaapátinál 1952 és 1983 között 5,56 m³/sec volt, 1984 és 2014 között már csak 4,48 m³/s, a csökkenés 19,4% (Kutics et al. 2016).

A Mátrában eredő és Tarnába torkolló Bene-patak, valamint annak néhány mellékpatalkja az utóbbi 60 évben mindent elszenvedett, amit csak lehet: mederáthelyezés, vízelvonás, duzzasztás, szennyezés, víztestek egymástól elszigetelése, a természetes halvándorlás akadályozása stb. A dolgozat ennek a vízrendszernek a hányattatásairól és halközösségének alakulásáról igyekszik képet adni.

A Bene-patak felső vízgyűjtője

A Mátraháza melletti forrásokból táplálkozó Somor- és Csatorna-patak Mátrafüred feletti (tszf. 299 m) egyesülésétől nevezik a vízfolyást Bene-pataknak, melynek hossza 31 km, vízgyűjtője 152 km² (Láng 1955; URL9). Bár legnagyobb forrását már az 1930-as években befogták (Illésy 1936), még így is a negyedik legnagyobb vízhozamú mátrai pataknak számít.

Mátrafüredig erdőben, természetes környezetben folyik. Mátrafüred alatt torkollik bele a Csurgó-patak. Pálosvörösmartnál egy osztóműbe jut, ahonnan vizét a régi ágba és az 1968

őszén átadott Északi-övcatornába lehet vezetni (Zoller & Zsámboki 1970). Az Északi-övcatorna közben felveszi a Vár- és Tekeres-patak vizét, és a Markazi-tározót táplálja.

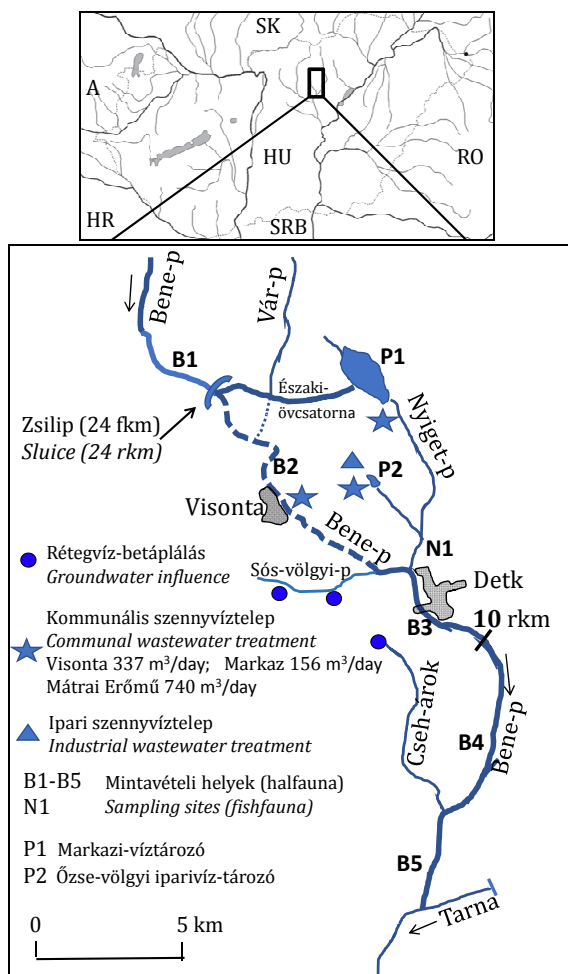
Az 1930-as években a forrásbefogások után a Somor-patak (akkori nevén Kalló-völgyi-patak) közepes vízhozama 60 l/s volt (Illésy 1936). 1959. 10. 14-én vízsebesség alapján végzett vízhozamvizsgálat során a Vár-patak (Markaz) vízhozamát 0 l/s; a Tekeres-patakét (Abasár) 1,3 l/s; a Bene-patakét 13,3 l/s; a Nagy-patakét (Gyöngyös) 11,2 l/s, a Toka-patakét 6,7 l/s értékűnek mérték (Schmidt et al. 1962). Arányaiban a patakok egymáshoz viszonyított vízhozamadatai reálisak, ellenben olyan csekélyek, hogy arra gyanakszunk, hogy egy nullával elírták a számokat (az eredeti műben kerekítve, lit/perc értéként vannak megadva a mérési adatok). Egy késő őszi, egyszeri vízhozammérésből sok következtetést nem lehet levonni, de azért az meglepő, hogy már hatvan évvel ezelőtt is kiszáradhatott Magyarország legmagasabb forrásából eredő Vár-patak.

Mivel nem állt rendelkezésre vízhozamatsor, ezért a Markazi-tározó tervezése során a nagyfügedi vízmérce rövid idősorú adatait a Zagya és a Tarna több mint 30 éves vízhozamatsorának változásával kiegészítve a Bene-patak felső vízgyűjtőjének közepes vízhozamát 170 l/s értékre becsülték (Zoller & Zsámboki 1970). A szerzők nem adták meg a számítás kiindulási értékét (nagyfügedi vízmérce). Láng (1955) a VITUKI adatait felhasználva Nagyfügednél 360 l/s vízhozamot ad meg. A két érték közt ellentmondás van: Visontától lefelé nem duplázódhatott meg a Bene-patak vízhozama.

A Bene-patak felső vízgyűjtőjének jelenlegi vízhozamáról nincs adatunk, de bizonyosan kevesebb, mint az 1960-as években. A bevezetőben említett 20%-os vízhozamcsökkenéssel számolva és elfogadva a 170 l/s értéket, jelenleg a Bene-patak felső 40 km² vízgyűjtőjének vízhozama kb. 130–140 l/s lehet.

Ebből a vízmennyiségből a pálosvörösmarti osztóműnél minimum 20 l/s vízmennyiséget kellene biztosítani a régi ágba (URL1 p. 7), de az utóbbi húsz

évben az április és október közötti terepbejárásaink során általában csak átszivárgást tapasztaltunk, azaz a teljes vízmennyiség az Északi-övcatornán keresztül a Markazi-tározóba ömlik. A 20 l/s vízmennyiség mint minimális ökológiai vízigény annyira elegendő lenne, hogy a medencéket vízzel feltöltse és élőhelyet biztosítson a vízi élőlények számára. A



1. ábra. A Bene-patak vízrendszere
Fig. 1. Watersystem of Bene stream

Bene-patak felső szakaszát az ökológiai kisvíz elvonása miatt az igazán problémás állapotú vízfolyások közé sorolják (Balás et al. 2019), a vízelvonást 100%-osnak ítélve. Valójában ennél valamivel kevesebb, mert telente engednek vizet a régi ágba is. 2019 nyarán a környezeti károk enyhítésére egy hónap alatt, minimum 1,8 millió m³ vizet engedtek le a Markazi tározóból (Szepesi & Csapkés 2020), ami éves szintre átszámolva 57 l/s-nak felel meg, azaz a 20 l/s ökológiai vízigény hiányát elbírná a Markazi-tározó.

Pálosvörösmart és Abasár között (nagyjából a 22–24 fkm között) nyaranta a Bene-pataknak általában csak a kiszáradt medre látható. Már jóval 1800 előtt – nagyjából a jelenlegi osztómű helyén – a Bene-patakból kiágazott és attól 30–50 m-re, vele párhuzamosan futott egy malomcsatorna, melyet Visonta felett vezettek vissza a főmederbe. Elképzelhető, hogy az első emberi beavatkozás nyomán született ez a mellékág, de az is lehet, hogy természetes képződményről van szó, melyet felhasználtak. Az 1782 és 1785 között készült Első Katonai Felmérés térképén (www.mapire.eu) Pálosvörösmart felett a Bene-patakon 16, Abasáron a malomcsatornán 9 vízimalom van feltüntetve. Bizonyosra vehető, hogy abban az időben jóval nagyobb vízhozam állt rendelkezésre. Az 1941-es Magyarország Katonai Felmérése (www.mapire.eu) térkép szerint Abasár belterületén 5 db vízimalom volt.

A Bene-patak középső szakasza

Április és október között Abasártól lefelé csak az időszakos Dulinka-patak (mely inkább vízmosás), a csapadékvíz és néhány névtelen forrás vize csordogál a Bene-patak ezen szakaszában (a térképvázlaton szaggatott vonal jelzi). Visonta alsó részén vezetik be a visontai szennyvíztelep tisztított szennyvizét. A tisztítómű kapacitása 3,9 l/s (URL7 p.43), így ezzel április és október között nagyjából megduplázódik a Bene-patak vízhozama. A szennyvíztelep által kibocsátott tisztított szennyvíz értékei 2015 és 2018 közötti 40 mérés (URL2) alapján $BOI_5 = 16,2 \pm 13,3$ mg/l, $KOI_k = 70,4 \pm 40,0$ mg/l. Ezek az értékek a tisztított kommunális szennyvíz kibocsátási határértékei alatt vannak ($BOI_5 < 25$ mg/l, $KOI_k < 125$ mg/l; URL8), de nyaranta a Bene-patak medrében alig van hígítóvíz. Az V. osztályú, erősen szennyezett vízminőség határértékei: $BOI_5 > 15$ mg/l és $KOI_k > 60$ mg/l (MSZ 12749/1993). A szennyvízbevezetés alatt egy fenékküszöb található, az alvíz és a felvíz közti szintkülönbség 0,8 m, ami a halak számára átjárhatatlan, ellenben oxigénnel dúsítja a vízfolyást.

Az 1960-as években a visontai Thorez bánya miatt keleti irányba, nagyjából 2 km-rel odébb helyezték és új mederbe terelték a Bene-patakot. Azóta a Vár-patak Abasár alatt torkollik a Bene-patakba (bár odáig vizet már nem szállít, mert a Markazi-tározót táplálja), korábban Visonta belterületén volt a torkolat. A Tekeres-patak hosszát 2,5 kilométerrel lerövidítették, és az Északi-övcatorna felett a Vár-patakba terelték (korábban is a Vár-patak volt a befogadója, de 2,5 km-rel délebbre).

1964-ben döntés született, miszerint a bánya terjeszkedése miatt Visonta községet nyolc éven belül át kell telepíteni az Ugra és Halmaj között található szabad területre (Kovács 1981), szerencsére azonban ez nem valósult meg.

Visontától Halmajugra déli részéig (16 és 20 fkm között) továbbra is a minimális (nyaranta általunk 10 l/s értékre becsült) vízhozam és a vízminőség a legnagyobb probléma. Halmajugra alatt torkollik be a Sós-völgyi-patak. Bár patak a neve, de az 1970-es években nyaranta csak száraz medret találtunk. Az 1990-es évek elejétől, mióta elkezdték a Déli bánya elővíztelenítését, állandó vízfolyás lett. Jelenleg is a Déli bányából kitermelt rétegvíz egy részét engedik a Sós-völgyi-patakba, becslésünk szerint másodpercenként 80–100 litert. A Déli bánya víztelenítése során kitermelt rétegvíz mennyisége 2000 és 2005 között 520 l/s, 2010 és 2015 között 396 l/s volt (URL3 p.31.). Ha ehhez hozzávesszük a Keleti bánya víztelenítéséből származó vízmennyiséget, akkor a Mátraalján a 2000-es években kitermelt rétegvíz 820 l/s volt (URL3 p.31). Összehasonlítással a Tarna verpeléti közepes vízhozama 2002 és 2009 között 983 l/s volt (URL4).

Halmajugráról lefelé már megfelelő mennyiségű és minőségű víz folyik a Bene-patakban ahhoz, hogy változatos halfauna alakuljon ki benne. Az 1981. 07. 31-én végzett vizsgálat

szerint a Keleti-I. bányából kitermelt rétegvíz minden vizsgált paramétere I. osztályú, az oldott oxigén 8,2 mg/l volt, ivóvíznek megfelelő (Mihálffy 1984). A Déli bánya 10 kútjából származó rétegvíz elemzése során a vizsgált paraméterek nagy része I–II. osztályú vízminőséget mutat, ellenben a víz keménysége, vasion-koncentrációja (III–IV. osztályú) és magas mangánion-koncentrációja (V. osztályú) miatt biohaltenyésztésre nem javasolt felhasználni (Kovács 2015). Bár a kitermelt rétegvíz biohaltenyésztésre nem javasolt, a Sós-völgyi-patak benépesült, és dombvidékre jellemző halegyüttes alakult ki benne. A Déli bányából kitermelt rétegvíz hőmérséklete 17–20 °C közötti, átlagosan 18,4 °C (Kovács 2015). 2006 telén a Cseh-árokban megtett 7 km-es út után, a torkolat előtt 12 °C-ot mértünk, miközben a Bene-patak be volt fagyva.

A Déli bánya utóvíztelenítése során 2025 és 2030 között várhatóan 28 l/s-ra csökken a kitermelt rétegvíz mennyisége (URL3 p.31). A sokféle (ivóvíz, ipar, mezőgazdaság) vízfelhasználás miatt, ebből már nemigen fog jutni sem a Sós-völgyi-patakba, sem a Cseh-árokba és rajtuk keresztül a Bene-patakba sem, így 2025 után az 1. ábrán feltüntetett szaggatott vonal (vízhiányos szakasz) valószínűleg egészen a Tarnáig fog tartani.

A Bene-patak alsó szakasza

Halmajugra és a Nyiget-patak torkolata között a Bene-patak medre kibetonozott, de az Északi-övcSATORNÁVAL ellentétben, a meder alja üledékes és változatos halfauna található benne. Halmajugra alatt – a Déli bánya miatt – a dél felé futó medret keleti irányba terelték, ezért a Nyiget-patak Detk felett egyesül a Bene-pattakkal (korábban a két patak torkolata Detk belterületén volt). A különben is csak 10–11 km hosszú Nyiget-patak 2 km-rel rövidebb lett, és a szintkülönbség áthidalására olyan torkolatot készítettek – mederlépcsők sorozata –, mely a halak számára átjárhatatlannak vagy csak nehezen átjárhatónak tűnik.

Detk és Nagyfüged között gátak közt fut a Bene-patak. A miskolci vasútvonal felett 40 m-re az 1980-as évek elején egy fenékküszöböt építettek (1978-ban még nem volt, de 1984-ben már üzemelt), mely gravitációs úton vezet vizet a vasúttal párhuzamosan futó 1,5 km hosszú csatornába. A csatorna célja vélhetőleg öntözés volt, de csak az 1990-es években tapasztaltuk használatát. A fenékküszöb hatására az addig kemény aljzat feliszapolódott, és Detk alatt is mély iszap található.

Detk és a miskolci vasútvonal között a patakot kísérő nyárfasor annyi árnyékolást ad, hogy a vízfolyás nyílt, nádmentes. A vízgyesek a miskolci vasútvonal alatt többször is „jókarba helyezték” a vízfolyást (a szakszó azt jelenti, hogy kivágtak minden fát, bokrot). A B4-es mintavételi helyen azért lehet halászni, mert az inváziós növények (leginkább gyalogakác) ráborulnak a patakra és az árnyékolás miatt nem tud a nád terjeszkedni. Nagyfüged környékén a nád szinte teljesen benövi a medret.

Nagyfügednél torkollik be a Cseh-árok, mely az 1990-es évekig belvízelvezető csatornaként funkcionált. Később a Déli bánya víztelenítéséből származó, nagyjából 60–80 l/s vizet szállított. A Cseh-árok halfaunáját korábban már ismertették (Szepesi & Harka 2007), de ma már nem lehetne ugyanazt a vizsgálatot lefolytatni. Ennek egyik oka, hogy az utóbbi 10 évben a vízfolyás alsó szakaszát sűrűn benötte a nád, a másik, fontosabb probléma, hogy a vízjárás az utóbbi években már nem egyenletes. A 3-as főút melletti kútsort már felszedték, a víztelenítés a Déli bánya délkeleti szakaszán megszűnt. 2020. 02. 13-án nem is engedtek vizet a Cseh-árokba, aztán néhány nap múlva a délnyugati szakasról 5–10 l/s vízmennyiség jutott a vízfolyásba.

A Bene-patak vízhozama Nagyfügednél 280 és 360 l/s közötti (URL3 p.6; URL5 p.28; URL6 p.12), de becslésünk szerint ennek nagyjából 70–80 %-a a Déli bányából származik. A 360 l/s érték már hatvan éve (Láng 1955) is feltűnt. Tulajdonképpen teljesen érdektelen, hogy jelenleg mennyi a nagyfügedi vízhozam, odáig a Bene-patak mátrai szakaszáról minimális vízmennyiség jut el.

A Nyiget-patak

A vízfolyást a Malom- és Hátra-patakok egyesülésétől nevezik Nyiget-pataknak. Ma már a két patak torkolata nem található meg, a Markazi-víztározó borítja (1. ábra). A két kis

vízfolyás mindössze 10 km² vízgyűjtővel rendelkezik, vízhozama néhányszor tíz l/s lehet. Eltekintve a 2010-es árvízről és a 2019 nyarán és őszén bekövetkezett szennyezés hatásainak mérséklése miatti vízleengedéstől, az utóbbi húsz évben április és október közötti terepbejárásaink során a Markazi-tározóból csak átszivárgást tapasztaltunk, azaz a Nyiget-patak tározó alatti medre szárazon állt.

A Markazi-tározótól 300 m-rel lejjebb vezetik be a markazi szennyvíztelep tisztított kommunális szennyvizét, nyári időszakban innentől beszélhetünk Nyiget-patakról. A szennyvíztelep kapacitása 1,8 l/s (URL7 p.44). A két közzétett vízminőségi adat átlaga szerint a tisztított szennyvíz minősége: $BOI_5 = 70,5$ mg/lit, $KOI_k = 145,9$ mg/lit (URL13).

Egyetlen mellékpatakja, a jobb híján Őzse-pataknak nevezett vízmosás (térképeken név nélkül van jelezve), mely Detk felett (2 fkm) torkollik be a Nyiget-patakba. Az Őzse-patakba, jóval az Őzse-völgyi iparivíz-tározó alatt vezet be a Mátrai Erőmű a saját, kommunális szennyvíztisztítójának tisztított szennyvizét. A tisztított szennyvíz mennyisége 2008 és 2018 között folyamatosan csökkent (8,9 l/s-ról 6,8 l/s-ra; URL10 p.106; URL11 p.12), vízminősége ez időszak alatt végig II.-III osztályú (általában a $BOI_5 < 3$ mg/lit, a $KOI_k < 30$ mg/lit; URL10. p.107; URL11. p.12) volt.

A Nyiget-patak alsó 2 km-es szakaszán már elegendő vízmennyiség van a vízi élőlények számára. Annyira jó minőségű a Mátrai Erőmű tisztított kommunális szennyvize, hogy nem csak a vízmennyiséget növeli, hanem az érzékenyebb halfajok számára is elfogadható feltételeket biztosít.

Víztározók

A Bene-patak vízgyűjtőjén három víztározó található: a Markazi-tározó, az Őzse-völgyi iparivíz-tározó és Nagyfügeden egy pár ezer négyzetméteres kisebb tó.

A Markazi-víztározó építése 1966 nyarán kezdődött és 1968 tavaszára készült el, de a feltöltés már 1967 őszén megkezdődött és 1969 tavaszán fejeződött be (Zoller & Zsámboki 1970). A feltöltésben jelentős szerepe volt annak, hogy 1968 őszén átadták az Északi-övcatornát, amellyel a Bene-patak vizét is bevezették a tározóba. A völgyzáró gát hossza 312,5 m, a tó hossza 2,3 km, legnagyobb szélessége 1,1 km, vízfelülete 178,6 hektár és térfogata 10,5 Mm³ (Zoller & Zsámboki 1970). A Markazi-tározó elsődlegesen a Mátrai Erőmű 84 l/s vízigényét hivatott kielégíteni (Zoller 1972), ezért a tározó a Mátrai Erőmű kezelésében áll (URL10 6. mell. p.10), amely egyben a vízszabályozást is végzi. A Bene-patakon kívül jelentős mennyiségű rétegvíz is vezetnek a tározóba: 2008 és 2019 között átlagosan 89 l/s-ot (URL10 p. 106.; URL11 p. 13).

Nyaranta Pálosvörösmartnál a Bene-patak összes vizét a Markazi-tározóba vezetik, ahonnan vizet nem eresztenek le. Felmerül a kérdés, hogy április és október között miért nem jut víz a pálosvörösmarti osztóműből a Bene-patakba, és miért nem engednek le vizet a Markazi-tározóból a Nyiget-patakba.

Az Északi-középhegység területén 300 m magasságban szabad vízfületről az évi párolgás 600 mm/év (Szesztay 1970; cit. Vadászi 2003). A Mátraalján az évi párolgás 800 mm, a csapadék és a párolgás különbözete mínusz 220 mm/év (Kontur et al. 1993). A párolgásmérésre használt „U” típusú átlagos kádpárolgás a Mátraalján 750 mm/év (Stelczer 2000). A kádpárolgás mérési eredményei nem egyenlők a szabad vízfelületek párolgásával, a kád-tó együttható 0,80–0,95 (Stelczer 2000). A Markazi-tározó 169 m magasan van, így óvatos becsléssel is 700 mm (másképpen kifejezve 1,25 Mm³/év, illetve 39,6 l/s) az éves párolgás, melyet a csapadéknak, a Bene-patak vízrendszerének és a betáplált rétegvíznek kell pótolnia.

A Balaton éves párolgási vesztesége 1967 és 1996 között 911 mm/év volt, melyből 786 mm április és október közötti időszakban párolog el (Kovács 2011). A mátraaljai területen (Visonta) 1973 és 1997 között 25 év alatt az átlagos csapadékmennyiség 561 mm/év volt, melyből az április és október közötti hét hónapban a csapadékmennyiség 385 mm (Vadászi 2003). A Tarna közepes vízhozama 2003 és 2009 között 983 l/s, április és október között 832 l/s volt (URL4).

Azaz, az éves párolgás 86%-a, a csapadékmennyiségnek viszont csak a 69%-a, a közepes vízhozamnak pedig a 85%-a keletkezik az április és október közötti hét hónapban.

Évi 700 mm-es párolgási veszteséggel számolva a 178,6 hektár ($178,6 \cdot 10^4 \text{ m}^2$) felületű Markazi-tározó párolgása április és október között 604 mm, melyből a csapadék 385 mm-t fedez. A különbség 219 mm, ilyen magas vízszlop feltöltéséhez 21 l/s vízmennyiség szükséges, azaz a Markazi-tározó párolgási vesztesége sem indokolja a Bene-patak felső vízgyűjtőjének teljes vízelvonását.

Egy erőmű folyamatos nyersvíz-ellátására egy Sajó nagyságú folyó teljes vízmennyiségét kell elképzelni (kb. 30–35 m³/s). A Mátrai Erőmű nyersvíz-felhasználása mindössze 1%-a az éves vízkeringtetésnek (URL10. p.48), de még így is jelentős mennyiségű: a tervhez (84 l/s; Zoller 1972) képest a 2010-es években 8–10,3 Mm³/év (254 és 327 l/s) között változott (URL10. p.106; URL11. p.13). Elvileg a feltöltött rendszer nyersvizet nem igényel, azonban elkerülhetetlenek a vízveszteségek, melyek fő forrásai: a hőkörfolyamat (póttápvíz), a hűtőkörfolyamatok (hűtőpótvíz) és a salakeltávolítás vízvesztesége (Bihari & Balogh 2002).

Mennyiségi szempontból legjelentősebb a turbinából kiáramló gőz lecsapódásának, kisebb mennyiségben a generátor és turbina hűtésének, valamint a salak és pernye eltávolításának vízigénye (Bihari & Balogh 2002). Utóbbi esetében a sűrűzagos salak-pernye szállítási mód bevezetése után az 1997 évihez képest 82%-al csökkent a vízfelhasználás (Valaska 1999). A Mátrai Erőmű nagyrészt recirkulációs (ugyanannál a technológiánál megvalósuló ismételt vízhasználat) kisebb mértékben soros eljárással (egyik technológiánál felhasznált vizet másik technológiai folyamatban használva), vagy manapság divatos szóval újrahasonosítja a működéséhez szükséges vizet.

Ebben a recirkulációs folyamatban kap szerepet az Őzse-völgyi iparivíz-tározó mint puffertó. A víztározót egy névtelen, de a térképeken jelzett vízmosásra telepítették, melyet jobb híján, Őzse-patakknak nevezünk. A völgyzáró gát hossza 175 m, a tárolt vízmennyiség 112.000 m³. (URL10. p. 103). Ide vezetik a technológia során keletkező hulladékvizek nagy részét (URL11 p. 11), valamint a zagyatározó csurgalékvizének egy részét (nagyobb részét újra salak és pernye szállításra használják), és innen oldják meg a technológiai vízpótlást, elsődlegesen a kéntelenítő berendezés pótvizét. A zagyatározó csurgalékvize (2013–17 közötti 17 mérés alapján) általában enyhén, ritkán erősen lúgos (pH 8,19±1,45), vezetőképessége igen magas 5.207±287 μS/cm (URL12. p.36). 2019-ig az Őzse-völgyi iparivíz-tározóból vizet csak igen ritkán engedtek az Őzse-patakba (URL10. p.33).

A Bene-patak halfaunája 2003 és 2017 között

Bár már 1973-ból vannak adataink a Bene-patak halfaunájáról, folyamatos adatsorral 2003-tól rendelkezünk. Halfogáshoz ettől kezdve minden esetben 6 milliméter szembőségű és 3,7 méter széles kétközhálót használtunk.

Az adatok egy részét korábban már közzétettük, (Harka et al. 2004, Szepesi & Harka 2006, 2008), de a 2008 utáni vizsgálatok eredményével együtt ezeket is felhasználtuk az 1. táblázat összeállításánál. Tíz mintavétel felett a jelenléten és hiányon alapuló előfordulási gyakoriság jobban tükrözi a fajok helyzetét a térség halközösségében, mint a dominancia. Az 50% feletti előfordulási gyakoriságú halfajok állandó tagjai a halközösségnek, ivadékuk minden évben előkerült, míg a 20% alattiak előfordulása véletlenszerű. Az 1. táblázatban feltüntettük a Cseh-árokából (°) és a Sós-völgyi-patakából (°) előkerült halfajokat is.

A Bene-patak a Víz Keretirányelv besorolása szerint Detkig síkvidéki, Detk és Abasár között dombvidéki, míg Abasár felett hegyvidéki jellegű kisvízfolyás, mely besorolás a halfauna-felmérésünk alapján is helytálló.

Mátraháza és Pálosvörösmart között csak kövicsíkot (*Barbatula barbatula*) sikerült fognunk, jelentős állománya Mátrafüredtől lefelé található. A mellékpatakok közül a Somor és a Csurgó-patak alsó szakaszán is megtaláltuk, és valószínűleg a Csatorna-patakban is él. Bár 2017-ben egy sebes pisztráng (*Salmo trutta fario*) is előkerült Mátrafüred alatt (Csipkés & Koncz 2018), a felső szakaszra egyedül a kövicsík jellemző. Az 1968-ban elkészült pálosvörösmarti osztómű (Zoller & Zsámboki 1970) átjárhatatlan akadályt képez a halak számára, azóta a kövicsíknak egy elszigetelt állománya él felette.

Az 5 km hosszú és 50 m szintesésű Északi-övcatorna (Zoller & Zsámboki 1970) kibetonozott, üledékmentes medrében többszöri próbálkozás ellenére sem sikerült halat fognunk. Torkolatának kiképzése miatt (az utolsó 300 m-en több mederlépcsővel hidalták át a több mint 20 m-es szintkülönbséget) a Markazi-tározó felől a halak számára átjárhatatlan.

A csekély vízmennyiség ellenére Visonta felett a Bene-patakban mindhárom dombvidékre jellemző halfaj megtalálható: domolykó (*Squalius cephalus*) tiszai küllő (*Gobio carpathicus*) és kövicsík. Az 1980-as években még üzemelő visontai bánya víztelenítése miatt nagyobb vízmennyiség lehetett a patakban, ezért Endes (1987) változatosabb halfaunát talált: compó (*Tinca tinca*), csuka (*Esox lucius*), naphal (*Lepomis gibbosus*) és sügér (*Perca fluviatilis*) is előkerült, de dombvidékre jellemző halat nem sikerült kimutatnia.

1. táblázat. A Bene-patak halfajai; lelőhelyi gyakoriságuk (FO%) és dominanciájuk (D%) 2003 és 2017 között
Table 1. Between 2003-2017 fish species; frequency (FO%) and dominance (D%) of Bene stream

Mintavételi helyek (1) Fajok (2)	Gyakoriság / Frequency (%)					Dominancia / Dominante (%)				
	B1	B2	B3	B4	B5	B1	B2	B3	B4	B5
<i>Rutilus rutilus</i> ^c	-	-	96	94	100	-	-	9,3	11,4	20,2
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	-	-	-	6	25	-	-	-	0,3	0,3
<i>Leuciscus leuciscus</i> ^c	-	-	16	44	13	-	-	0,3	0,5	0,1
<i>Leuciscus idus</i> ^c	-	-	28	38	44	-	-	2,4	2,0	5,6
<i>Leuciscus aspilus</i> ^c	-	-	20	25	38	-	-	0,5	2,3	0,3
<i>Squalius cephalus</i> ^{c,s}	-	63	80	81	69	-	35,1	6,2	3,8	3,2
<i>Leucaspilus delineatus</i>	-	-	8	-	-	-	-	0,1	-	-
<i>Alburnus alburnus</i> ^{c,s}	-	-	88	100	100	-	-	9,9	14,4	24,8
<i>Alburnoides bipunctatus</i> ^{c,s}	-	-	100	100	63	-	-	31,8	41,5	2,3
<i>Blicca bjoerkna</i> ^c	-	-	20	25	56	-	-	1,0	2,2	2,1
<i>Abramis brama</i> ^c	-	-	12	13	19	-	-	0,1	2,0	0,1
<i>Ballerus sapa</i>	-	-	8	19	-	-	-	0,1	0,2	-
<i>Gobio carpathicus</i> ^{c,s}	-	100	48	38	-	-	47,9	0,9	0,6	-
<i>Romanogobio vladykovi</i> ^{c,s}	-	-	80	81	50	-	-	4,5	4,1	0,8
<i>Pseudorasbora parva</i> ^s	-	-	-	31	13	-	-	-	0,3	1,1
<i>Rhodeus amarus</i> ^{c,s}	-	-	88	75	88	-	-	15,9	8,0	19,7
<i>Carassius gibelio</i> ^c	-	-	20	13	19	-	-	0,5	0,2	0,2
<i>Cyprinus carpio</i> ^c	-	-	-	6	6	-	-	-	0,0	0,0
<i>Cobitis elongatoides</i> ^{c,s}	-	-	80	69	75	-	-	3,3	1,4	12,3
<i>Barbatula barbatula</i> ^{c,s}	100	100	36	56	-	100	17,0	0,5	1,1	-
<i>Ameiurus melas</i>	-	-	16	-	-	-	-	0,2	-	-
<i>Esox lucius</i> ^c	-	-	8	13	69	-	-	0,1	0,1	0,5
<i>Lepomis gibbosus</i>	-	-	4	-	13	-	-	0,0	-	0,1
<i>Perca fluviatilis</i> ^c	-	-	24	13	38	-	-	0,4	0,4	0,3
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	-	-	4	-	-	-	-	0,0	-	-
<i>Gymnocephalus baloni</i>	-	-	12	6	44	-	-	0,4	0,1	0,8
<i>Sander lucioperca</i> ^c	-	-	-	-	19	-	-	-	-	0,1
<i>Neogobius fluviatilis</i> ^c	-	-	80	50	50	-	-	11,4	2,9	3,7
<i>Proterorhinus semilunaris</i> ^c	-	-	24	25	69	-	-	0,2	0,4	1,5
Fajsám (3)	1	3	25	24	23	1	3	25	24	23
Mintavételek száma (4)	6	8	25	16	16	6	8	25	16	16
Egyedszám (N) (5)	105	577	3.512	2.343	3.198	105	577	3.512	2.343	3.198
Átlagos fajsám/minta (6)	1	2.6	10.0	10.2	10.8	1	2.6	10.0	10.2	10.8

B1–B5: lelőhelyek, ^cCseh-árokban és ^sSós-völgyi-patakban is előfordult

B1–B5: sampling sites, also its occurrence in ^cCseh stream and ^sSós-völgyi stream

(1) sampling sites; (2) species; (3) n. of species; (4) n. of sampling; (5) n. of specimens; (6) average n. of species.

Visonta alatt 2004-ben domolykó, tiszai küllő és kövicsík mellett még ökle (*Rhodeus amarus*) és vágócsík (*Cobitis elongatoides*) is előkerült, azonban 2005-re az utóbbi két faj eltűnt, és 2006-ban már kövicsíkot sem fogtunk. Ebben szerepe lehetett az 1998-ban átadott

visontai szennyvíztisztítónak. 2006 óta ránézésre túl szennyezettek találtak ezt a szakaszt, ezért azóta ott nem próbálkoztunk halfogással.

Halmajugra alatt torkollik be a Sós-völgyi-patak, mely a Bene-patak irányából népesült be. 2012 és 2016 között 3 mintavétel során 9 halfajt mutattunk ki belőle. Innen kezdve elegendő a vízmennyiség ahhoz, hogy változatos halfauna alakuljon ki.

A Bene-patak alsó (Detk alatti), síkvidéki szakaszán állandó faunaelem a bodorka (*Rutilus rutilus*), a domolykó, a küsz (*Alburnus alburnus*), a sujtásos küsz (*Alburnoides bipunctatus*), az ökle, a vágócsík és 2006 óta a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*). A tiszai küllő a halványfoltú küllő (*Romanogobio vladkovi*) megjelenését követően visszaszorult, majd a folyami géb megjelenését követően a halványfoltú küllő egyedszáma is drasztikusan lecsökkent.

A jász (*Leuciscus idus*) és a balin (*Leuciscus aspius*) áradásos esztendőkből (2005, 2006, 2010, 2013) Detkig felhatol, és sikeres ívása után nagy tömegben fordul elő (Szepesi & Harka 2012). Az ökle estében pont ellenkezőleg: áradásos esztendőkből az egyedszáma lecsökken, majd egy-két év elteltével újra domináns fajjává válik. Az egyedszámcsökkenést nem önmagában az áradás, hanem az előbb említett két faj tömeges megjelenése okozhatja.

A ponty (*Cyprinus carpio*) és a bagolykeszeg (*Ballerus sapa*) a 2010-es áradás nyomán hatolt be a Bene-patakba, de megtelepedni nem tudtak, bár 2016-ban is előkerült egy ivadék ponty Nagyfüged alatt. Az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) a 2010-es áradás után – az előző fajokkal ellentétben – tartósan megtelepedett.

Kövicsík Nagyfüged alatt nem került elő, de bizonyosan lesodrónak példányai, mert a Cseh-árok csak innen tudott benépesülni. Ez azt mutatja, hogy még a jól kutatottnak hitt szakaszokon is kerülhetnek elő új halfajok.

A fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*) első példányait 2013-ban fogtuk Detknél, azóta ott egy kisebb állománya alakult ki. 2014-ben, 40 év elteltével sikerült újra fognunk vágódurbincset (*Gymnocephalus cernua*) a Bene-patakból. Mindkét fajt kimutatták a Markazi-tározóból (URL 14; URL15), valószínűleg onnan sodródtak le.

A széles durbincs (*Gymnocephalus baloni*) 2006-ban a Tarnán Kálig, a Bene-patakon Detkig hatolt föl, és Nagyfüged alatt önfenntartó állománya alakult ki. Utolsó példányát Nagyfüged alatt 2014-ben fogtuk, ami egyben a Tarna vízrendszeréből származó utolsó adata is.

A csukának Nagyfüged alatt stabil állománya van, itt szaporodik is. A tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*) 2003-ban már elterjedt volt a patakban, a folyami gébet viszont először 2006-ban, Detknél mutattuk ki, innen terjedt lefelé és azóta folyamatosan jelen van.

2003 és 2017 között 29 halfaj jelenlétét regisztráltuk a Bene-patakban, ezenkívül 3 halfaj előfordulásáról tudunk: 1982 és 1986 közötti időszakban compó Visonta felett (Endes 1986), 2017-ben egy sebes pisztráng Mátrafüred alatt és három paduc (*Chondrostoma nasus*) Nagyfüged alatt került elő (Csipkés & Koncz 2018). Az általunk kimutatott 29 halfaj jelentős mennyiségnek számít egy ilyen kis patakban, de ehhez 15 évre és több mint 70 mintavételre volt szükség. Az összes fajszámnál fontosabb mutató a mintavételenként fogott fajok száma, mely az alsó szakaszon 10,0 és 10,8 között változott.

A Nyiget-patak halai

A Nyiget-patak 2004 előtti halfaunájáról semmilyen ismeretünk nincs, vélhetőleg a Bene-patakban megtalálható és dombvidékre jellemző halfajok alkották. A Markazi-tározó és a Bene-patak torkolata között a vízfolyás 6 km hosszú, esése 4,6 m/km. Először 2004-ben a torkolat felett 1 km-re vizsgáltuk a vízfolyást, majd a két későbbi vizsgálat közvetlenül az Özse-

2. táblázat. A Nyiget-patak (1. ábra: N1) halfaunája
Tabl. 2. Fishfauna of Nyiget stream (Fig1.: N1)

Fajok / Species	Dátum / Date		
	2004.05.01.	2004.08.01.	2005.08.14.
<i>Squalius cephalus</i>	-	1	-
<i>Gobio carphaticus</i>	27	15	17
<i>Rhodeus amarus</i>	28	26	42
<i>Barbatula barbatula</i>	-	14	29
Fajszám / N. of Species	2	4	3
Egyedszám / N. of Specimens	55	56	88

patak (valójában a Mátrai Erőmű tisztított kommunális szennyvize) beömlése alatt történt. A víz mélysége 15-30 cm, a szélessége 0,8–2 m között változott. Az egyedek jelentős része ivadék volt, a fogott fajok a dombvidéki kisvízfolyásokra jellemzőek (2. táblázat).

A Bene-patak felől a torkolat kiképzése miatt (mederlépcsők sorozata) halak nemigen tudnak feljutni, a Markazi tározóból pedig ezeket a fajokat nem mutatták ki (URL14, URL15), így a Nyiget-patakban egy kb. 10–15 éve elszigetelt és szaporodni képes állományt találtunk (pontosan nem ismerjük a patak torkolatáthelyezésének időpontját, de valószínűleg 1990 környékén, a Déli bánya nyitásakor történhetett).

A későbbiekben nem vizsgáltuk a vízfolyást, mert újabb halfajokra nem számítottunk (esetleg a vágócsík kerülhetett volna még elő, a sujtásos küsznek több víz kell), a Markazi-tározó alatt meg csak tisztított szennyvíz csordogált, amiben nem volt kívánatos a halászat.

Jövőkép

Becslésünk szerint, jelenleg a Bene-patak torkolati vízhozamának 70–80%-a a Déli bánya víztelenítéséből származó rétegvíz. A Déli bánya bezárása után (várhatóan 2025 körül) és a pálosvörösmarti vízmegosztás további elmaradása esetén, április és október között csak a szennyvíztisztító telepek, a Nyiget-patak által szállított és az ipar által felhasznált víz, némi csapadékvíz, és néhány névtelen forrás vize fog Nagyfügedig eljutni és a Tarnával egyesülni. 2025 után a várható, nagyjából 20–50 l/s vízmennyiség bizonyosan nem lesz elegendő ilyen változatos halfauna fenntartására.

Irodalom

- Balás G., Major K., Remete Zs., Bakacsi-Saffer Zs., Ungvári G., Kis A. (2019): A fenntartható fejlődés és az államháztartás kölcsönhatásai, a vízgazdálkodás példáján. pp. 73. https://www.parlament.hu/documents/126660/1966013/KT_vizgazdalkodas_Hetfa_0927.pdf/39296266-d360-e432-08cd-ef097708f62c?t=1570191720529 Letöltve: 2020. 01. 28
- Bihari P., Balogh A. (2002): Az erőmű vízellátása. 194–207. In Bihari P. (ed.): *Erőművek*. Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Budapest, pp. 323. ftp://ftp.enegia.bme.hu/pub/Tananyagok-archivuma/Egyetemi-kepzes/eromuvek/BMEGEEN4068/eromuvek_1a.pdf Letöltve: 2019. 08. 12
- Csipkés R., Koncz D. (2018): Kisvízfolyások halfaunájának helyzete a Bükk Nemzeti Park Igazgatóság működési területén. *Pisces Hungarici* 12: 21–31.
- Endes M. (1987): A Mátra és a Mátra-alja halfaunája. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 12: 91–95.
- Harka Á., Szepesi Zs., Koščo J., Balázs P. (2004) Adatok a Zagyva vízrendszerének halfaunájához. *Halászat* 97/3: 117–124.
- Illésy Z. (1936): A magyar pisztrángos vizek és újabb pisztráng telepítések. *Halászat* 37/1–2: 2–5.
- Konecsny K., Nováky B. (2011): Az éghajlati és antropogén hatások a Zagyva kisvizeinek időbeli alakulásában. pp. 19. http://www.hidrologia.hu/vandorgyules/29/dolgozatok/konecsny_karoly.html Letöltve: 2012.06.
- Kontur I., Kornis K., Winter J. (1993): *Hidrologiai számítások*. Akadémia Kiadó, Budapest. pp. 562.
- Kovács A. (1981): Visontai hírkronika. *Honismeret* 9/5: 46–50.
- Kovács Á. D. (2011): Tó- és területi párolgás becslésének pontosítása és magyarországi alkalmazásai. Phd értekezés, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem. pp. 101. <https://repositorium.omikk.bme.hu/bitstream/handle/10890/1042/ertekezes.pdf?sequence=1&isAllowed=y> Letöltve: 2019. 08. 15.
- Kovács F. (2015): A külfejtések víztelenítése során emelt vizek minőségi megfelelése a haltenyésztés követelményeinek. *Halászat-Tudomány* 1/1: 7–14.
- Kutics K., Krainszkaja G., Varga Gy. (2016): A Balaton és teljes vízgyűjtő-területének átfogó hidrológiai vizsgálata, különös tekintettel a lefolyási viszonyok drasztikus változására és a hozzáfolyás csökkenésére. pp. 21. http://www.hidrologia.hu/vandorgyules/34/dolgozatok/word/0319_kutics_karoly.pdf Letöltve: 2019. 10. 11.
- Láng S. (1955): *A Mátra és a Börzsöny természeti földrajza*. Akadémia Kiadó, Budapest. pp. 512.
- Mihálffy G. (1984): Adatok az északmagyarországi bányavizek vízminőségének megismeréséhez. *Vizeink* 13 (különszám): 190–205.
- Schmidt E. R., Láng G., Ozoray Gy. (1962): Adatok egyes középhegységeink vízháztartásához. p. 48–56. In: Balogh K., Szabóné Drubina M. (ed.): *Vázlatok és tanulmányok Magyarország vízföldtani atlaszához*. Műszaki Könyvkiadó, Budapest. pp. 657.
- Stelczér K (2000): *A vízkészlet-gazdálkodás hidrológiai alapjai*. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest. pp. 419.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2006): A Mátra és környéke halfaunája. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 30: 263–283.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2007): Egy mesterséges kisvízfolyás, a mátraaljai Cseh-árok halfaunájának jellegzetességei és az *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782) helyi populációjának vizsgálata. *Pisces Hungarici* 2: 117–127.

- Szepesti Zs., Harka Á. (2008): Halfaunisztikai adatok a Zagyva középső és Tarna vízrendszerének alsó szakaszáról. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 32: 201–213.
- Szepesti Zs., Harka Á. (2012): Árvíz hatása egy kis folyó, a Tarna halközösségére. *Pisces Hungarici* 6: 39–46.
- Szepesti Zs., Csipkés R. (2020): A 2019 nyarán bekövetkezett vízszennyezés hatása a Bene-patak halfaunájára. *Pisces Hungarici* 14: 91–100.
- Vadászi M. (2003): Csapadék és lefolyási jellemzők meghatározása a mátraaljai külfejtéses területre. Phd értekezés. Miskolci Egyetem Műszaki Földtudományi Kar. pp.96. <http://midra.uni-miskolc.hu/document/5779/1029.pdf> Letöltve 2017. 01. 27.
- Valaska J. (1999): Erőművi salak-pernye elhelyezés külszíni bányaterekben. *University of Miskolc, Series A. Mining* 53: 135–158.
- Zoller J., Zsámboki L. (1970): A Markazi-tározó. *Hidrológiai Tájékoztató* 10/1: 105–110.
- Zoller J. (1972): Völgyzárógátak mérnökgeológiai feltárásának műszaki gazdasági tapasztalatai. *Mérnökgeológiai Szemle* 11: 25–41.
- URL1. Észak-Magyarországi Vízügyi Igazgatóság (2015): Jelentős vízgazdálkodási problémák – 2–11 Tarna vízgyűjtő tervezési alegység. pp. 16. https://www4.vizugy.hu/old_vizugy_site/documents/6DE73465-1D39-45C5-8958-BD7DB38DC5B0/2_11_Tarna_JVP_vegleges.pdf Letöltve 2018. 06. 29.
- URL2. A visontai szennyvíztelep minőségi mutatói. <https://www.hmvmurt.hu/files/Szviztelepek/Visonta.pdf> Letöltve: 2020. 01. 03.
- URL3. Mendikás Kft. (2016): Egységes környezethasznosítási engedély módosítási dokumentáció a Mátrai Erőmű Zrt visontai külszíni szénbányászati tevékenységére. pp 57. és 3 melléklet <http://emiktf.hu/Ugyfelfinf/engedelyek/lista.html> Hatósági ügyszám: BO/16/17446/2016. Letöltve 2019. 12. 21.
- URL4. www.vizadat.hu Utolsó hozzáférés 2017. 04. 20; ma már nem elérhető.
- URL5. Mendikás Kft (2017): Előzetes vizsgálati dokumentáció az abasári Dulinka-patak tervezett mederrendezési munkálataihoz. pp. 69. <http://www.kormanyhivatal.hu/download/e/9a/14000/El%20C5%91zetes%20Vizsg%20C3%A1lati%20Dokument%20C3%A1ci%20C3%B3.doc> Letöltve: 2019. 08. 16.
- URL6. Magos G. (ed.) (2014): Gyöngyösi Sár-hegy Természetvédelmi Terület és bővítése, természetvédelmi kezelési terve. Bükk Nemzeti Park Igazgatósága pp. 55.
- URL7. Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság, Észak-magyarországi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság (2010): A Víz Keretirányelv hazai megvalósítása, vízgyűjtő-gazdálkodási terv – 2–11. Tarna. http://vgt.kornyeztvedok.hu/vgt1/2-11_Tarna.pdf_100422.pdf Letöltve: 2014. 03. 10.
- URL8. 28/2004 KvVM rendelet: A vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól.
- URL9. Országos Vízügyi Főigazgatóság: Árvízi kockázati térképezés és stratégiai kockázatkezelési terv készítése. http://www4.vizugy.hu/old_vizugy_site/documents/4AF71081-61B0-45F1-AFC2-675AEFFE6DAE/8_Bene_vizmelyseg.jpg Letöltve: 2018. 04. 20.
- URL10. Envicare Kft (2020): Mátrai Erőmű zRt. villamosenergia-termelő tevékenységének felülvizsgálata a 2015–2019 időszakra vonatkozóan. pp. 146. és 15 melléklet. <http://www.kormanyhivatal.hu/hu/heves/dokumentumok/ugyintezes/kornyeztvedelmi-es-termesztvedelmi-hatosagi-es-igazgatasi-feladatok> Hatósági ügyszám: HE-02/KVTO/00536/2020. Letöltve 2020. 02. 25; elérhető 2020. 03. 19-ig.
- URL11. Észak-magyarországi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság (2013): Mátrai Erőmű Zrt (Visonta) villamosenergia-termelő tevékenységére vonatkozó módosított 2084–4/2008. számú egységes környezethasználati engedélyének egységes szerkezetbe foglalt módosítása. pp. 37. <http://emiktf.hu/Ugyfelfinf/dontesek/doc/2013-14765-13.pdf> Letöltve: 2019. 08. 31.
- URL12. Envicare Kft (2018): Mátrai Erőmű Zrt: Az 1. sz. területen kialakított zagyter - egységes környezethasználati engedély felülvizsgálata. pp. 43. <http://www.kormanyhivatal.hu/download/4/0f/74000/ME%20Zrt%201%20sz%20ter%20C3%B3leten%20kialak%20C3%ADtott%20zagyter%20C3%A9r%20EKHE%20fel%20C3%B3lvizsg%20C3%A1lat.pdf> Letöltve: 2019. 08. 10.
- URL13. A markazi szennyvíztelep minőségi mutatói. https://www.ervzrt.hu/wp-content/uploads/2017/01/SZE_Markaz.pdf és https://www.ervzrt.hu/wp-content/uploads/2019/04/SZE_Markaz.pdf Letöltve: 2020.01.03.
- URL14. Gorda S. (2013): A visontai erőmű és bánya dolgozóinak horgász egyesülete horgászati kezelésben lévő Markazi-tározó tó halállomány állapotfelmérésének és vizsgálatának eredménye. <https://docplayer.hu/3764821-Halallomany-felmeres-eredmenye-a-markazi-viztarozo-tavon.html> Letöltve: 2019. 12. 10.
- URL15. Gorda S. (2015): A Markazi-víztározó 2015. május 26.-án végzett halállomány felmérés, vízminőség vizsgálat és halboncolás eredményei. http://markazihorgaszto.hu/wp-content/uploads/2018/02/IV-felmeres-eredmenye_aug.docx Letöltve: 2019. 12. 10.

Authors:

Zsolt SZEPESTI (5szepesi5zsolt@gmail.com), Ákos HARKA (harkaa2@gmail.com)

Elektronikus melléklet:

http://haltanitasarasag.hu/ph14/Szepesti.&Harka_Pisces.Hungarici_2020_elektronikus_melleklet.pdf



A 2019 nyarán bekövetkezett vízszennyezés hatása a Bene-patak halfaunájára

Impact of the water pollution on the fish fauna of the Bene stream in summer 2019 (Northeast Hungary)

Szepesi Zs.¹, Csipkés R.²

¹ Omega-Audit Kft., Eger

² Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, Eger

Kulcsszavak: vízmennyiség, oldott oxigén, halpusztulás, szennyvíz, hígítóvíz

Keywords: discharge of river, dissolved oxygen, fishkill, wastewater, diluting water

Abstract

On July 22, 2019, 2,000 m³ of wastewater was discharged from the Ózse Valley industrial reservoir, with organic matter content of BOD₅ = 237 g/m³ and COD_{cr} = 350 g/m³. Between July 24 and July 30, 2019, another 31,550 m³ of wastewater was discharged, but it was diluted with clean water from the Markaz Reservoir.

The fish fauna of the section of the Bene stream above Nagyfűged was surveyed two weeks and two months before the contamination. The same 150 m long sampling section was sampled four times during the 3 months following the contamination.

The average number of adult individuals decreased from 302 before the contamination to 46, i.e. 85% of adult individuals had disappeared or died. Of the 14 fish species detected before the contamination, only 9 were found later. The benthic fish species (*Gobio carpathicus*, *Barbatula barbatula*, *Neogobius fluviatilis*) were particularly affected, of which no adult specimens or juveniles were detected after the contamination.

Compared to adult individuals, large numbers of offspring survived the contamination, an average of 112 specimens were caught. Of the 11 to 13 fish species that were realistically expected, the offspring of 9 fish species were detected. Probably, the offspring in the wind water were less affected by the lack of oxygen due to the contamination moving in the stream channel of the riverbed. Most likely, dissolved oxygen was below 2 g/m³ for several hours (6-9 h).

Bevezetés

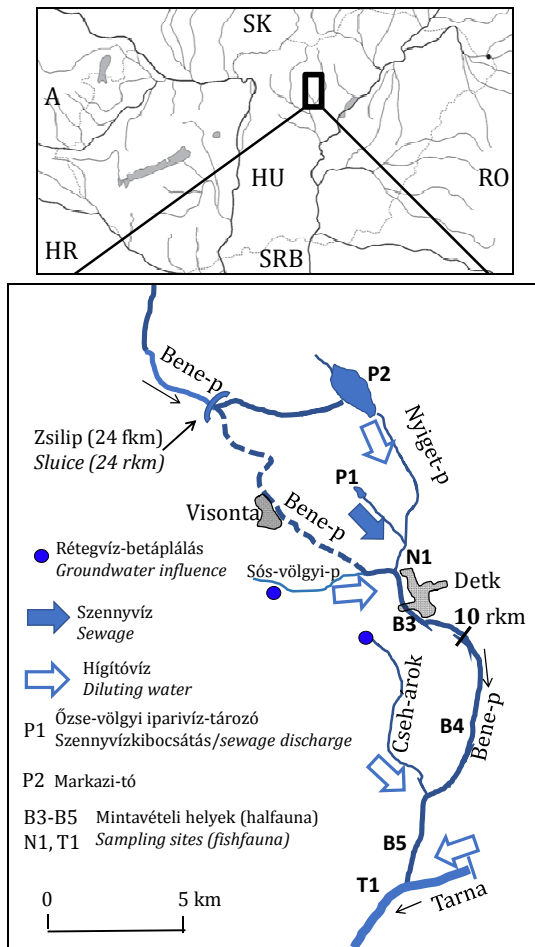
2019. július 22-én jelentős szervesanyag-terhelés érte a Nyiget-patakat és rajta keresztül a Bene-patak alsó, Detk alatti szakaszát. A későbbi hatósági ellenőrzés megállapítása szerint a szennyezés az Ózse-völgyi iparivíz-tározóból eredt (URL1). A Bene-patakat befogadó Tarnán Jászdózsánál is – a szennyező forrástól 29 fkm-re – észleltek haltetemeket és agonizáló egyedeket (dr. Szerencsés István szóbeli közlése). A Heves Megyei Katasztrófavédelmi Igazgatóság szerint a halpusztulást nem vegyi anyag okozta, hanem – nagy valószínűséggel – az érintett vízfolyásokba került szerves anyag idézett elő oxigénhiányos állapotot (URL2).

Az utóbbi húsz évben évente többször is vizsgáltuk a Bene-patak halfaunáját, többek közt a szennyezést megelőzően két héttel is. Magáról a szennyezésről az internetről értesültünk. Az országos internetes hírportálok (hvg.hu, index.hu, 24hu, nepszava.hu, napi.hu, 444.hu, atlatszo.hu, stb.) több mint két hétig foglalkoztak ezzel a sajnálatos eseménnyel. Ilyen mértékű halpusztulás elég gyakran előfordul az országban, de róluk többnyire csak egy-két cikk számol be. Annak, hogy a Bene-patakon történt szennyezés két-három héten keresztül is a vezető hírek között szerepelt, elsősorban politikai okai voltak.

2019. augusztus 7-én az Eger-patakat érintő, hasonló nagyságú – de fotókkal és videókkal dokumentált – halpusztulást okozó szervesanyag-szennyezésről csak a megyei hírportálok (heol.hu, egrigyek.hu stb.) számoltak be, az országos hírportálok ingerküszöbét

ez nem lépte át. Igaz, ebben az esetben trópusi jellegű eső okozott diffúz szervesanyag-szennyezést a patakban, és ez vezetett halpusztuláshoz.

Jelen dolgozatunkban azt kívánjuk bemutatni, hogy 2019 nyarán a jelentős szervesanyag-terhelés hatására néhány óráig fennálló oxigénhiányos állapot hogyan érintette a Bene- és Nyiget-patak halfaunáját.



1. ábra. A Bene-patak szennyezett szakaszának vízrendszere
 Fig. 1. The water system of the polluted section of the Bene stream

Anyag és módszer

2017 és 2020 között elektromos kutatóhalászgéppel (SAMUS 1000 és SAMUS 725 MS), segédszák alkalmazása nélkül vizsgáltuk a Bene-patak halfaunáját.

A vízszennyezés (2019. 07. 22.) előtt két héttel és három hónappal is felmértük a Nagyfüged feletti szakasz (6,7 fkm, M3-as autópálya; 1. ábrán B4 mintavételi hely) halfaunáját, majd ugyanitt a szennyezést követő három hónapban további 4 mintavételre került sor. A szennyezés hosszú távú hatásának vizsgálatára 2020-ban további mintavételeket végeztünk. A mintaszakaszok hossza 150 m volt, a B4 mintavételi hely jellemzői: szélessége 2,4–3,2 m közötti, az M3-as autópálya hídja alatt 5 m; mélysége 0,3–0,7 m között változott. A mintavételi helyet a 90. méternél egy kőszórás osztja ketté. A vízsebesség saját méréseink alapján (a nagyfügedi vízmérce 95 cm-es, nagyjából átlagos

vízállásnál) a kőszórás alatt 0,47 m/s, míg felette, a duzzasztott szakaszon 0,28 m/s. A vízfelület az inváziós növények árnyékolása miatt végig szabad, az aljzat üledékmentes.

A vízszennyezés előtti és utáni halfaunisztikai adatokat a jelenléten és hiányon alapuló Jaccard-index és a tömegességi viszonyokat is figyelembe vevő Bray–Curtis-index felhasználásával hasonlítottuk össze. A különböző vízállás és vízáttetszőség melletti vizsgálatok, valamint az esetleges mintavételi hibák tompítása miatt, az adatokat \sqrt{N} transzformáltuk.

A Bene-patak nagyfügedi vízmércéjénél 12 óránként rögzítik a vízállásadatokat, de vízhozamot nem mérnek. Az Észak-magyarországi Vízügyi Igazgatóság által szolgáltatott – 2019. július 15. és 2019. augusztus 31. között óránként mért – adatok alapján összehasonlítottuk a Tarna tarnamérai (24,3 fkm) és tarnaörsi (11,9 fkm) vízhozamát, hogy a csapadékból keletkező vízhozamnövekedést kiszűrhessek. A maradék különbözet a szennyvíz és a hígítóvíz mennyiségét adja meg, ugyanis a Bene-patak torkolata (19,5 fkm) a két vízmérce között van. A Tarna áramlási sebessége ezen a szakaszon 0,2 m/s, ezért az összehasonlítás során a tarnamérai értékeket 17 órával eltoltuk. Felhasználtuk a Bene-patak nagyfügedi vízmérce (4,2 fkm) 12 óránként rögzített vízállásadatait is.

A szervesanyag-lebomlás oxigénfogyasztása és az oxigéndiffúzió az un. kritikus helyen van egyensúlyban, itt a legalacsonyabb a szennyvízbevezetés alatt az oldott oxigén koncentrációja (Clement et al. 2014). A 2019. 07. 22-i szennyezés adatai (részben tények, részben becsült adatok) alapján meghatároztuk a kritikus hely jellemzőit (távolság, oldott oxigén). Clement és Kardos (2016) alapján a kritikus távolság:

$$x_{kr} = v_0 t_{kr} = v_0 \frac{1}{k_a - k_1} \ln \left[\frac{k_a}{k_1} \left\{ 1 - \frac{D_0 - (k_a - k_1)}{L_0 k_1} \right\} \right]$$

Ebben x_{kr} =kritikus távolság (km), v_0 =vízfolyás sebessége (km/d), t_{kr} =kritikus idő (d), k_a =oxigénbeviteli tényező (1/d), k_1 =lebomlási tényező (1/d), D_0 =oxigéndeficit a bevezetés alatt, a telítési és az aktuális oxigénkoncentráció különbözet (g/m³), L_0 =szervesanyag-terhelés kezdeti koncentrációja a bevezetés alatt, azonnali elkeveredést feltételezve (g/m³).

A statisztikai számításokhoz Microsoft Excel 2013 és Past 3.03 (Hammer et al. 2001) programokat alkalmaztunk.

Eredmények

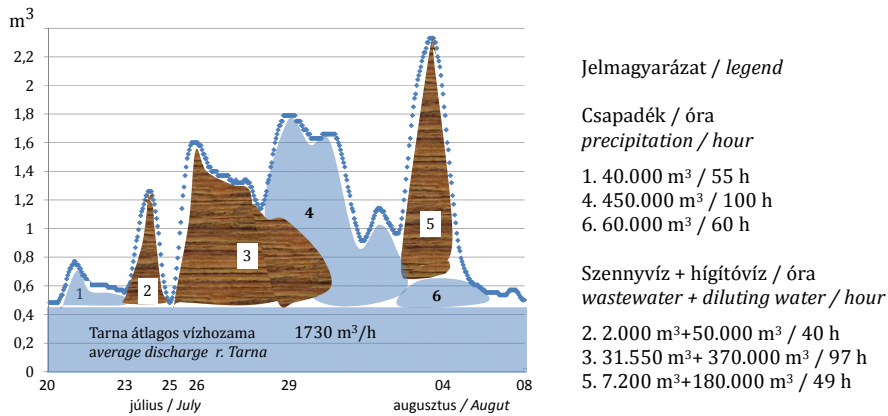
2019. 07. 22-én megnyitották az Őzse-völgyi iparivíz-tározót és 2.000 m³ (ez 8 óra alatt 69 l/s-nak felel meg) erősen szennyezett (BOI₅=237 mg/l és KOI_k=350 mg/l) vizet engedtek a Nyiget-patakba (URL3 6. mell. p. 13). Az ürtést 17.00-kor befejezték, ellenben a Markazi-tározót csak 18.00-kor nyitották meg (URL3 6. mell. p.13), azaz több órán (6–9 óra) keresztül hígítóvíz nélkül áramlott erősen szennyezett víz a Nyiget-patakon keresztül a Bene-patakba és a Tarnaába. Az V. osztályú, erősen szennyezett vízminőség határértékei: BOI₅ >15 mg/l és KOI_k >60 mg/l (MSZ 12749/1993). A hígítóvíz árhullámot idézett elő (2. ábra) és Tarnaörs környékén (a szennyező forrástól 24 fkm-re) utolérhette a szennyezést, vagy ha nem, akkor is jelentősen lerövidítette az oxigénhiányos időintervallumot.

2019. 07. 23-án szünetet tartottak, de 2019. 07. 24. és 2019. 07. 30 között – hatósági ellenőrzés mellett – változó napi mennyiségben, további, összesen 31.550 m³ szennyezett vizet engedtek le az Őzse-völgyi iparivíz-tározóból. Nem ismerjük az ürtés pontos folyamatát, de ha napi 24 órás időtartamot feltételezünk, akkor az egyes napokon 41 és 94 l/s közötti szennyezett víz került a Nyiget-patakba. 2019 júliusában az Őzse-völgyi iparivíz-tározó nagyjából egyharmadát, majd augusztusban a maradék vizet is leengedték, összesen 135.150 m³-t (URL3 6. mell. p. 12). 2019. 07. 24-től a Markazi-tározóból folyamatosan hígítóvizet engedtek le (becslésünk szerint 1,8 millió m³-t, ami 1 m-es vízszintcsökkenéssel járt, a hígítási arány Q/q>13), ami jelentősen javított a Nyiget-patak vízminőségén.

A nyári vízminőség mérési adatait nem tették közzé, ellenben a novemberi légszennyezés kapcsán mért vízminőségi adatok (URL4) alapján bizonyos összehasonlítást

tehetünk. 2019. 11. 19 és 2019. 11. 24. között 33 mérés szerint az Őzse-völgyi iparvíz-tározó oldott oxigénje $2,3 \pm 2,2$ mg/l, a $pH=7,3 \pm 0,16$, és a $KOI_{cr}=147,7 \pm 22,4$ mg/l volt. Az oxigéntelítettség 7 °C vízhőmérsékletet feltételezve 19% (ezen a vízhőmérsékleten a 100%-os oxigéntelítettség 12,14 mg/l). Ebben az időszakban volt olyan 28 órás intervallum, amikor az oldott oxigén végig 1 mg/l alatt volt.

2019. 07. 22-én a KOI_k több mint duplája volt a novemberi értéknek, és hasonló oxigéntelítettség esetén – 22 °C vízhőmérsékletet feltételezve – az oldott oxigén 1,6 mg/l értéknél is kisebb lehetett. 2019. 07. 22-én az Őzse-völgyi tározó ürítése és a Markazi-tározó megnyitása közti időkülönbség alapján a Nyiget-patak alsó 2 km-es szakaszán 6–9 órán keresztül a víz oxigéntartalma valószínűleg 1 mg/l körüli értékű lehetett.



2. ábra. A Tarna vízhozamának összetétele Tarnaörsnél 2019. 07. 20 és 2019. 08. 08. között
Fig. 2. The composition of the water flow of the River Tarna at Tarnaörs between 20.07.2019 and 08.08.2019

Az Őzse-patak időszakos vízfolyás, minimális vízhozammal. Medrében a Mátrai Erőmű saját kommunális szennyvíztisztítójából származó tisztított szennyvíz folyik, melyet jóval az Őzse-völgyi víztározó alatt engednek a patakba. Nyaranta a Nyiget-patak alsó, 2 km-es szakaszán szintén ez a tisztított kommunális szennyvíz folyik, de korábban (2004–2005) a dombvidékekre jellemző halegyüttes fordult elő benne. A szennyezést követően 2019. 08. 22-én mintáztuk a Nyiget-patakot az Őzse-patak beömlése alatt (a korábbi mintavételek helyszínén) és felett, de halat nem sikerült fognunk (1. táblázat).

Az Őzse-patak torkolata feletti mintavétel eredménye nem volt meglepő, halat ott korábban sem találtunk. A Nyiget-patakban az Őzse-patak torkolata felett nyaranta csak a markazi szennyvíztelep néhány l/s-os vízhozama csordogál. 2020. 04. 08.-án két adult halat fogtunk a Nyiget-patakban, nem lehet eldönteni, hogy túlélők vagy valahogyan átjutottak a Nyiget-patak nehezen leküzdhető torkolati kiképzésén.

Bár az utóbbi 14 évben nem vizsgáltuk a Nyiget-patak alsó szakaszát, de 2019. 07. 22-én az ÉMVIZIG szakemberei halpusztulást észleltek benne (URL3 6. mell. p. 10), igazolva, hogy a halak eltűnése és a szennyezés között összefüggés van.

1. táblázat. A Nyiget-patak (1. ábra: N1) halfaunája
Table 1. Fishfauna of Nyiget stream (Fig. 1: N1)

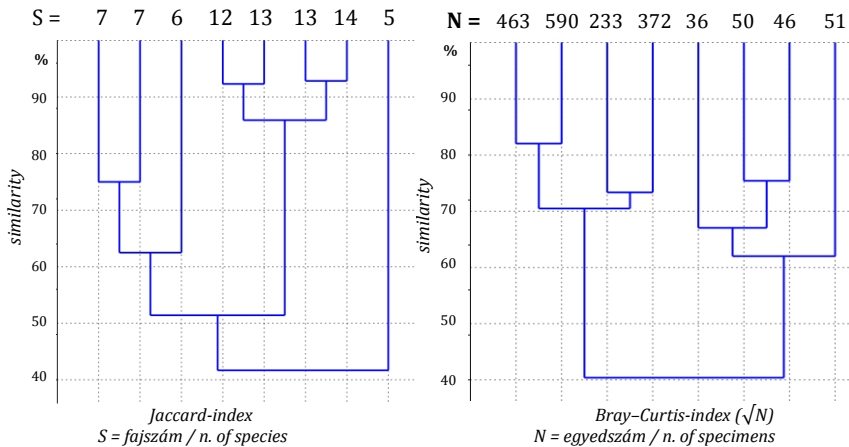
Fajok / Species	Dátum / Date				
	2004.05.01.	2004.08.01.	2005.08.14.	2019.08.22.	2020.04.08.
<i>Squalius cephalus</i>	-	1	-	-	-
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	-	-	-	-	1
<i>Gobio carpathicus</i>	27	15	17	-	-
<i>Rhodeus amarus</i>	28	26	42	-	-
<i>Barbatula barbatula</i>	-	14	29	-	1
Fajszám / N. of Species	2	4	3	0	2
Egyedszám / N. of Specimens	55	56	88	0	2

2019. 07. 22-én a szennyezett víz (kb. 69 l/s) a Bene-patakba érkeve 80–100 l/s hígítóvízzel keveredett. A Bene-patakot április és október között Pálosvörösmartnál a Markazi-tározóba terelik, Halmajugra alatt a mederben a Déli bányából kitermelt és a Sós-völgyi-patakon keresztül bevezetett rétegvíz folyik (Szepesi & Harka 2020). A rétegvíz hőmérséklete viszonylag állandó (17–20 °C közötti; Kovács 2015), szervesanyag-tartalma minimális ($KOI_{ps} = 1,1 \pm 0,2$ mg/l; Kovács 2015), az oldott oxigén mennyisége pedig hasonló lehet, mint a Keleti-I bánya rétegvízének (8,2 mg/l, az oxigéntelítettség 90%; Mihálffy 1984).

2. táblázat. A Bene-patak (B4 mintavételi hely) halfaunája a 2019. 07. 22-i vízszennyezés előtt és után
 Tabl. 2. The fish fauna of the Bene stream (sampling site B4) before and after the water pollution on 22.07.2019

Fajok / Species	Dátum / Date												
	2019.04.22.	2019.07.10.	2019.08.11.	2019.08.30.	2019.09.20.	2019.10.13.	2020.04.08.	2020.05.10.	2019.07.10.	2019.08.11.	2019.08.30.	2019.09.20.	2019.10.13.
	adult								ivadék / fry				
<i>Rutilus rutilus</i>	2	14	-	2	2	2	137	101	6	9	3	30	80
<i>Leuciscus leuciscus</i>	4	8	-	-	-	-	3	4	-	-	1	-	-
<i>Leuciscus idus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Leuciscus aspius</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Squalius cephalus</i>	105	98	17	15	6	11	31	109	8	-	-	1	2
<i>Alburnus alburnus</i>	120	19	7	17	11	-	77	169	-	33	39	19	7
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	72	22	-	1	3	-	25	27	7	4	10	7	9
<i>Gobio carpathicus</i>	10	2	-	-	-	-	12	6	-	-	-	-	-
<i>Romanogobio vladykovi</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudorasbora parva</i>	16	2	-	-	2	1	5	1	-	-	-	-	-
<i>Rhodeus amarus</i>	21	29	10	6	18	34	136	108	10	37	43	40	54
<i>Carassius gibelio</i>	2	21	1	7	4	1	2	40	2	-	-	-	-
<i>Cobitis elongatoides</i>	7	7	1	-	-	-	9	6	4	2	6	2	3
<i>Barbatula barbatula</i>	9	2	-	-	-	-	6	2	-	-	-	-	-
<i>Neogobius fluviatilis</i>	1	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	2	1	-	2	-	2	7	4	-	-	-	1	3
Egyedszám / n. of specimen	372	233	36	50	46	51	463	590	37	85	102	101	158
Fajszám / n. of species	14	13	5	7	7	6	13	12	6	5	6	8	7

év / year	19	19	19	20	20	19	19	19	20	20	19	19	19	19	19	
hónap / month	08	09	10	05	04	07	04	08	04	05	07	04	08	08	09	10
nap / day	30	20	13	10	08	10	22	11	08	10	10	22	11	30	20	13



3. ábra. A Bene-patak B4 mintavételi helyén a halközösség változását mutató indexek (adult egyedek)
 Fig. 3. Indices showing changes in the fish community at sampling site B4 of the Bene stream (adults)

Detknél (B3 mintavételi hely) és Nagyfüged alatt (B5 mintavételi hely) is mintáztuk 2019 augusztusában a Bene-patakot (1. melléklet), de ezeket a helyeket csak 2017-es adatainkkal tudnánk összehasonlítani. Ellenben Nagyfüged felett (B4 mintavételi hely; 2. táblázat) közvetlenül a szennyezés előtt is végeztünk felméréseket, melyek kellő alapot nyújtanak a szennyezés utáni állapot értékelésére.

A szennyezés előtti két mintavétel során 14 halfajt (átlag: 13,5) sikerült fogni, míg a szennyezést követő 4 mintavétel során 8 halfaj adult egyedei kerültek elő (átlag: 6,25), a csökkenés 54%. Az adult egyedek átlagos száma 302-ről 46-ra csökkent, a csökkenés 85%, vagyis az adult egyedek 85%-a eltűnt vagy elpusztult. Nem tudjuk pontosan, hogy mennyi pusztulhatott el közülük, mivel a Cseh-árok (távolság: 3 fkm) és a Tarna (távolság: 7 fkm) menekülési útvonalat biztosíthatott egy részüknek.

A partszegélyben élő szivárványos ökle (*Rhodeus amarus*) kivételével minden halfaj állománya drasztikusan csökkent. A szennyezés a vízközt élő halakat sem kímélte, de a legnagyobb veszteséget a bentikus halfajok szenvedték el. A védett tiszai küllőből (*Gobio carpathicus*) és kövicsíkből (*Barbatula barbatula*), valamint a nem védett folyami gébből (*Neogobius fluviatilis*) a szennyezést követő négy mintavétel során, sem adult egyed, sem ivadék nem került elő. A szintén védett vágó csíkot (*Cobitis elongatoides*) is ide sorolhatjuk, bár a szennyezést követően fogtunk egy adult példányt.

Úgy tűnik, hogy az adult egyedekhez képest a partszegélyben élő ivadékok túlélése nagyobb arányú volt. Pontos összehasonlítást azonban nem tudunk tenni, mert az ivadékok (főleg az SL < 30 mm) fogása elektromos eszközzel jóval kisebb határfokú, mint az adult egyedeké (Hense et al. 2010). Bizonyos, hogy a szennyezés előtti mintavétel során nem minden faj ivadékát sikerült kellő mennyiségben kimutatnunk.

2020. évi két mintavétel eredménye alapján a halfauna minőségi és mennyiségi mutatói a szennyezés előtti állapothoz nagymértékben hasonlítanak (3. ábra), azaz a természetnek egy vegetációs időszak is elég volt a szennyezés okozta károk jelentős enyhítésére.

Értékelés

A Bene-patak halfaunáját 2017-ig 6 mm szembőségű kétközhálóval, 2017-től elektromos halászgéppel vizsgáltuk. A Bene-patak Detk alatti alsó szakaszán ivadékhálós módszerrel, egy mintavétel során 10–11 fajra lehet számítani (Szepesi & Harka 2020). A Sajón és a Hernádon szerzett tapasztalataink alapján, a mintavétel-sorozat végén (több mint 20 mintavétel esetén) a két módszerrel kimutatott fajszám között minimális volt az eltérés, ellenben elektromos eszközzel egy mintavétel során 20–40%-kal több halfajt tudtunk kimutatni, mint ivadékhálóval. Azaz a Bene-patak alsó szakaszán elektromos eszközzel egy mintavétel során 12–15 faj előkerülése várható. Ha ettől jelentős eltérés tapasztalható – akár felfelé (17 faj felett), akár lefelé (9 faj alatt) –, akkor az magyarázatra szorul.

2019-ben az áprilisi és júliusi mintavételek a Bene-patak Nagyfüged feletti (B4 mintavételi hely) szakaszán a várható fajszámot eredményezték (14, ill. 13 faj), ellenben az augusztus és október közötti négy mintavétel során az adult egyedekből összesen 8 faj került elő (mintavételenként 5 és 7 faj között). Egyéb információ híján is bizonyos lenne, hogy július 10. és augusztus 11. között valamilyen rendkívüli esemény történt, ami jelentősen befolyásolta a halállomány mennyiségi és minőségi mutatóit.

Az Őzse-völgyi iparivíz-tározót egy névtelen, de a térképeken jelzett vízmosásra telepítették, melyet jobb híján, Őzse-pataknak nevezünk. A völgyzáró gát hossza 175 m, a tárolt vízmennyiség 110.000 m³ (URL5. p. 15). Ide vezet a Mátrai Erőmű Zrt. a technológia során keletkező hulladékvizeinek nagy részét (URL6. p. 11), valamint a zagyatározó csurgalékvizének egy részét (nagyobb részét újra salak és pernye szállításra használják), és innen oldják meg a technológiai vízpótlást, elsődlegesen a kéntelenítő berendezés pótvizét. Azaz recirkulációs rendszerben, az egyszerű felhasznált vizet újra hasznosítják. A rendszer viszonylag zárt. 2019-ig az Őzse-völgyi iparivíz-tározóból csak igen ritkán, nagyobb esőzések után engedtek vizet az Őzse-patakba (URL3. p. 33), és korábban kényszerűtítésre nem került sor (URL10. p. 3). Ám 2019 júliusban már 25.150 m³-rel több víz volt benne, mint a névleges kapacitása, és az esetleges gátszakadás megelőzése miatt kezdték leengedni.

A Mátrai Erőmű Zrt. 2016. évi, a tisztított szennyvíz és csapadékvíz befogadására vonatkozó nyilatkozata (URL7. 2. 4. mell.) alapján 2019 januárjától (URL3 p. 12) a VIRE SOL Kft. keményítőgyára (2018. 01. 30.-ig Visonta Projekt Kft. néven; URL8) is az Őzse-völgyi tározóba engedi a tisztított szennyvizét. Az élelmiszeripari szennyvizek jellemzője a magas szervesanyag-tartalom, mely biológiailag jól lebontható az aerob és anaerob folyamatokban (Uri 2017), ellenben rendkívül nagy a fajlagos iszaphozama (Kárpáti et al. 2014). A 2019. 02. 11-én átadott üzem (URL9 p. 65) tisztított szennyvize két problémát okozott: egyrészt plusz vízmennyiség került az Őzse-völgyi tározóba, amit nemigen tudtak hasznosítani a recirkulációs folyamatban, másrészt az aerob folyamatok miatt a tározóban a víz oxigénszintje csökkenni kezdett, ami elősegítette az anaerob folyamatokat. Ez utóbbi hatására következett be a 2019 novemberi légszennyezés (URL3. 4. sz. mell.).

A VIRE SOL Kft. a 2016 novemberi környezethasználati engedélykérelmében a tervezett szennyvízkibocsátás paraméterei: $BOI_5 < 25$ mg/l, $KOI_k < 75$ mg/l (URL7 p. 60), vízfelhasználása 37,6 l/s, szennyvízkibocsátása 16,1 l/s (URL7 p. 24–25). A 2019-es tényadatokról nincs pontos információnk, de a rendelkezésünkre álló három mintavétel alapján vélhetőleg nem tudták tartani vállalásukat. A 2019. 07. 23-án vett vízminta szerint a $KOI_k = 15.800$ mg/l (URL10 p. 5), a 2019. 12. 03-án mért adatok alapján a telephelyről kifolyó víz szervesanyag-tartalmát jelző $KOI_k = 792$ mg/l (URL10 p. 3–4) volt. A 2020. 01. 15-én mért adatok szerint a csapadékvíz-elvezető aknájából elfolyó vízben a $KOI_k = 3.630$ mg/l, az iszapfogó-ülepítő műtárgyban a $KOI_k = 352$ mg/l (URL10 p. 4) volt.

2020. 08. 31-ig a VIRE SOL Kft.-nek meg kell oldania, hogy tisztított szennyvizét ne az Őzse-völgyi iparvíz-tározóba vezesse (URL10 p. 1). Ezzel a 2019. novemberi légszennyezéshez hasonló esetek ugyan megszűnnek, de az alapprobléma, a tisztított szennyvíz magas szervesanyag-tartalmának csökkentése nem oldódik meg. Sajnos a környéken nincs olyan befogadó vízfolyás, mely jelentős ($Q/q > 10$) hígítóvízzel rendelkezne.

A vízi ökoszisztémák nyaranta, kisvíz idején a legérzékenyebbek az alacsony oxigénkoncentrációnak és a kismértékű hígulás miatt leromlott vízminőségnek köszönhetően (Hancz 2017). A tartósan 2–3 mg/l oldottoxigén-koncentráció, illetve a 20-30%-os telítettségi érték már letális érték lehet a legtöbb tógazdasági halfajunknál, azonban nemcsak a kritikus érték beállta, hanem az expozíciós idő is fontos (Beliczky 2019).

Számításunk szerint az Őzse-völgyi víztározóból leengedett szennyvíz hatására a Nyiget-pataktól 4 fkm-re (nagyjából Detk alatt) az oldott oxigén már 3 mg/l alá csökkent (4. ábra), az expozíciós idő 6–9 óra volt. 2019. 07. 22-én 18.00-kor megnyitották a Markazi-víztározót (URL3 6. mell. p. 13), árhullámot hoztak létre, a vízsebesség legalább duplájára nőtt. Ennek hatására a Nyiget-pataktól távolodva az expozíciós idő fokozatosan csökkent, de a Tarna és Bene-patak összefolyásánál is még legalább 3–5 óra volt. Az árhullám nagyjából Tarnaörs környékén érthette utol a szennyezett vizet (2. ábra).

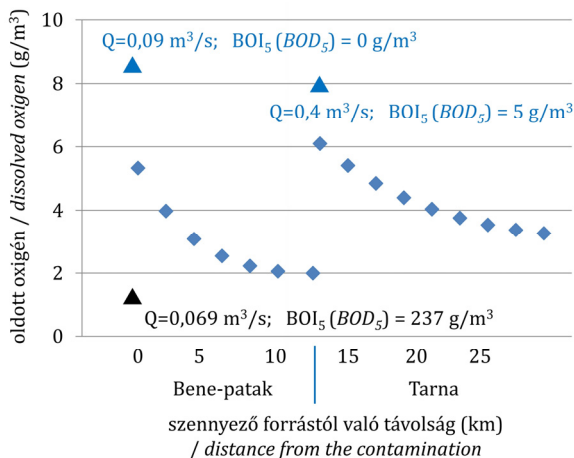
Az oxigénkoncentráció kritikus helye a Nyiget-pataktól 14 fkm-re lenne (az oldott oxigén 2,01 mg/l), de közben 13 fkm-nél a Tarna hígítóvize jelentősen javított a vízminőségen. A kritikus hely meghatározásához (Clement & Kardos 2016; 11. mintapélda) a kiindulási értékek (részben tény, részben becslés alapján):

Bene-patak vízhozama $Q_f = 0,09$ m³/s; sebesség $v_0 = 30,3$ km/d; víz hőmérséklet $T = 22$ °C; oxigén telítési koncentráció $C_s = 9,02$ mg/l; oxigénszint $C_h = 8,2$ mg/l; szervesanyag $L_h = 0$ mg/l (bizonyosan alábecsülve, a kitermelt rétegvízben ugyan minimális a szervesanyag, de a vízfolyás felveszi a visontai szennyvíztisztító tisztított szennyvizét); a Churchill-féle oxigénbeviteli tényező $k_a = 5,59$ 1/d.

A szennyvíz mennyisége $Q_{szv} = 0,069$ m³/s; szervesanyag-terhelés $BOI_5 = 237$ mg/l; szennyvízlebomlás 20 °C-on $k_{1,20} = 0,35$ 1/d; szennyvízben az oldott oxigén $C_{szv} = 1,6$ mg/lit. Még csak becslést értünk sincs a szennyvíz nitrogéntartalmáról, így a számítás során a Kjeldahl-nitrogénkoncentrációval nem számoltunk.

A különböző halfajok és vélhetőleg fajon belül az egyes korcsoportok oxigénigénye is más és más. Az adult süllő (*Sander lucioperca*) minimális oldottoxigén-igénye 5–6 mg/l (Németh 2013), de csak 2 mg/l alatt pusztul el (Hegyi 2017). A süllőivadékok (átlagsúlyuk =

9,08±0,36 g) 20,5 °C vízhőmérsékleten 114±25 percig viselték el a 0,85 mg/l oldottoxigén-szintet, a kőszülőivadékok (*Sander volgensis*) (átlagsúlyuk = 4,21±0,65 g) 34±2 percig az 1,11 mg/l oldottoxigén-szintet (Müller et al. 2006). A ponty (*Cyprinus carpio*) 3–4 mg/l oxigéntartalom mellett még táplálkozik, és átvészeli a 0,5 mg/l-es, kritikus értéket is. Állományszinten csak ez alatt kezd oxigénhiány miatt pusztulni (Horváth & Urbányi 2004).



4. ábra. Az oldott oxigén változása a bevezetett szennyvíz hatására 2019. 07. 22-én.
 Fig. 4. The change in dissolved oxygen due to the sewage discharged into the river on 22.07.2019.

A Bene-patak B4-es mintavételi helyén (a Nyiget-pataktól 7 fkm-re) található áramláskedvelő halfajok a pontynál bizonyosan nagyobb oxigénigényűek, és a több órán át tartó, maximum 2 mg/l oldottoxigén-szintet nem tudták elviselni. A bentikus halfajok teljes pusztulásához valószínűleg nemcsak az oxigénhiány vezetett. Elképzelhető, hogy a szennyezett víz valamivel nagyobb fajsúlyú volt, mint a vízfolyás vize, és a fenék közelében gőrdült végig. A vágócsíkivadékok azért élhették túl, mert a partszegélyben tartózkodnak.

Nem tudjuk, hogy az elpusztult halak meddig sodródnak le, hogy a Jászdózsánál (a szennyező forrástól 29 fkm-re) talált példányok hol pusztultak el. Dr. Szerencsés István által ott talált elpusztult halfajok inkább a Tarnára jellemzőek: süllő, csuka (*Esox lucius*), domolykó (*Squalius cephalus*), jász (*Leuciscus idus*), küllő (*Gobio* sp.), bár a Bene-patakban is megtalálhatóak.

A 2010 októberi vörösiszap-szennyezés után két héttel a Marcal szennyezéssel érintett 3 mintavételi szakaszáról (3*800 m) 4 faj 59 egyede került elő (0,025 ind/m). 2011 tavaszán előző évi szaporulatot nem találtak, de 5 mintavételi helyről már 16 faj 976 egyedét sikerült kimutatni (Takács et al. 2012). 2012 őszére a szennyezés előtti állapothoz hasonló haleggyüttes fordult elő a Marcalban (Erős et al. 2015). 2012-ben a Torna-patakból 21 halfaj került elő (Sallai 2013), azaz két év alatt regenerálódott a Torna és a Marcal halfaunája.

Összehasonlítva a 2010-es vörösiszap-szennyezéssel, a Bene-patakban nem semmisült meg a teljes élővilág. A szennyezés levonulta után két héttel adult halak (0,24 ind/m) és ivadékok (0,56 ind/m) mellett különböző vízirovarokat is találtunk, egy vegetációs periódus alatt pedig jelentősen megerősödött a patak halközössége. A természet mindkét esetben viszonylag gyorsan gyógyította sebeit, de hogy ezt hányszor lehet büntetlenül eljátszani, az más kérdés.

Irodalom

Beliczky G. P. (2019): Kombinált (intenzív – extenzív) harcsanevelési technológia elemeinek vizsgálata a környezeti és technológiai paraméterek függvényében. Phd értekezés. Pannon Egyetem, Georgikon Kar, Keszthely. pp. 138. http://real-phd.mtak.hu/850/1/Beliczky_Gabor_Peter_dissertation.pdf Letöltve: 2020. 04. 10.
 Clement A., Kardos M. K., Molnár T. (2015): Terhelhetőség meghatározása – Módszertani útmutató a felszíni vizek vízminőség-szabályozásának tervezéséhez, a kibocsátási határértékek meghatározásához. BME, Vízi

- Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest pp. 48. http://www.kornyeztvedok.hu/vgt/vgt2/orszagos/8_15_terhelhetosegi_utmutato_fin.pdf?picture=pic2 Letöltve: 2019. 11. 28.
- Clement A., Kardos M. (2016): *Vízminőségsszabályozási példatár*. BME, Vízi, Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest. pp. 79.
- Erős T., Takács P., Czeglédi I., Sály P., Specziár A. (2015): Taxonomic- and trait-based recolonization dynamics of a riverine fish assemblage following a large-scale human-mediated disturbance: the red mud disaster in Hungary. *Hydrobiologia* 758: 31–45.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. (2001): PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4/1: 9.
- Hancz Cs. (2017): A sókoncentráció csökkentés lehetőségének vizsgálata egy magyar vízfolyás példáján. *International Journal of Engineering and Management Sciences* 2/2: 13–22.
- Hegyí Á. (2017): Halak tartási körülményei és szállítása. Szent István Egyetem, Halgazdálkodási Tanszék. Gödöllő. pp. 52. http://halt.mkk.szie.hu/UserFiles/File/tananyagok/togazda_2017/hegyi_arpad_3_ora.pdf Letöltve: 2019. 12. 03.
- Hense, Z., Martin, R., Tood Petty, J. (2010): Electrofishing capture efficiencies for common stream fish species to support watershed-scale studies in the Central Appalachians. *North American Journal of Fisheries Management* 30: 1041–1050.
- Horváth L., Urbányi B. (2004): *Tógazdálkodás – A ponty tenyésztése*. Szent István Egyetem, Gödöllő. pp. 107.
- Kárpáti Á., Fazekas B., Kovács Zs. (2014): *A szennyvíztisztítás korszerű módszerei*. Pannon Egyetem – Környezetmérnöki Intézet, Veszprém. pp. 280.
- Kovács F. (2015): A külfejtések víztelenítése során emelt vizek minőségi megfelelése a haltenyésztés követelményeinek. *Halászat - Tudomány* 1/1: 7–14.
- Mihálffy G. (1984): Adatok az északmagyarországi bányavizek vízminőségének megismeréséhez. *Vizeink* 13 (különszám): 190–205.
- Müller T., Bódis Á., Bercsényi M. (2006): Comparative oxygen tolerance of pikeperch *Sander lucioperca*, Volga pikeperch *S. volgensis* and their hybrids *S. lucioperca* X *S. volgensis*. *Aquaculture Research* 37: 1262–1265.
- Németh Á. (2013): Új technológia a fogassüllő (*Sander lucioperca* L.) mesterséges szaporítására és nevelésére, a Dél-Dunántúli halastavak gazdaságosabb üzemelése érdekében. Phd értekezés, Nyugat-Magyarországi Egyetem Mezőgazdaság és Élelmiszertudományi kar. pp. 195. <http://doktori.nyme.hu/423/1/disszertacio.pdf> Letöltve: 2019. 10. 12.
- Sallai Z. (2013): A Marcal és a Torna halfaunájának regenerációja a 2010. évi vörösiszap-szennyeződést követően. *Pisces Hungarici* 7: 13–25.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2020): A Bene-patak emberi hatásra bekövetkezett több évtizedes kálváriája és a halközössége 2003 és 2017 között. *Pisces Hungarici* 14: 81–90.
- Takács P., Specziár A., Czeglédi I., Bíró P., Erős T. (2012): A Marcal halfaunája a vörösiszap szennyeződés után. *Hidrológiai Közlemény* 92: 75–77.
- Uri Zs. (2017): Élelmiszeripari szennyvizek kezelése. p. 260–271. In: Alexa K. (ed): *Hulladékgyártás*. Szent István Egyetem, Gödöllő. pp. 357.
- URL1. Belügyminiszter válasza képviselői kérdésre. pp. 3. <https://www.parlament.hu/irom41/07011/07011-0001.pdf> Letöltve: 2019. 08. 23.
- URL2. Hardi P. (2019): Ökológiai katasztrófa a Tarnán? <https://szabadfold.hu/lakohelyem/okologiai-katasztrofa-a-tarnan-274666/> Letöltve: 2019. 08. 31.
- URL3. Envicare Kft (2020): Mátrai Erőmű Zrt. villamosenergia-termelő tevékenységének felülvizsgálata a 2015–2019 időszakra vonatkozóan. pp. 146. és 15 melléklet. <http://www.kormanyhivatal.hu/hu/heves/dokumentumok/ugyintezes/kornyeztvedelmi-es-termesztvedelmi-hatosagi-es-igazgatasi-feladatok>. Hatósági ügyszám: HE-02/KVTO/00536/2020. Letöltve 2020. 02. 25; elérhető 2020. 03. 19-ig.
- URL4. Özse-tározótó leürítési folyamat akkreditált mérési eredményei 2019.11.19. és 2019.12.02 között. <https://www.katasztrofavedelem.hu/application/uploads/documents/2019-12/67650.pdf> Letöltve: 2019. 12. 18.
- URL5. Envicare Kft (2018): Mátrai Erőmű Zrt: Az 1. sz. területen kialakított zagyter - egységes környezethasználati engedély felülvizsgálata. pp. 43. <http://www.kormanyhivatal.hu/download/4/0f/74000/ME%20Zrt%201%20sz%20ter%3%BCleten%20kialak%3%ADtott%20zagyter%3%A9r%20EKHE%20fel%3%BClvisz%3%A1lat.pdf> Letöltve: 2019. 08. 10.
- URL6. Észak-magyarországi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság (2013): Mátrai Erőmű Zrt. (Visonta) villamosenergia-termelő tevékenységére vonatkozó módosított 2084-4/2008. számú egységes környezethasználati engedélyének egységes szerkezetbe foglalt módosításai. pp. 37. <http://emikft.hu/Ugyfelfin/dontesek/doc/2013-14765-13.pdf> Letöltve: 2019. 08. 31.
- URL7. M-Sulition Kft (2016): A Visonta Projekt Kft. Visonta közigazgatási területén tervezett búza feldolgozó üzem 2611-29/2014 iktató számú egységes környezethasználati engedélyének jelentős módosítására vonatkozó felülvizsgálat. pp. 96. és 19 melléklet. <http://emikft.hu/Ugyfelfin/engedelyek/lista.html> Hatósági ügyszám: BO/16/17651/2016 Letöltve: 2019. 12. 21.
- URL8. VIRE SOL Keményítő- és Alapanyaggyártó és Forgalmazó Kft. cégkivonata. Cégjegyzékszám: 10-09-036117. <http://www.e-cegjegyzek.hu/?cegkeres> Letöltve: 2020. 02. 02.

URL9. OPUS GLOBAL Nyrt. (2020): Az OPUS GLOBAL Nyrt. IFRS standardok alapján elkészített konszolidált 2019. évi éves jelentése. pp 184. Cégjegyzékszám: 01-10-042533. https://www.e-beszamolo.im.gov.hu/oldal/beszamolo_kereses Letöltve: 2020. 05. 30.

URL10. Borsod-Abaúj-Zemplén Megyei Katasztrófavédelmi Igazgatóság (2020): Határozat, a VIRE SOL Kft. környezetkárosodást, a felszíni vizek károsodását megelőző intézkedésekre történő vízvédelmi és vízügyi hatósági kötelezésére. pp. 16. <https://atlatszo.hu/2020/04/24/itt-a-bizonyitek-meszaros-lorinc-kemenyitogara-szennyezta-a-matrai-eromu-viztarozojat/> Letöltve: 2020. 05. 08.

1. melléklet. A Bene-patak és a Tarna halfaunisztikai adatai 2017–2019 között (ivadék + adult)
Appendix 1. Fish fauna data of the Bene stream and the River Tarna in 2017 and 2019 (fry + adult)

Mintavétel helye / Sampling site	Bene-patak 12 fkm, Detk (B3)		Bene-patak 2 fkm, Nagyfüged (B5)		Tarna 19 fkm, Zaránk (T1)			Tarna 16fkm, Eirk	Tarna 13 fkm, Tarnaórs	Gyöngyös-p. 13+1 fkm, Tarnaórs	Tarna 1 fkm, Jászájkőhalma	
	2017.06.19.	2019.08.21.	2017.06.19.	2019.08.29.	2019.08.11.	2019.08.29.	2019.10.13.	2019.08.23.	2017.06.28.	2019.09.29.	2019.10.11.	
Dátum / Date												
Fajok / Species												
<i>Rutilus rutilus</i>	0+7	0+31	1+89	63+38	11+26	34+38	9+46	51+11	22+80	6+81	27+47	
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0+1	
<i>Leuciscus leuciscus</i>	0+1	-	0+17	-	-	2+2	-	0+1	-	-	-	
<i>Leuciscus idus</i>	-	-	-	-	-	-	-	0+1	0+3	0+5	-	
<i>Leuciscus aspius</i>	-	2+0	-	-	0+1	-	1+0	1+1	0+1	1+1	-	
<i>Squalius cephalus</i>	0+23	1+20	2+99	7+17	1+6	7+29	9+24	4+0	17+50	3+8	1+3	
<i>Alburnus alburnus</i>	0+22	0+24	0+40	32+73	0+3	25+25	12+20	16+6	114+7	2+10	57+23	
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	0+37	-	2+16	0+1	2+0	2+0	2+0	-	0+6	-	-	
<i>Chondrostoma nasus</i>	-	-	0+3	-	-	-	-	-	0+1	-	-	
<i>Gobio carpathicus</i>	0+2	0+1	0+5	-	-	-	2+0	-	-	-	-	
<i>Romanogobio vladkovi</i>	-	-	-	-	-	0+1	1+1	-	-	0+1	18+15	
<i>Blicca bjoerkna</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0+1	-	0+2	
<i>Abramis brama</i>	-	-	-	-	-	-	0+14	0+2	0+1	0+5	0+1	
<i>Ballerus sapa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0+1	
<i>Pseudorasbora parva</i>	0+4	-	0+6	1+2	1+1	-	-	-	-	-	0+1	
<i>Rhodeus amarus</i>	0+109	1+7	6+120	80+209	42+48	64+126	34+13	132+89	19+36	3+7	54+67	
<i>Carassius gibelio</i>	0+5	0+1	-	1+8	-	1+0	1+0	-	-	1+1	0+2	
<i>Cyprinus carpio</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0+1	-	
<i>Cobitis elongatoides</i>	0+1	22+6	0+10	7+14	4+16	49+62	8+110	11+23	0+11	2+1	5+38	
<i>Barbatula barbatula</i>	0+2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Silur glanis</i>	-	-	-	-	2+0	6+0	3+0	-	-	-	0+1	
<i>Ameiurus melas</i>	0+1	-	-	-	-	-	-	-	-	0+1	-	
<i>Esox lucius</i>	-	-	0+1	-	3+1	3+0	9+6	2+0	5+3	2+4	0+5	
<i>Lepomis gibbosus</i>	0+1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Perca fluviatilis</i>	-	-	-	-	-	0+2	0+12	-	-	-	0+1	
<i>Sander lucioperca</i>	-	-	-	-	-	-	0+1	-	1+0	1+3	-	
<i>Neogobius fluviatilis</i>	0+7	-	0+15	-	2+0	1+0	13+11	1+1	0+3	1+1	16+25	
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	-	-	0+1	0+2	20+3	20+2	14+9	0+3	0+11	4+0	10+9	
Σ ivadék / fry	0	26	11	232	88	213	118	218	71	27	188	
Σ adult	222	90	422	323	115	288	268	138	321	129	277	
Fajszám / n. of species	14	7	12	9	12	14	17	12	15	16	17	

Authors:

Zsolt SZEPESI (5szepesi5zsolt@gmail.com), Roland CSIPKÉS (csipkes.roland@gmail.com)



Szúnyogirtó fogasponty (*Gambusia holbrooki* Girard, 1859) a balmazújvárosi Kamilla gyógyfürdő termálvízkielvezőjében

The occurrence of Eastern mosquitofish of in the thermal water drain of the Kamilla spa in Balmazújváros

Kordás S., Juhász L.

Debreceni Egyetem, MÉK, Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék, Debrecen

Kulcsszavak: vízhőmérséklet, egyedszámok, ivararányok

Keywords: water temperature, individual numbers, sex ratio

Abstract

The thermal water outflow of the Balmazújváros Kamilla Spa reaches the receiving Kadarcs-Karácsonyfok canal through a surface channel through the city. The emerging fish community was examined in the effluent. The fish caught proved to be almost exclusively the Eastern mosquitofish (*Gambusia holbrooki*). This fish proved to be eudominant in the channel. All ages, both sexes are present in large quantities in this water body. The presence of this species was not known from this thermal water outflow, or even from the entire Trans-Tisza region. Besides *Gambusia*, other species were observed only in smaller numbers. We examined the distribution of Eastern mosquitofish as a function of water temperature, from which it can be concluded that the densest stock is characteristic of the first third of the outflow. Fish stocks migrate seasonally within the canal.

Bevezetés

Hazánk kiemelkedik termálvízkielvezésével, melynek gyógyászati és energetikai hasznosítására számtalan példa ismert. Számos alföldi termálvizes fürdő jó példa erre, amelyek használt, de még a környezethez képest melegebb vizét általában egy felszíni csatorna vezeti el egy befogadó víztestbe. Ezek a vizek kiegyenlítettebb, a környező vizeknél melegebb hőmérsékletükkel megtelepedési lehetőséget nyújtanak olyan idegenhonos, melegebb vizet kedvelő fajok számára, amelyek a hazai viszonyok mellett nem lennének képesek tartósan életben maradni vagy akár szaporodni. Számos példa vált ismertté az utóbbi évtizedekben újabb és újabb meleg vízi idegenhonos fajok megjelenéséről (Takács et al. 2015; Weiperth et al. 2013, 2016). Az ismertté vált egzotikus fajok szinte minden esetben szándékos (főként akvaristák általi), kisebb mértékben véletlenszerű telepítés, szabadon engedés révén kerülnek akár a hazai, akár az európai vizekbe (Horn & Zsilinszky 2001, Kottelat & Freyhof 2007, Pintér 2015).

Magyarország síkvidéki területein a mélyfúrásokból gyakorlatilag mindenütt fellelhető termálvízkielvezést többfelé meleg vizes strandfürdők létesítésére használták. Még kisebb településeken is kialakítottak termálfürdőket, amelyek egy részét az utóbbi igényeknek megfelelően fedett (wellness) részleggel is bővítették. Ez egyben azt is jelenti, hogy a használt víz egész évben elvezetésre kerül, többnyire felszíni csatornákon keresztül. A folyamatos meleg víz egyben lehetővé teszi azt is, hogy az egzóta halfajok tartósan megtelepedjenek az ilyen vízfolyásokban. A fentiek alapján egy kutatási programot indítottunk, amelynek célja Kelet-Magyarországon a termálstrandok meleg vizes kifolyóinak halközösség-felmérése.

Ilyen alföldi környezetben létesült a balmazújvárosi Kamilla gyógyfürdő, fedett, egész évben működő medencékkel, valamint nyitott, szezonálisan nyitva tartó medencékkel együtt. Elsőként ennek a termálfolyóját vizsgáltuk, eleinte csak tájékozódva arról, hogy azonosítható-e valamilyen halfaj a kifolyóban.

Anyag és módszer

2019 tavaszán észleltük először a szúnyogirtó fogasponty (*Gambusia holbrooki*) állományát a balmazújvárosi Kamilla gyógyfürdő termálvizes kifolyójában. Ez a mesterséges vízfolyás mintegy 7 km után torkollik a Kadarcs–Karácsonyfoki-csatornába. A használt termálvizet a kifolyó kezdeti, kb. 150 méteres szakasza után egy kb. 200 méteres föld alatti csatorna vezeti tovább és csak ez után kerül újra a felszínre. A csatorna vizét egy közel 1 km-es mesterséges szakaszt követően a Magdolna-ér foglalja magába. A fürdő kifolyójától mintegy 2 km-re található egy vízáttemelő szivattyú, ettől 200 m-rel lejjebb pedig a város szennyvíztisztítójának a befolyója, amely tisztított vizet juttat a csatornába. A haltani adatgyűjtéshez 9 mintavételi pontot jelöltünk ki, a kifolyó víz felszínre bukkanásától egészen a vízáttemelő szivattyúig. Az egyes mintavételi pontok távolságát igyekeztünk azonos távolságban kijelölni, ezt csak a csatorna szélét borító, néhány esetben áthatolhatatlan növényzet befolyásolta.

A csatornában a vízszint állandónak mondható, mivel a fürdőből egész évben betáplálásra kerül a használt termálvíz. A városban ide jut be a környékbeli esővízgyűjtő csatornák vize is, ami évszaktól függően befolyásolja a víz hőmérsékletét. A teljes meleg vizes csatorna három szakaszra osztható. Az első szakaszban az átlag 15-20 cm-es víz mesterséges, beton elemekből álló mederben folyik. A középső szakasz a vízáttemelő szivattyúig tart. Ennek vize 30-50 cm mély, néhány foltot kivéve náddal sűrűn benőtt. Háromévente kotorják a medret. A harmadik szakasz a vízáttemelő szivattyú utáni rész, amely a szivattyúnak köszönhetően jóval mélyebb, 1–1,5 méteres.

Az egyes mintavételek 50 x 50 cm-es keretű, kézi, kis szembőségű emelőhálójával történtek, mintavételi pontonként a vízfolyással szemben haladva, standard módon 5–5 hálózúzással. Egy-egy mintavételi ponton kb. 20 méteres szakaszokat mintáztunk. A programszerű vizsgálat előtt végzett tájékozódás jellegű mintázás során már 2019 tavaszán észleltük a szúnyogirtó fogasponty (*Gambusia holbrooki*) jelenlétét. A folyamatos mintavételeket 2019 augusztustól folyamatosan végeztük 2020 márciusig, havi rendszerességgel.

Eredmények és értékelés

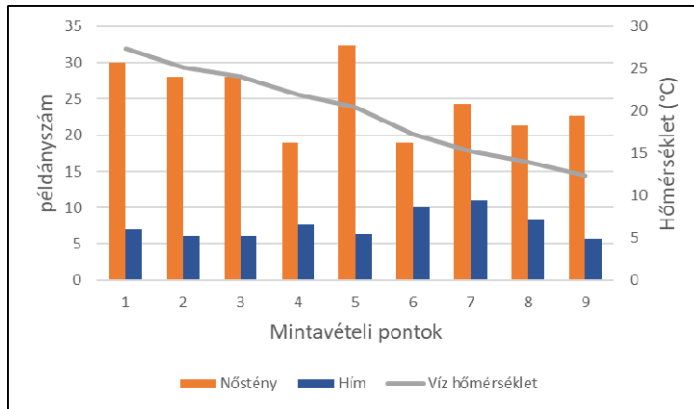
A szúnyogirtó fogasponty az elevenszülőfogasponty-félék (Poeciliidae) családjába tartozik. Eredeti hazája a Missisipi folyó és a mexikói-öböl közötti terület, Delawartól egészen Floridáig (Kottelat & Freyhof 2007), azonban nagy túróképeségének és jelentős szúnyoglárvafogyasztásának köszönhetően – mint biológiai védekezés eszközt – a világ minden kontinensére betelepítették az 1920-as évektől kezdve, ennek segítségével próbálva védekezni a szúnyogok által terjesztett betegségekkel szemben. Elsőként a maláriaszúnyog visszaszorítása miatt történtek betelepítések (pl.: a Panama-csatorna építésénél – Pintér 2015). Magyarországra először a Hévízi-tó vízrendszerébe 1939-ben került, majd Miskolctapolcára 1944-ben. Utóbbi élőhelyen már a XX. század elején is történt telepítés egy akvarista által (Pintér 2015). Az elmúlt évtizedben több meleg vizes kifolyóból is előkerültek állományai (Weiperth et al. 2016), sőt a Zagyva szolnoki torkolata környékéről is (Szepesi & Harka 2015; Harka & Szepesi 2016). Utóbbi állomány tartós fennmaradása megkérdőjelezhető, függően a téli vízhőmérséklettől.

A kutatási területen a nyári időszakban a faj jelentős mértékben diszpergálódik a csatorna több km-es szakaszán. A kifolyó kezdeti (első 100 méteres) szakaszán nem észleltünk egyetlen példányt sem. Ennek oka a magasabb, komfortzónán felüli vízhőmérséklet lehet (előfordult csaknem 30 °C-os víz is), azonban a téli időszakban sem úsztak fel erre a szakaszra, mikor pedig alacsonyabb (~26 °C) volt a víz hőmérséklete. Vélhető, hogy a halakat a vízben oldott klór riasztja el, amely a csatorna későbbi szakaszain már elpárolog a vízből. A nyári, kora őszi időszakban az egész csatornában elterjedt, de igazán tömegesen a vízáttemelő szivattyú közvetlen közelében, a sekély szélvizekben csoportosult, különböző korcsoportokból álló nagy rajokban. Különösen preferálták a nagyméretű „terhes” nőstények ezt a csatornarészt. A szennyvízbefolyó közelében csupán

kisebb méretű példányok találhatóak, és azok sem nagy mennyiségben. A torkolathoz közeli szakaszokon már nem tapasztalható a jelenlétük.



1. ábra. A szúnyogirtó fogasponytok elterjedése 2019. augusztus-szeptemberben (piros vonal), és a víz hőmérséklete az egyes mintavételi helyeken (---- föld alatti csatornaszakasz)
 Fig. 1. Distribution of Eastern mosquitofish in August-September 2019 (red line) and water temperature at each sampling site (---- underground channel section)

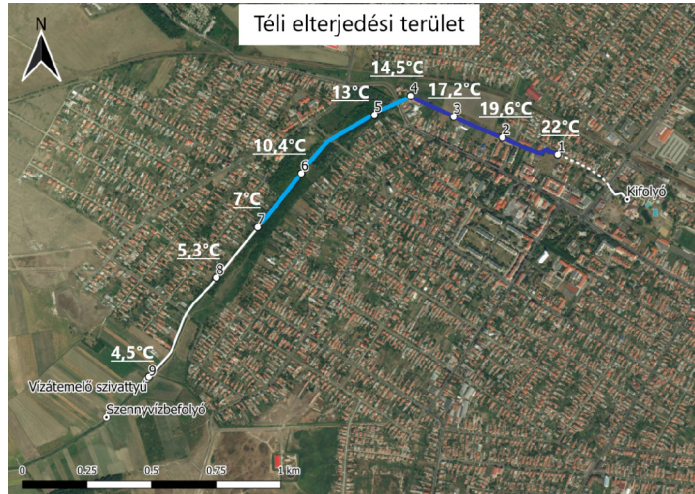


2. ábra. A szúnyogirtó fogasponytok egyedszáma, a víz hőmérsékletének függvényében (2019. október), egységnyi mintában
 Fig. 2. Number of Eastern mosquitofish as a function of water temperature (October 2019), per sampling unit

A melles csizmával és kézi szákkal viszonylag jól felmérhető, átlátható első és középső szakaszokon nem volt jelen más halfaj. A környékbeli lakosok szerint ezüstkárász is előfordul még a víztérben. Az áttemelő szivattyú utáni szakaszon víz alatti felvételt készítő kamerával viszont sikerült a fogasponytok mellett néhány, kisebb méretű ezüstkárászt (*Carassius gibelio*) is azonosítani.

Téli időszakban az állomány visszahúzódik a melegebb hőmérsékletű szakaszokra. A vízáttemelő szivattyú óránként kapcsol be, továbbítva a vizet. Nem működő állapotban kisebb mértékű víz visszafolyás tapasztalható a felvízről az alvíz felé, így a halak, amelyek

nyáron átjutottak a felvízbe, a víz hőmérsékletének csökkenésével vissza is juthatnak a melegebb, felső szakaszba.

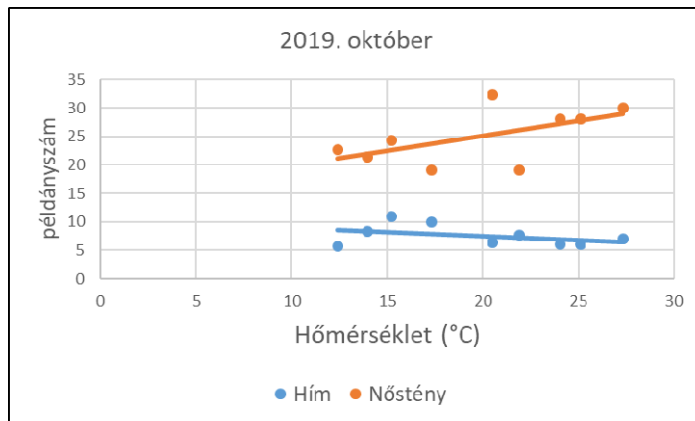


3. ábra. A szúnyogirtó fogaspontyk elterjedése (kék vonal) téli, hidegebb időszakban (2020. január), a víz hőmérséklet függvényében (--- földalatti csatorna szakasz)

Fig. 3. Distribution of Eastern mosquitofish (blue line) in winter, colder period (January 2020) as a function of water temperature (--- underground channel section)

2020 telén (január) a halak főként a vízkifolyó első szakaszában csoportosultak (térképen sötétkékkel jelölt szakasz). Némileg meglepő, hogy még 7 °C-os vízben is észleltünk kisebb létszámú állományt (a 3. ábrában világosabb kékkel jelölt szakasz). A lehűlő vízben főként fiatal és kifejlett hím egyedek fordultak elő.

Az őszi és a téli időszakban a halak diszperziója figyelhető meg, a méretekben és az ivarmegoszlásban egyaránt.

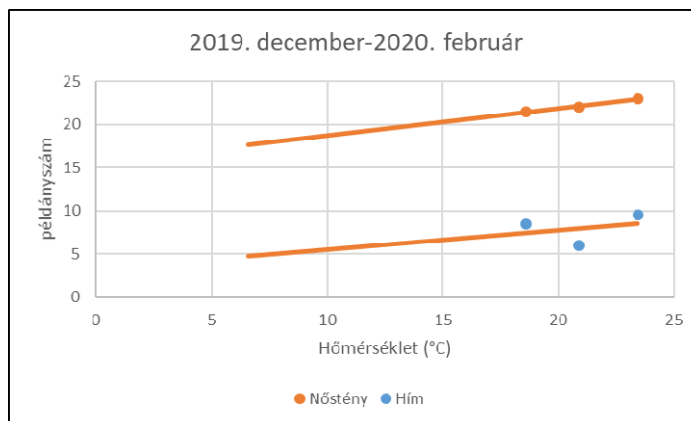


4. ábra. A hímek és nőstények állományának változása a víz hőmérséklet függvényében, egységnyi mintában

Fig. 4. Changes in the population of males and females as a function of water temperature in a sampling unit

A populációban az ivararány a nyári és a kora őszi időszakban azonos maradt: ♂:♀=1:3. A csatorna középső és a harmadik szakaszának távolabbi részén a víz hőmérsékletének jelentős lehűlése után a fürdő kifolyójához egyre közelebb – azaz egyre melegebb vízben – azt tapasztaltuk, hogy nagyobb számban fogtunk nőstényeket, mint hímeket (60–40 %). A

nőstények láthatóan megtermékenyített állapotban voltak. Az ivarok arányának változása nem szokatlan jelenség. Úgy tűnik az ivarérett nőstények és a fiatalabb példányok kissé eltérő élőhelyeket preferálnak, ahogy azt a Hévízi-tónál is kimutatták (Specziár 2004).



5. ábra. Egységnyi mintákban lévő hímek és nőstények mennyisége a víz hőmérsékletének függvényében
Fig. 5. Number of males and females in sampling units as a function of water temperature

Az állomány nagysága évszakos változást is mutatott. A standard mintavételek során a nyári (augusztus) periódusban minden mintavételi ponton jelentős mennyiségű hal került kézre (1–1 mintavételi ponton fogott átlagtömeg 55 g/mintavételi pont, addig a téli időszakban a termálvízcsatorna első néhány száz méteres szakaszán jelen lévő halak tömege mintavételi pontonként csak 49 g-nak bizonyult. A mennyiségi csökkenés a víz hőmérsékletének csökkenésén túl összefügghet a rövid életciklusukkal, illetve a csatorna melegebb szakaszaiban egész évben aktív zöld békák folyamatos predációjával – más táplálékforrás hiányában. Ugyanakkor a szúnyogirtó fogasponyok is befolyásolhatják a kétéltűek szaporodásának sikerét. Nagy mennyiségben folyamatos csipkedésükkel gátolhatják a peték és az ebihalak fejlődését (Pyke 2008).

Mivel elég hamar elérik az ivarérettséget (nőstények: 21–28 nap, hímek: 43–62 nap), megfelelő körülmények mellett a télen visszaszorult populáció is viszonylag kis időn belül képes szaporodni, a nyár közepére pedig tömegessé válni.

Köszönetnyilvánítás

Ez úton is köszönetet mondunk a Kamilla gyógyfürdő dolgozóinak segítőkézségükért.

Irodalom

- Harka Á., Szepesi Zs. (2016): A szúnyogirtó fogaspony (*Gambusia holbrooki* Girard, 1859) sikeres megtelepedése a Zagyvában. *Pisces Hungarici* 10: 85–88.
- Horn P., Zsilinszky S. (2001): *Akvarisztika*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp. 343.
- Kottelat M., Freyhof J., (2007): *Handbook of the European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 646.
- Pintér K, (2015): *Magyarország halai*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp. 360.
- Pyke, G. H. (2008): Plague minnow or mosquito fish? A review of the biology and impacts of introduced *Gambusia* species. *Annual review of ecology, evolution and systematics* 39: 171–191.
- Specziár A., (2004): A szúnyogirtó fogaspony (*Gambusia holbrooki*) biológiájának sajátosságai a Hévízi-tóban. *Hidrológiai Közönlöny*, 84/5-6: 133–135.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2015): Szúnyogirtó fogasponyok (*Gambusia holbrooki*) megtelepedése a Zagyvában. *Halászat* 108/4: 11
- Takács P., Maász G., Vitál Z., Harka Á., (2015): Akvárium halak a Hévízi-lefolyó termálvizében. *Pisces Hungarici* 9: 59–64.
- Tóth B., Puky M. (2015): Egzotikus rák-, hal- és kétéltűfajok a Budapest környéki víztetekben. *Pisces Hungarici* 9: hal- és kétéltűfajok a Budapest környéki víztetekben. *Pisces Hungarici* 9: 65–70.

Weiperth A., Staszny Á., Ferincz Á. (2013): Idegenhonos halfajok megjelenése és terjedése a Duna magyarországi szakaszán - Történelmi áttekintés. *Pisces Hungarici* 7: 103–112.

Weiperth A., Dagnyik T., Dukay I., Gál B. (2016): Új adatok az elevenlövőfogasponty-félék magyarországi elterjedéséhez. *Pisces Hungarici* 10: 71–76.

Authors:

Sándor KORDÁS, Lajos JUHÁSZ (juhaszl@agr.unideb.hu)



*A termálvízkifolyó kezdeti szakasza (Juhász Lajos felvétele)
The initial stage of the thermal water outlet (Photo: Lajos Juhász)*



*Szűnyogirtó fogaspontyok (2020. március) (Juhász Lajos felvétele)
Eastern mosquitofish (March 2020) (Photo: Lajos Juhász)*



Adatok a tokfélék (Acipenseridae) Kárpát-medencei recens előfordulásairól

Recent occurrence data of sturgeons (Acipenseridae) in the Carpathian Basin

Nyeste K.^{1,2}, Somogyi D.^{1,2}, Sallai Z.³, Antal L.¹

¹ Debreceni Egyetem TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen

² Debreceni Egyetem, Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola

³ Vaskos Csabak Bt., Békésszentandrás

Keywords: extinction, self-sustaining population, habitat loss, fishing catch

Kulcsszavak: kipusztulás, öfenntartó populáció, élőhely eltűnés, horgászfogás

Abstract

Due to various anthropological activities e.g. cut off of the migration routes, overfishing, habitat loss the populations of sturgeons (Acipenseridae) decreased significantly during the last centuries. In this paper we collected and analyzed the recent occurrence data and the tendencies of population structures of sturgeons in the Carpathian Basin since 2004, when the last faunistical review was performed by Harka and Sallai in the Magyarország halfaunája (The fish fauna of Hungary, in Hungarian) book. During our work, all of the specimens were identified based on morphological characteristics and these were confirmed by independent taxonomic experts. The last specimen of *Huso huso* in Carpathian Basin was caught in Danube River in 1989, therefore *H. huso* is probably extinct from the Carpathian Basin. Since 1965 only one recent occurrence data of *Acipenser stellatus* (3-4 years old specimen) was observed from River Tisza at Tiszajenő, so nowadays *A. stellatus* probably has no self-sustaining populations in the Carpathian Basin. At the same time, there are some recent occurrence data of *A. gueldenstaedtii* (River Danube at Gönyű, Patince, and Mohács), hybrids of *A. gueldenstaedtii* (River Raba at Csörötnek, and River Danube at Bačko Novo Selo). There are also some recent occurrence data of *A. nudiiventris* (River Mura at Murakeresztúr, and River Danube at Szeremle, Paks, Ercsi and Apatin), which may indicate the existence of self-sustaining populations of these species. *A. ruthenus* is relatively widespread along the Water System of Danube River (several points of River Danube, River Tisza, River Szamos, River Körös, and River Maros) according to its occurrence data, however size of its populations was also decreased. At the same time, in the last decades non-native sturgeons and their hybrids were recorded from Carpathian Basin: *A. baeri* from River Drava (at Drávakeresztúr), River Raba (at Magyarlak) and River Danube (at Iža, Radvaň nad Dunajom, Štúrovo); *A. naccarii* x *A. baerii* hybrids from River Danube at Szob; furthermore *Polyodon spathula* from River Danube at Sződliget and Bata.

Bevezetés

A Duna vízgyűjtőjét a 19. századi nagy folyam- és folyószabályozások óta jelentős mértékben érik antropogén hatások, melyek nemcsak a vizeink terhelésében, hanem például a hidrológiai viszonyok megváltoztatásában is egyre nagyobb mértékben kiteljesednek (Nagy et al. 2019). Ennek egyik fő momentuma az al-dunai Vaskapu-szorosban két ütemben megépült vízlépcsőrendszer (Vaskapu I. 1964 és 1972; Vaskapu II. 1977 és 1984), ami teljesen gátat szabott anadrom halaink vándorlásának (Harka & Sallai 2004, URL1). Ezenfelül számos keresztzárás található a Duna teljes vízgyűjtőjén, ami nemcsak fizikai, hanem ökológiai barriert is képez számos halfajunk számára (Halasi-Kovács 2019). Mindezek a hazai faunán belül jelentős hatást fejtettek a tokfélékre (Acipenseridae).

A Duna mentén élő emberek életében a tokfélék jelentős szerepet tölthettek be mind halászati, mind gazdasági tekintetben (Bartosiewicz 1997). A tokhalászat virágkora a 11–15. századra tehető hazánkban, azonban a középkorban megkezdődött intenzív túlhalászás eredményeként a 19. századra már csak alkalmi zsákmányként szerepeltek a fogási adatok között (Herman 1887, Khin 1957, URL1). A közép-dunai szakaszon fennmaradt tokfélék állományának létét a Vaskapu vízlépcsőrendszere nagy mértékben

megpecsételte (Bloesch et al. 2005). A 20. századra a tokfélék többsége a gazdaságilag jelentős halfajokból a kipusztulással fenyegetett fajok közé kerültek, fennmaradásuk érdekében többségüket természetvédelmi oltalom alá helyezték (Pintér 2015). A hazai elterjedésüket áttekintő legutóbbi adatok már több mint 15 évesek (Harka & Sallai 2004), ezért indokoltnak találtuk az időközben napvilágot látott észlelési adatok összegyűjtését, különösen úgy, hogy azóta a hazai önfenntartó állományok mindeddig csak a kecsge esetén voltak biztosan ismertek (URL1, Guti & Gaebale 2009, Farkas 2017).

Halaink elterjedésének pontosabb megismerésében a kutatók által végzett faunafelméréseken túl mindig is komoly szerepet játszottak a halászok fogásai. A kereskedelmi célú halászatot azonban, a 2013. évi CII. számú törvény 2016. január 1-jétől betiltotta, így a hivatásos halásztól szerzett információszerzés lehetősége megszűnt. Ám a horgászat egyre nagyobb népszerűségnek örvend, Magyarországon jelenleg több mint 500 000 aktív horgász van, s jelentős részük a természetes vizeket „vallatja”. A tőlük származó adatok rendkívül értékesek lehetnek, ugyanis nagy segítséget nyújthatnak halfaunánk aktuális állapotának feltárásához (pl. Harka 2016, 2018, Nyeste 2018, Nyeste et al. 2019).

Anyag és módszer

Jelen munkánkban a tokféléink recens, a Harka és Sallai (2004) által leírt adatok óta előkerült előfordulási adatait ismertetjük. Az elterjedésükre vonatkozó információkat egyrészt szakirodalmi forrásokból, másrészt közösségi és egyéb internetes oldalakon szereplő horgászfogásokból, a Magyar Haltani Társaság „Mit fogtam?” rovatából, szakértők (természetvédelmi örök és halkutatók) közléseiből, valamint saját, nem publikált adatainkból nyertük. Munkánk során a halegyedeket minden esetben a fényképeken fellelhető morfológiai sajátosságok alapján határoztuk meg, és azokat független szakértők is megerősítették.

Eredmények és értékelés

Viza – *Huso huso* (Linnaeus, 1758)

A vizát a történelmi Magyarország legértékesebb halaként tartották számon, így halászata nemcsak itt, hanem az al-dunai régióban is igen jelentős volt (URL1). A túlhalászat következményeként a Vaskapu vízlépcsőrendszer megépülése előtt is már nagyon megritkult az állománya, a megépített keresztzárás azonban a Kárpát-medencében fellelhető vizák teljes eltűnéséhez vezetett. Anadrom vándorlóként életüket elsősorban a tengerben, a Kárpát-medencei állományok esetén a Fekete-tengerben töltötték, és főleg szaporodás céljából hatoltak fel a Dunába és fő mellékveizeibe, köztük például a Tiszába és a Körösökbe (Harka & Sallai 2004). A legutolsó előkerült példányát Pakson, 1987-ben fogták. A 3 méter hosszú, 181 kilós példány minden bizonnyal a Vaskapu felett rekedt egyedek egy utolsó hírmondója lehetett (URL1). Habár a halfaunisztika területén az egyes fajok kipusztulását 50 év után mondhatjuk ki biztosan, ennek ellenére az előfordulására már csak az esetleges telepítések eredményeként számíthatunk faunaterületünkön (URL2).

Vágótok – *Acipenser gueldenstaedtii* Brandt & Ratzeburg, 1833

A vizánál kisebb méretű vágótokok még a 2000-es évekig rendszeresen előfordultak a szigetközi halászfogásokban, de fennáll a gyanú, hogy ezek a halak osztrák telepítésekből származhattak (URL1). Azt megelőzően előfordulási adata 1980-ban a Tisza tiszafüredi szakaszáról származott (Harka 1980). Az azóta előkerülő, eddig nem publikált észlelési adatai (2. ábra):

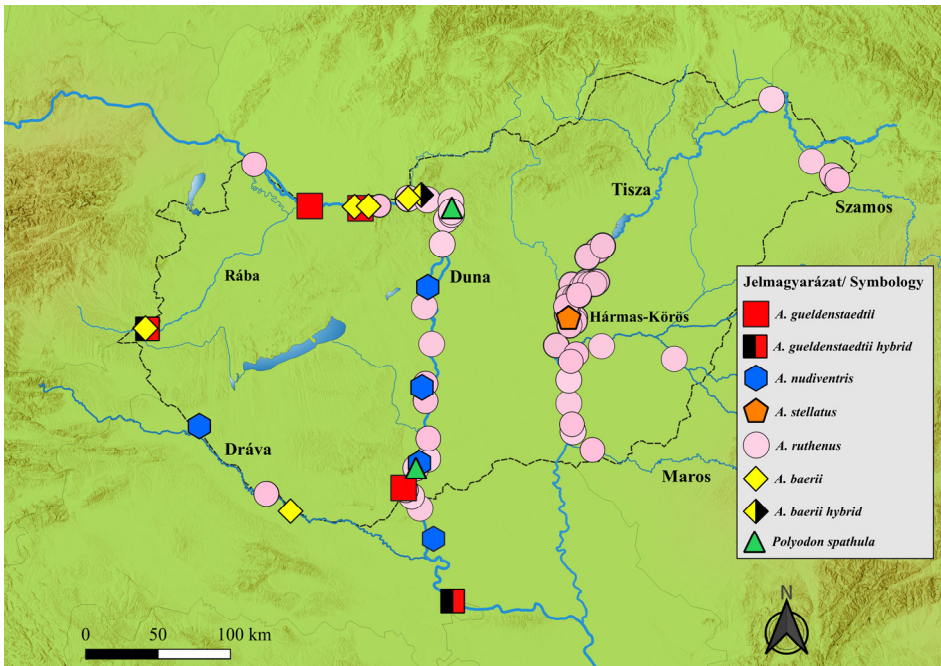
- 1996, Duna, Mohács (Deme Tamás szóbeli közlése)
- 2018. 07., Duna, Pat (Szlovákia)
- 2018. 07., Duna, Gönyű (1. ábra)



1. ábra. Egy 10,85 kilogrammos vágótok (*Acipenser gueldenstaedtii*) a Duna gönyői szakaszáról (forrás: Magyar Haltani Társaság)

Fig. 1. Russian sturgeon (*Acipenser gueldenstaedtii*) weighed 10.85 kg from the Danube River at Gönyű (source: Hungarian Ichthyological Society)

Ezenfelül 2006. 07. 04-én a Rába csörötneki műcsatornáján egy 110 cm hosszú és 10 kilós vágótokhibrid (pontos határozása morfológiai alapon nem volt lehetséges), 2016. 11. 05-én a Duna bácsújlaki (Bačko Novo Selo, Vajdaság, Szerbia) szakaszán pedig egy 60 centis és 1,55 kg tömegű vágótok x kecsge hibrid került horogra (URL3, Farkas 2017) (2. ábra). Ezek alapján úgy tűnik, hogy a Vaskapu felett kialakulhatott egy, az édesvízi környezethez másodlagosan adaptálódott populáció, habár ez biztosan nem jelenthető ki, pláne úgy, hogy az osztrák Duna-szakaszon korábban rendszeresen telepítették. De ha van is ilyen, akkor annak egyedszáma kritikusan alacsony lehet, ugyanis valószínűleg ezek a hibridek szülői is jobb híján emiatt ívtak le más tokfélékkel.



2. ábra. Tokfélék (*Acipenseridae*) recens előfordulási adatai a Kárpát-medencéből
Fig. 2. Recent occurrence data of sturgeons (*Acipenseridae*) in the Carpathian Basin

Simatok – *Acipenser nudiventris* Lovetsky, 1828

Harka és Sallai (2004) szerint sosem tartozott gyakori tokfélénk közé, ám régebben minden nagyobb folyónkból ismert volt. A szerzők akkor recens előfordulási adatokat a Dunából, a Drávából és a Tiszából közöltek (Harka & Sallai 2004). Az utóbbi években azonban több, fotóbizonyítékkal is rendelkező fogási adatát ismerjük (2. ábra):

- 2003. 10. 31., Duna, Apatin (Szerbia) (Simonović et al. 2005).
- 2005. 05. 23., Mura, Murakeresztúr (Guti 2006)
- 2009. 12. 02., Duna, Szeremle (3. ábra)
- 2018. 06. 25., Duna, Paks (Deme Tamás szóbeli közlése)
- 2019. 07. 12., Duna, Ercsi

A fent leírt egyedeken túl a Duna paksi szakaszáról évente 4–5 simatok fogásáról számolt be az ottani példányt fogó horgász (Deme Tamás szóbeli közlése). Azonban mivel ezekről fotódokumentációink nincsenek, így ezt nem tudjuk biztos adatként kezelni, de a fenti előfordulások alapján úgy tűnik, hogy a magyarországi Duna alsóbb szakaszán önfenntartó állománya élhet a fajnak, mely másodlagosan teljesen édesvízi életmódra tért át.



3. ábra. Gagyi Tibor halász és az általa fogott simatok (*Acipenser nudiventris*) a Duna szeremlei szakaszáról
Fig. 3. Tibor Gagyi professional fisherman with his catch: ship sturgeon (*Acipenser nudiventris*) from the Danube River at Szeremle

Sőregtok – *Acipenser stellatus* Pallas, 1771

A sőregtok a történelmi korokban sem volt számottevő tagja a halászfogásnak, s a korabeli beszámolók alapján évszázadokkal ezelőtt is ritkán került elő a Kárpát-medencében (Herman 1887). A vízához hasonlóan anadrom vándorló, így a vaskapui keresztzárás megépülésével az itteni, egyébként is kis egyedszámú állományai teljesen felmorzsolódtak. Utolsó bizonyított előfordulásai adatai 1965-ből származnak, mikor 1–1 példánya került elő a Duna mohácsi, valamint a Tisza hódmezővásárhelyi szakaszáról. Ezek az adatok azonban már meg is haladták az 50 évet, így ezek alapján szinte biztosan kipusztultnak tekinthető hazánkból. Ugyan 2005-ben Tiszajenőnél előkerült egy közel 3–4 éves sőregtok, ám az még nem lehetett ivarérett (2. ábra, 4. ábra, URL1, URL4). Ezt azért fontos kijelenteni, mert a sőregtok hajdanán is csak szaporodási célból vándorolt fel vizeinkbe, habár egy-két fiatalabb példány feljutásáról volt korábban is információ (Pintér 2015). Ez azonban nem jelenti azt, hogy a sőregtok önfenntartó állománnyal lenne jelen vizeinkben.



4. ábra. Sőregtok (*Acipenser stellatus*) a Tisza tiszajenői szakaszáról
Fig. 4. Stellate sturgeon (*Acipenser stellatus*) from the Tisza River at Tiszajenő

Kecsege – *Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758

A kecsge jelen korunk leggyakoribb tokféléje a Kárpát-medencében. Harka és Sallai (2004) munkája alapján a legtöbb folyónkból ismert volt adata. Ugyan egész életét édesvízben éli, a folyóink fokozatos duzzasztása következtében a korábban ismert ívó- és táplálkóhelyeinek jelentős része eltűnt, így állományai erősen visszaszorultak (Guti & Gaebeler 2010). Az elmúlt években az alábbi adatokról szereztünk tudomást (2. ábra), amelyek közül is kiemelkedik 2019 októberi fogás (Tisza, Tiszabездéd), mely a jelenlegi horgászati rekordot jelenti hazánkban a maga 9,99 kilójával (5. ábra, URL5).

- 2010–2019, Duna: Dunakiliti, Dunaalmás, Párkány (Šturovo, Szlovákia), Esztergom, Pilismarót, Vác, Göd, Szentendre, Budapest, Adony, Kisapostag, Paks, Ócsény, Baja, Bába, Mohács, Kiskőszeg (Batina, Horvátország)
- 2015–2018, Dráva: Barcs
- 2004–2019, Tisza: Tiszabездéd, Tiszaszőlős, Kisköre, Tiszabura, Pély, Nagykörű, Csataszög, Törökszentmiklós, Tiszapüspöki, Besenyszög, Szajol, Szolnok, Tószeg, Rákóczi-falva, Vezeny, Tiszajenő, Tiszaug, Szentés, Mindszent, Hódmezővásárhely, Algyő
- 2004–2019, Szamos: Komlódtótfalu, Szamosbecs, Szamosangyalos, Tunyogmatolcs
- 2019, Kettős-Körös: Békés
- 2019, Hármás-Körös: Békésszentandrás, Kunszentmárton, Szentés
- 2005, Maros: Makó



5. ábra. Rekordméretű, 9,99 kilós kecsege (*Acipenser ruthenus*) a Tisza tiszabezdédi szakaszáról (forrás: URL5)
Fig. 5. Record weighed 9.99 kg sterlet (*Acipenser ruthenus*) from the Tisza River at Tiszabezdéd (source: URL5)

Az őshonos tokféléinken túl néhány idegenhonos tokféle és annak hibridjei előfordulásáról is vannak információink, melyek alapvetően emberi telepítés, valamint tenyésztésből való kiszökés eredményei.

Lénai tok – *Acipenser baeri* Brandt, 1869

A lénai tok vonulás tekintetében három formával rendelkezik, ám ezek egyike sem honos a Kárpát-medencében (Harka & Sallai 2004). Az állandóan folyóvízben élő formáját elsőként 1981-ben hozták be hazánkba, gazdasági célokból (Harka & Sallai 2004). Az 1990-es években azonban illegális telepítések során hibridjei is kikerültek a természetes vizeinkbe (Harka & Sallai 2004). Valószínűleg hasonló módon, valamint kiszökések következményeként észlelték az alábbi helyeken (2. ábra):

- 2005, Rába, Magyarlak (Weiperth et al. 2013)
- 2005, Dráva, Drávakeresztúr (Weiperth et al. 2013)
- 2005–2012, Duna: Izsa, Dunaradvány (Farský et al. 2013), Párkány (Šturovo).

Weiperth és munkatársai (2014) ezenfelül három *Acipenser naccarii* x *Acipenser baeri* előfordulásáról számoltak be a Duna szobi szakasza és az Ipoly torkolata környékéről, ami alapján számíthatunk a faj, továbbá annak hibridjei további előfordulásaira a vizeinkben.

Lapátorru tok – *Polyodon spathula* (Walbaum, 1792)

A lapátorru tok eredetileg a Mississippi vízrendszerében honos. Európába gazdasági célból telepítették, többek között Szerbiában és Romániában kifejezetten népszerű (URL6). Az ilyen tenyészetekből – feltehetőleg dunai árvizek révén – több példányát is észlelték már a Duna Vaskapu környéki szakaszán (Simonović et al. 2006). Azóta azonban hazánkban is előkerült két példány (2. ábra):

- 2011, Duna: Szódliget (Weiperth et al. 2013), Bata (Deme Tamás szóbeli közlése).

Viszonylagos szaporasága, valamint a tenyészetekből való kiszökése miatt a lénai tokhoz hasonlóan további elterjedésére számíthatunk.

Összefoglalás

Összességében elmondható, hogy a Kárpát-medencében élő tokféléket továbbra is fenyegeti a kipusztulás veszélye. A horgászfogások alapján is úgy látszik, hogy a kecsgeének még stabil populációi élnek a Duna hazai vízgyűjtőjén. Ezenfelül rendre előkerül néhány simatok és vágótok a Dunából, ami egy esetleges önfenntartó, édesvízi életmódra áttért populáció jelenlétét sejteti, azonban ehhez további bizonyítékok szükségesek. Ezt erősíti egy 2019-ben a Dunából előkerült, fej nélküli tetem is, ami a hát- és az oldalvértek száma alapján vágótok vagy simatok lehetett. Az anadrom vizáról továbbra sem rendelkezünk újabb előfordulási adattal, a sóregtoknak pedig mindössze egyetlen recens előfordulásáról tudunk, ami arra enged következtetni, hogy a két faj kipusztulhatott hazai vizeinkből. Ezzel párhuzamosan azonban több idegenhonos tokféle, valamint azok hibridjeinek előfordulásáról van információnk. Ezekre, valamint új fajok és hibridek további megjelenésére a jövőben is számíthatunk.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton is köszönjük a rendkívül értékes adatokat Deme Tamásnak, Lelkes Andrásnak, Monoki Ákosnak, dr. Szalóky Zoltánnak, dr. Weiperth Andrásnak, továbbá az egyedek határozásában nyújtott segítségét dr. Halasi-Kovács Bélának, dr. Harka Ákosnak, dr. Guti Gábornak és dr. Káldy Jenőnek. Ugyancsak köszönjük Gagyti Tibor és Mészáros Pál halászoknak, hogy fogásaiukról tájékoztattak bennünket. Munkánkat az Emberei Erőforrások Minisztériuma által meghirdetett 20428-3/2018/FEKUTSTRAT azonosító számú, a Felsőoktatási Intézményi Kiválósági Program támogatta, a Debreceni Egyetem 4. tématerületi programja keretében. Somogyi Dórát az Emberi Erőforrások Minisztériuma ÚNKP-20-3 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programja támogatta.

Irodalom

- Bartosiewicz, L. (1997): Őskori vizahalászat a Duna vaskapui szakaszán. *Halászatfejlesztés* 30: 92–104.
- Bloesch J., Jones T., Reinartz R., Striebel B. (2005): *Action Plan for the conservation of Sturgeons (Acipenseridae) in the Danube River Basin*. pp. 88.
- Farkas Cs. (2017): Nagy tokféléink újrachonosításáért. *TermészetBúvár* 2017/1: 36–39.
- Farský, M., Hajdú, J., Pekárik, L., Kautman, J. (2013): On the occurrence of the Siberian sturgeon (*Acipenser baerii* Brandt, 1869) in Slovak-Hungarian section of the Danube. *Pisces Hungarici* 7: 139–140.
- Guti, G. (2006): A tokfélék (Acipenseridae) jelenlegi helyzete és védelme Magyarországon. *Halászatfejlesztés* 31: 123–136.
- Guti G., Gaebale T. (2009): Veszélyeztetett tokfélék (Acipenseridae) a Duna magyarországi szakaszán. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 57–67.
- Guti G., Gaebale T. (2010): Tokfélék a Duna magyarországi szakaszán, a kecsgeállomány hosszúidejű változása. *Hidrológiai Közöny* 90/6: 35–37.
- Halasi-Kovács B. (2019): *A magyarországi vízfolyások halközösségeinek ökológiai szempontú elemzése*. Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ Halászati Kutatóintézet, Szarvas, pp. 127.
- Harka Á. (1980): Vágótok a Tiszában. *Halászat* 73/3: 82.
- Harka Á. (2016): A gyöngyös koncér (*Rutilus meidingeri*) második bizonyító példánya Magyarországról. *Halászat* 109/2: 13.
- Harka Á. (2018): Terjed a Tiszában a leánykoncér (*Rutilus virgo*). *Halászat* 111/4: 122.
- Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, pp. 269.
- Herman O. (1887): *A magyar halászat könyve* I.-II. K. M. Természettudományi Társulat, Budapest.
- Khin A. (1957): *A magyar vizák története*. Mezőgazdasági Múzeumi Füzetek 2., Budapest, pp. 24.
- Nagy S. A., Nagy J., Somogyi D. (2019): Melegedő klíma: kihívások a hal- és halászatbiológiában. *Pisces Hungarici* 13: 5–14.
- Nyeste K. (2018): Garda (*Pelecus cultratus*) a Nagykunsági-főcsatornából. *Halászat* 111/2: 45.
- Nyeste K., Héjja M. K., Abonyi T., Simon Sz., Nagy S. A., Antal L. (2019): A Nagykunsági-főcsatorna halfaunája és halközösség alapú ökológiai állapotminősítése. *Pisces Hungarici* 13: 65–74.
- Pintér K. (2015): *Magyarország halai - Biológijuk és hasznosításuk*, Negyedik, átdolgozott és bővített kiadás, Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 360.
- Simonović, P., Budakov, L., Nikolić, V., Marić, S. (2006): Recent record of the ship sturgeon *Acipenser nudiiventris* in the middle Danube (Serbia). *Biologia* 60/2: 231–233.
- Simonović, P., Marić, S., Nikolić, V. (2006): Occurrence of paddlefish *Polyodon spathula* (Walbaum, 1792) in the Serbian part of the lower River Danube. *Aquatic invasions* 1/3: 183–185.
- Weiperth A., Csányi B., György Á. I., Szekeres J., Friedrich T., Szalóky Z. (2014): Observation of the sturgeon hybrid (*Acipenser naccarii* x *Acipenser baerii*) in the Hungarian section of River Danube. *Pisces Hungarici* 8: 111–112.

Weiperth A., Staszny Á., Ferincz Á. (2013): Idegenhonos halfajok megjelenése és terjedése a Duna magyarországi szakaszán – Történeti áttekintés. *Pisces Hungarici* 7: 103–112.

URL1: <https://behir.hu/oshonos-tokhalaink-alkonyaban?fbclid=IwAR1Bt7AvvT8Hrr1YJvB6QZPmX-bY3iw6uxO9Ur-eZj0CylDyM4s41A2P8Aw> (Letöltve: 2020.05.06.)

URL2: <https://fishingtime.hu/horgaszhirek/oriasi-20-kilos-viza-telepites-duna-budapest-2018> (Letöltve: 2020.06.03.)

URL3: <http://kopishorgasz.gportal.hu/gindex.php?pg=13573714&nid=2557441> (Letöltve: 2020.05.06.)

URL4: https://www.eletestudomany.hu/veszelyben_a_tokfelek (Letöltve: 2020.05.06.)

URL5: <https://horgaszat.hu/kepgaleriak/megdolt-az-oroszagos-kecsege-rekord> (Letöltve: 2020.05.06.)

URL6: https://index.hu/tudomany/2011/02/05/bizarr_halszornyet_fogtak_a_dunabol (Letöltve: 2020.05.06.)

Authors:

Krisztián NYESTE (nyeste.krisztian@science.unideb.hu), Dóra SOMOGYI, Zoltán SALLAI, László ANTAL



A Duna Paksnál – a hazai Duna-szakaszon számos tokféle előfordul (Nyeste Krisztián felvétele)



A mért változók számának hatása a morfometriai vizsgálatok eredményeire

Effect of measured variable numbers on the results of morphometric surveys

BÁNÓ B., TAKÁCS P.

Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

Kulcsszavak: fenékjáró küllő, Petényi-márna, használhatóság, elkülöníthetőség

Keywords: Common gudgeon, Romanian barbel, usability, separability

Abstract

During traditional distance-based morphometric studies, the measurer usually try to record as many variables as possible. But on the one hand, the implementation of these works is a time- and energy-consuming task, and on the other hand, the recorded variables are not always informative from the aspect of the group separation. Moreover there is a lack of information about which are the most important variables, and how many variables need to be measured for the appropriate results of morphometric investigations. To qualify and quantify these features altogether 33 morphometric analyses were made on five-five populations of Common gudgeon (*Gobio gobio* (Linnaeus 1758)) and Romanian barbel (*Barbus petenyi* Heckel, 1852) using the measured variables in decreasing number. Results of investigations showed that generally 10-15 variables, measured mostly on the anterior body part (e.g. on the head) used to separate each group.

Bevezetés

Az élőlények testalakjának tanulmányozása a legrégebbi biológiai módszerek közé tartozik. A rendszertan és a taxonómia alapjainak lefektetése, sőt az élővilág evolúciójának megértése felé tett első lépések is a morfológiai jegyek vizsgálatán keresztül történtek meg (Linnaeus 1788; Darwin, Bynum 2009). A morfometria a statisztika egy részterülete, amely az alak (morphe) és mérésének (metron) számszerűsítését, összevetését és bemutatását jelenti (Mitteroecker, Gunz 2009). A morfometriai vizsgálat a fajok elkülönítésétől kezdve (Creech 1992) az ivari dimorfizmuson keresztül (Rohlf 1990; Sirakov és mtsi. 2012) a hibridizáció (Specziár és mtsi. 2009) valamint populációk (Herler és mtsi. 2010) elkülönítésre is alkalmas.

A klasszikus távolságmérésen alapuló morfometriai vizsgálatok alapvető kiinduló pontja a mérendő változók pontos meghatározása. A változókat mérhetjük magán a vizsgálandó teljes egyeden (Trapani 2003) vagy annak egyes testrészein, pl. pikkelyen (Ibañez és mtsi. 2007), de az ezekről készült fotókon is elvégezhetők (Takács et al. 2016). Az új morfometriai módszerek megjelenésével (Strauss, Bookstein 1982; Zelditch és mtsi. 2012), ezek a változók kiegészültek, bővültek. A különféle módszereket gyakran kombinálva használják (Armbruster 2012; Takács és mtsi. 2018). Az összehasonlíthatóság miatt kezdetben egy adott családra, csoportra próbáltak jellemző változókat meghatározni (Pravdin 1966). Manapság a szerzők a mérendő változók, illetve azok számának meghatározásában legtöbbször a hasonló témában született korábbi szakirodalmi közlésekre támaszkodnak (Sirakov és mtsi. 2012; Tulli és mtsi. 2009). Általánosan elmondható, hogy a szerzők igyekeznek minél nagyobb számú változót elemezni, így ezek száma akár a harmincat is meghaladhatja (Specziár és mtsi. 2009; Elliott és mtsi. 1995). A morfometriai adatok felvétele emiatt sokszor idő-, és energiaigényes folyamat. Ugyanakkor a használt változók nem egyformán informatívak. Egyes közlések szerint egy-két vagy néhány jól megválasztott változó vizsgálatával az egyes csoportok már megbízhatóan elkülöníthetők (Franklin és

mtsi. 2012). Ugyanakkor vannak olyan változók is, amelyek nagyon nehezen mérhetőek, így az adataik jelentős hibával terheltek. Illetve vannak olyanok is, amelyek alacsony variabilitásuknál fogva nem alkalmasak az összehasonlított állományok elkülönítésére, így ronthatják a statisztikai elemzések eredményeit. Továbbá a morfológiai adatok statisztikai elemzésére általánosan használt többváltozós statisztikai módszerek (pl. kanonikus varianciaanalízis, CVA) nem teszik lehetővé, hogy a mért változók száma sokkal nagyobb legyen, mint a csoportonkénti mintaszám (Zelditch és mtsi. 2012). Így a nagy változószám mindenképpen nagy csoportonkénti mintaszámot is feltételez. A nagy mintaszámok begyűjtése viszont sok esetben nem kivitelezhető (pl. védett fajok kis állományainak vizsgálata). Így mind az időtakarékosság, mind az adatok statisztikai elemezhetőségének szempontjából mindenképpen szükséges mérlegelni, hogy mennyi és mely változót érdemes lemérni, valamint felhasználni a morfológiai vizsgálatok során.

Jelen munkánkban arra keressük a választ, hogy vannak-e olyan változók melyek jobban használhatók az egyes vizsgált állományok elkülönítésére. Illetve, hogy meddig érdemes csökkenteni a vizsgálatba bevont változók számát, hogy a csoportok elkülöníthetősége még ne csökkenjen számottevően.

Anyag és módszer

Mind a fenékjáró küllő (*Gobio gobio* complex), mind a Petényi-márna (*Barbus petenyi*) esetében 5–5 populációból gyűjtöttünk egyedeket Hanss-Grassl IG200 2B típusú elektromos halászgéppel (engedélyszám: PE-KTF/659-15/2017, ANPA Agentia Nationala pentru Pescuit si Acvacultura: 08/21.03.2016). A mintavételi pontok elhelyezkedését az 1. ábra mutatja be, míg a mintahelyenként gyűjtött egyedek számát az 1. táblázatban láthatjuk. A kifogott állatokról jó minőségű digitális fotót készítettünk Nikon D5300-as fényképezőgéppel. A morfológiai méréseket a digitális fotón végeztük el ImageJ szoftver (Rasband 2012) segítségével. A standard testhossz mellett további 34 változót mértünk le a fényképekről, melyek elhelyezkedését az 2. ábra mutatja be. A lemért távolság az adott változóhoz tartozó kezdő, valamint végpont közti legrövidebb távolságot jelenti.

A lemért adatokat az alábbi formula (Elliott és mtsi. 1995) segítségével standardizáltuk:

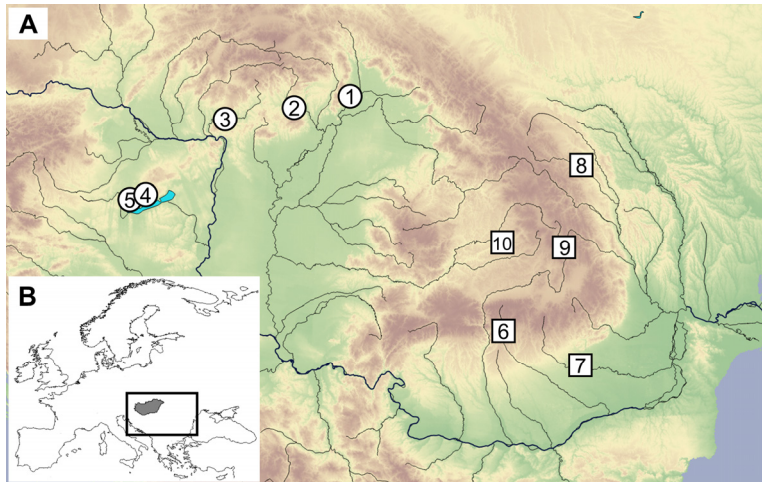
$$M_{adj} = M(L_s/L_o)^b$$

Ahol M_{adj} a standardizált változó értéke, M az eredetileg mért változó értéke, L_s a vizsgált egyedek standard testhosszainak átlagos értéke, L_o a vizsgált egyed standard testhossza, „ b ” paraméter: az adott változó logaritmizált értékeinek, illetve a logaritmizált standard testhosszértékek lineáris regressziós egyenesének meredeksége. A standardizálás sikerességét úgy ellenőriztük, hogy korrelációanalíziseket végeztünk a standardizált változók és a standard testhosszak között. Egy esetben sem tudtunk szignifikáns összefüggést kimutatni, így mindegyik változó felhasználható volt a további elemzésekhez.

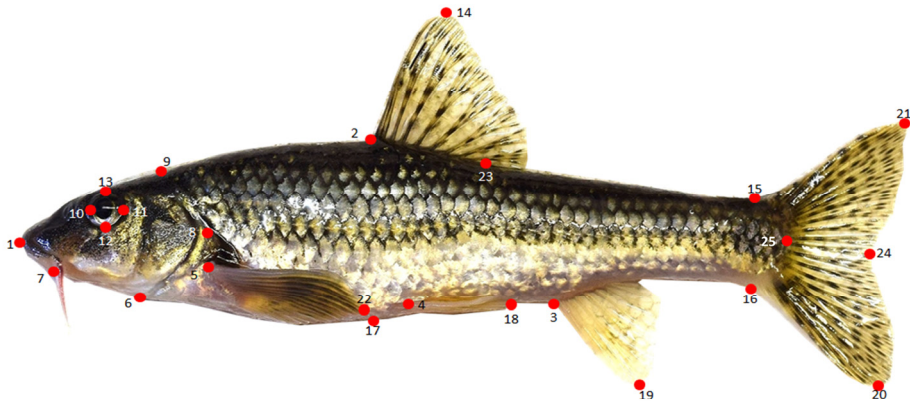
A mért 34 változó értékeit F statisztikával (Pope, Webster 1972) elkülönítő erő alapján állítottuk sorrendbe. Ezt követően egyesével csökkentettük a statisztikai elemzésbe bevont változók számát a legmeghatározóbbak irányába. Először mind a 34 változóval végeztünk kanonikus varianciaanalízist (CVA), majd elvettük a legalacsonyabb F értékkel bírót és új CVA elemzést végeztünk. Egészen addig csökkentettük az elemzett változók számát, míg csak a két legnagyobb F értékű változó maradt. Így végezetül 33 statisztikai elemzés eredményét tudtuk összevetni. A CVA eredményei közül az elemzések elkülönítő erejének értékeléséhez a csoportelkülönülések Bonferroni korrigált szignifikanciaértékeit, a csoportcentroidok Mahalanobisz-távolságainak négyzetét, valamint a vizsgált egyedek besorolásának százalékos jóságát használtuk fel. Értékeiket a csökkenő változószám függvényében ábráztuk. Bizonyos karakterisztikusnak tekintett változószámokkal (34, 12, 2) végzett analízisek eredményeit CVA ábrákon mutatjuk be. A statisztikai elemzéseket a PAST 2.17-es programmal (Hammer és mtsi. 2001) végeztük.

1. táblázat. A mintavételi helyek pontos adatai, a mintagyűjtés időpontja, valamint a fogott egyedek száma fajonként
 Table 1. Precise details of sampling points, date of sampling and number of individuals caught per species

Faj / Species	No	Vízfolyás neve / Water body	Település / City	Koordináta / Coordinates	Dátum / Date	Egyedszám / N of specimen
<i>Gobio gobio</i> complex	1	Tolcsva	Erdőhorváti	N48.31088, E21.43026	2017.03.24.	20
	2	Csernely	Uppony	N48.21437, E20.44003	2017.03.24.	19
	3	Kemence	Bernecebaráti	N48.04741, E18.91824	2017.03.25.	20
	4	Tapolca	Raposka	N46.85051, E17.42178	2017.03.31.	24
	5	Eger-víz	Gyulakeszi	N46.87300, E17.47000	2017.05.02.	20
<i>Barbus petenyi</i>	6	Argyas (Argeş)	Rotunda	N45.26800, E24.65600	2016.09.07.	20
	7	Ilosva (Ialomiţa)	Curcubeu	N44.75500, E26.13899	2016.09.08.	20
	8	Moldova	Praxia	N47.38399, E26.33099	2016.09.08.	20
	9	Olt	Csíksereda	N46.31900, E25.82799	2016.09.09.	20
	10	Kis-Küküllő (Târnava Mică)	Kibéd	N46.53900, E24.98299	2016.09.09.	20



1. ábra. A mintavételi pontok elhelyezkedése
 Fig 1. Location of sampling points



Mért változó	SI	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	
Kezdőpont	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10	11	12	6	6	2	2	2	2	2	2	2	2	2	4	4	4	3	3	3	16	16	15	5	2
Végpont	25	24	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	8	13	9	2	14	15	16	3	9	5	17	4	18	9	6	15	19	16	20	15	21	22	23	

2. ábra. A 34 változó kezdő és végpontjai
 Fig 2. The start and end points of the 34 variables

Eredmények

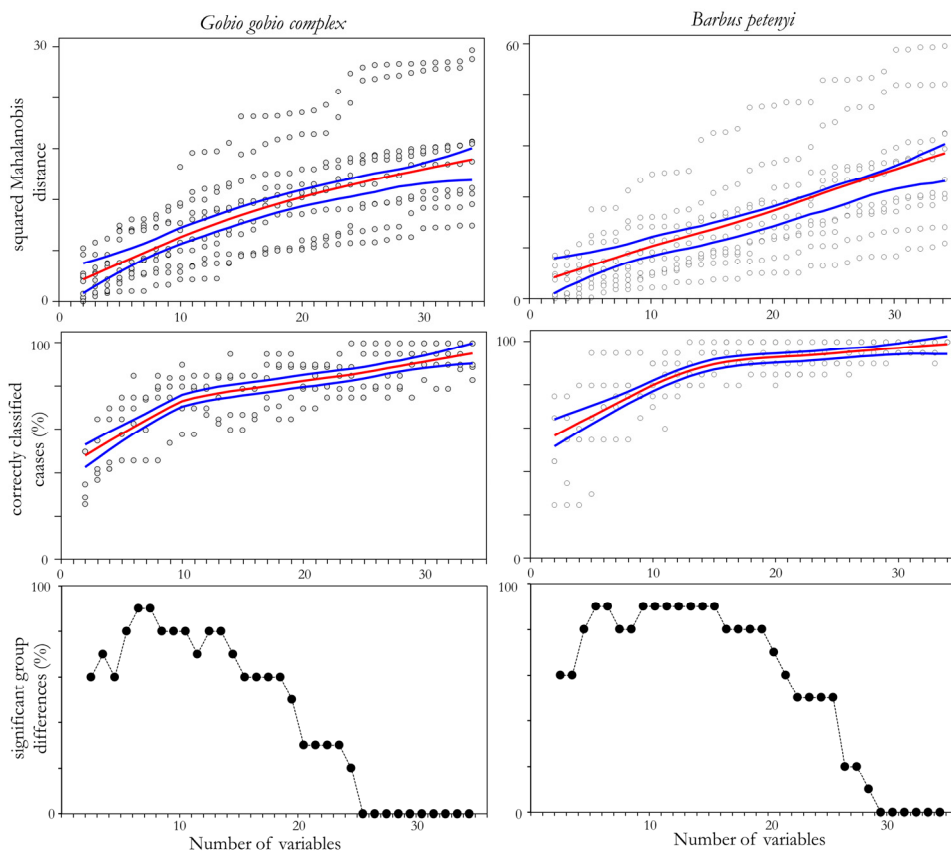
Az F statisztika eredményét a 2. táblázatban tüntettük fel. A 33 CVA elemzést az F statisztika értékeinek figyelembevételével végeztük el.

2. táblázat. Az F statisztika eredményei a két vizsgált fajnál. A mért változókat az F értékeik alapján állítottuk növekvő sorba. Az egyes változók kódjai megegyeznek a 2. ábrán feltüntetettekkel

Table 2. Results of the F statistic for the two species studied. The measured variables were ranked in ascending order based on their F values. The codes for each variable are the same as those shown in Figure 2

Fenekjárom küllő <i>Gobio gobio complex</i>				Petényi-márna <i>Barbus petenyi</i>			
VARIABLE	AMONG GROUP SSQ	WITHIN GROUP SSQ	F RATIO	VARIABLE	AMONG GROUP SSQ	WITHIN GROUP SSQ	F RATIO
4	1.15	2.01	0.57	34	1.71	0.58	2.93
29	1.71	1.95	0.88	3	7.73	2.34	3.31
7	0.55	0.38	1.45	29	5.81	1.68	3.46
17	1.96	1.21	1.63	18	6.20	1.76	3.52
0	2.45	1.33	1.84	20	5.69	1.43	3.99
2	1.42	0.72	1.98	12	1.40	0.34	4.12
3	3.37	1.61	2.10	32	7.61	1.76	4.33
35	1.38	0.57	2.42	16	6.75	1.45	4.65
18	2.82	1.12	2.52	1	4.42	0.95	4.66
28	3.17	1.24	2.55	30	9.20	1.88	4.90
9	2.04	0.74	2.76	17	11.21	2.24	5.00
30	4.07	1.46	2.79	15	6.62	1.27	5.22
13	0.40	0.14	2.82	33	4.04	0.75	5.35
19	2.54	0.86	2.95	27	8.71	1.50	5.82
33	8.33	2.73	3.05	24	5.13	0.88	5.85
6	3.55	1.04	3.43	31	1.81	0.27	6.80
12	0.91	0.26	3.46	25	12.56	1.73	7.25
24	4.50	1.27	3.54	28	22.11	3.02	7.31
10	1.14	0.31	3.70	4	14.65	1.85	7.92
14	1.08	0.26	4.14	13	1.28	0.15	8.40
11	0.64	0.15	4.28	14	4.36	0.39	11.06
32	6.59	1.43	4.60	19	19.45	1.61	12.06
25	7.81	1.58	4.95	26	28.42	2.21	12.86
31	1.21	0.23	5.24	7	7.53	0.45	16.69
16	5.28	1.00	5.28	22	28.00	1.67	16.80
8	2.87	0.54	5.29	11	1.37	0.08	17.05
5	4.29	0.71	6.07	21	25.84	1.50	17.25
20	5.72	0.78	7.38	2	21.97	1.26	17.48
26	14.32	1.71	8.38	6	32.04	1.45	22.11
27	11.51	1.30	8.84	23	26.36	1.04	25.35
15	12.38	0.88	14.13	5	41.98	1.40	29.99
23	9.43	0.61	15.35	9	45.90	1.26	36.53
21	11.50	0.74	15.62	10	25.94	0.69	37.82
22	12.80	0.76	16.85	8	51.20	1.34	38.27

Az elemzésekbe bevont változók számának csökkentésével a csoportcentroidok Mahalanobisz távolságának négyzetértékei, valamint a besorolások jósága is csökkenést mutatott (3. ábra). Míg az előbbi változó értéke egyenletes ütemben csökken, az utóbbi lassú ütemben mérséklődik a 10-15-ig változóiig. Itt egy törés figyelhető meg, ettől a ponttól kezdve a görbe meredeksége növekszik. A szignifikáns csoport elkülönülések aránya bizonyos egyedszám eléréséig nem értelmezhető, ezt követően arányuk emelkedést mutat. A 16 és 6 változószám között 80%-os érték felett található, majd ezt követően csökkenésnek indul.

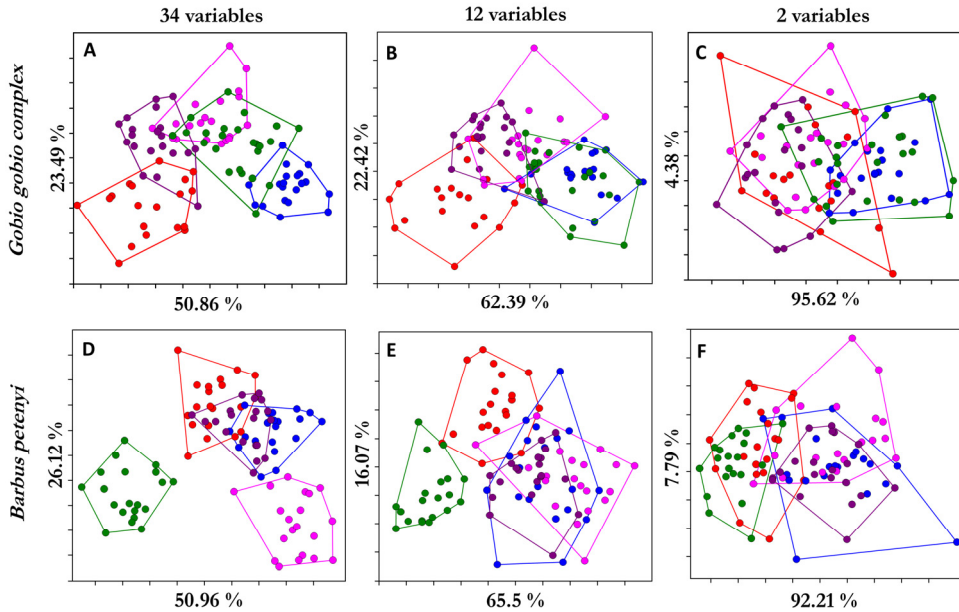


3. ábra. A csoportcentroidok Mahalanobisz-távolságának négyzetértékei, csoportonként szignifikáns eltérések aránya, valamint a besorolás jószágának változása a változószám csökkentése mellett

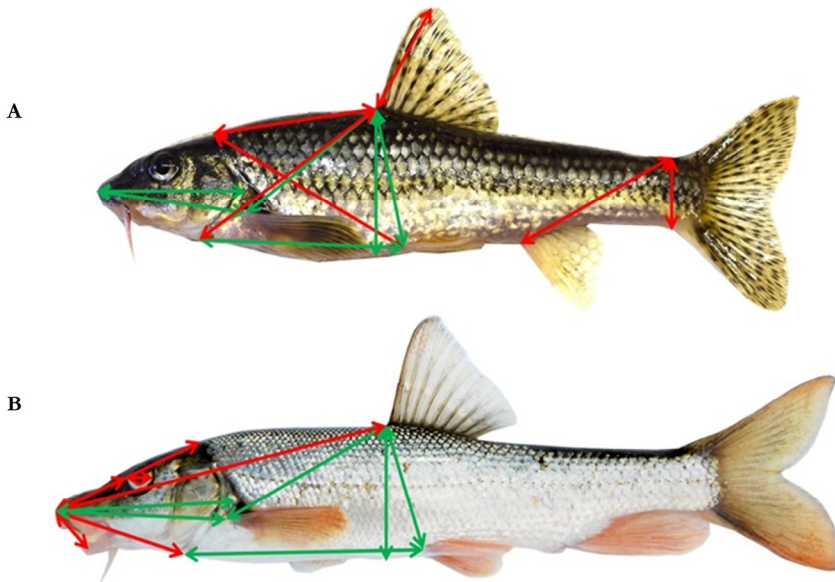
Fig 3. The squared values of the Mahalanobis distance of the group centroids, the proportion of significant differences per group, and the change in the correctly classified cases with the reduction of the variable

Mivel a szignifikáns csoport elkülönülések aránya mindkét fajnál 6–16 változó használata között volt a legmagasabb, illetve a besorolás jószága 10–15 figyelembe vett változó alatt jelentős csökkenést mutat, így az elvégzett CVA elemzések közül a legmagasabb és a legalacsonyabb változószámmal, valamint az általunk választott 12 változóval elvégzett elemzést mutatjuk be (4. ábra). Az eredmények alapján elmondható, hogy a kezdeti 34 változó adataival jól elkülöníthetően ábrázolja az egyes populációkat a CVA ábra. 12 változó esetében még megfigyelhetők az egyes populációk határai, azonban ebben az esetben már jelentős mértékű az átfedés. Két változóra csökkentve pedig az átfedés már nagymértékű, éles elkülönülés már nem fedezhető fel.

A 12 legfontosabbnak ítélt (legnagyobb elkülönítő erővel bíró) változó elhelyezkedését a két vizsgált faj egyedein az 5. ábrán mutatjuk be. A Petényi-márna (*Barbus petenyi*) esetében a változók kizárólag a test elülső részére, illetve a fejre koncentrálnak. A fenékjáró küllő (*Gobio gobio complex*) esetében a test elülső része mellett a faroknyélen is található két fontos változó. A 12 legfontosabb változó közül a két faj esetében hat változó megegyezett egymással.



4. ábra. A fenékjáró küllő (*Gobio gobio* complex) (A, B, C), valamint a Petényi-márna (*Barbus petenyi*) (D, E, F) CVA eredményei 34 (A, D), 12 (B, E) illetve 2 (C, F) változószám mellett. A fenékjáró küllő esetében piros: Csernely, kék: Eger-víz, rózsaszín: Kemence, zöld: Tapolca-patak, lila: Tolcsva. A Petényi-márna esetében piros: Argyas, kék: Ilosva, rózsaszín: Moldova, zöld: Olt, lila: Kis-Küküllő
 Fig 4. CVA results for the Common gudgeon (*Gobio gobio* complex) (A, B, C) and the Romanian barbel (*Barbus petenyi*) (D, E, F) in 34 (A, D), 12 (B, E) and 2 (C, F) variable number. Common gudgeon: red: Csernely, blue: Eger-víz, pink: Kemence, green: Tapolca-patak, purple: Tolcsva. Romanian barbel: red: Argyas, blue: Ilosva, pink: Moldova, green: Olt, purple: Kis-Küküllő



5. ábra. A 12 legfontosabb változó a fenékjáró küllő (*Gobio gobio* complex) (A) valamint a Petényi-márna (*Barbus petenyi*) (B) esetében. Zöld színnel a közös változók láthatóak
 Fig 5. The 12 most important variables. Common gudgeon (*Gobio gobio* complex) (A) and Romanian barbel (*Barbus petenyi*) (B): Common variables are shown in green

Értékelés

Mind a csoportcentroidok Mahalanobisz-távolságának négyzetértékei, mind az egyedek besorolásának jósága akkor mutatta a legmagasabb átlagos értékeket, ha az összes mért (34) változót bevontuk az analízisbe. Ugyanakkor az elkülönülések mértékét a vizsgálatokba bevont változók és az elemzett egyedszámok nem megfelelő aránya miatt statisztikailag nem tudtuk igazolni. Nagy változószámnál a vizsgált állományok erőteljes elkülönülését a Mahalanobisz-távolságok négyzetértéke nagy szórás mellett mutatja. A változószámok csökkentésével mind ezek átlaga, mind a szórásértékeik arányosan csökkennek. Tehát a vizsgált populációk hasonlósága egyre növekszik.

A besorolási jóságok sokáig nem változnak számottevően. Például ha csak a lemért változók felét (17) vonjuk be az analízisbe, az egyedek besorolási jósága a Petényi-márnánál 100%-ról 92%-ra illetve küllőnél 92%-ról 83%-ra csökken. Azonban 10–15 elemzett változószám környékén a besorolási jóságát jelző görbe mindkét faj esetében törést mutat (3. ábra). Tehát ez alatt a változószám alatt az egyedeket már sokkal rosszabb arányban tudjuk csoportba sorolni.

A szignifikáns csoportelkülönülések aránya 6–16 elemzésbe vont változó intervallumában mutatta a legmagasabb értékeket. Tehát ezek azok a változószámok, amelyeknél az elemzett populációk legnagyobb része egymástól statisztikailag is igazolható módon különül el.

Véleményünk szerint mindkét vizsgált faj esetében 10–15 között lehet az az ideális változószám, amely mind a szignifikáns csoportelkülönítések aránya szempontjából, mind a csoportba sorolások jósága alapján még kellően magas értékeket mutat.

Ebből kifolyólag a változószám meghatározásakor nem érdemes az ideálisnak tartott számnál jóval több változót felvenni, hiszen az eredményeink nem lesznek annyival pontosabbak, mint amennyivel több időt és energiát igényel azok lemerése. Illetve a szignifikáns csoportelkülönülések aránya az ideálisnak mondott intervallum felett csökken.

Ezenfelül pedig a statisztika oldaláról nézve elég a változószámmal megegyező egyed gyűjtése mintahelyenként, ami lehetővé teheti számunkra a gyűjtött egyedek számának mérséklését. Ez fontos szempont lehet például a ritka, védett fajokon végzett vizsgálatok esetében. Az a tény, hogy a 12 legnagyobb elkülönítő erővel bíró változó közül hat megegyezett mindkét fajnál, arra enged következtetni, hogy az adott család morfometriai jellemzéséhez ezen változók használata elengedhetetlenül szükséges lehet.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk Ferincz Árpádnak, Nagy András Attilának, Imecs Istvánnak, Maász Gábornak valamint Zrínyi Zitának a terepi mintagyűjtés során nyújtott segítségükért. Takács Pétert a MTA Bolyai János Kutatási Ösztöndíja BO/0022/18/8, valamint az NKFIH OTKA FK131426 pályázata támogatta.

Irodalom

- Armbruster J. W. (2012): Standardized measurements, landmarks, and meristic counts for cypriniform fishes. *Zootaxa*, 3586/1: 8–16.
- Creech S. (1992): A multivariate morphometric investigation of *Atherina boyeri* Risso, 1810 and *A. presbyter* Cuvier, 1829 (Teleostei: Atherinidae): morphometric evidence in support of the two species. *Journal of Fish Biology*, 41/3: 341–353.
- Darwin C., Bynum W. F. (2009): *The origin of species by means of natural selection: or, the preservation of favored races in the struggle for life* (p. 458): Harmondsworth: Penguin.
- Elliott N. G., Haskard K., Koslow J. A. (1995): Morphometric analysis of orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) off the continental slope of southern Australia. *Journal of Fish Biology*, 46/2: 202–220.
- Franklin D., Cardini A., Flavel A., Kuliukas A. (2012): The application of traditional and geometric morphometric analyses for forensic quantification of sexual dimorphism: preliminary investigations in a Western Australian population. *International Journal of Legal Medicine*, 126/4: 549–558.
- Hammer Ø., Harper D. A. T., Ryan P. D. (2001): PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4/1: 9
- Herler J., Kerschbaumer M., Mitteroecker P., Postl L., Sturmhuber C. (2010): Sexual dimorphism and population divergence in the Lake Tanganyika cichlid fish genus *Tropheus*. *Frontiers in Zoology*, 7/1: 4.
- Ibañez A. L., Cowx I. G., O'Higgins P. (2007): Geometric morphometric analysis of fish scales for identifying genera, species, and local populations within the Mugilidae. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64/8: 1091–1100.

- Linnaeus C. (1788): *Systema naturae per regna tria naturae secundum classes, ordines, genera, species*. (Vol. 2): impensis Georg Emanuel Beer.
- Mitteroecker P., Gunz P. (2009): Advances in geometric morphometrics. *Evolutionary Biology*, 36/2: 235–247.
- Pope P. T., Webster J. T. (1972): The use of an F-statistic in stepwise regression procedures. *Technometrics*, 14/2: 327–340.
- Pravdin I. F. (1966): *Manual on study of fishes*. Pischevaya propishlennost, Moscow, 376.
- Rasband W. (2012) ImageJ: Image Processing and Analysis in Java. *Astrophysics Source Code Library*, 1, Article ID: 06013.
- Rohlf F. J. (1990): Morphometrics. *Annual Review of ecology and Systematics*, 21/1: 299–316.
- Sirakov I., Staykov Y., Ivancheva E., Nikolov G., Atanasov A. (2012): Morphometric characteristic of European perch (*Perca fluviatilis*) related to sex dimorphism. *Agricultural Science & Technology* (1313–8820), 4/3: 203–207
- Specziár A., Bercsényi M., Müller T. (2009): Morphological characteristics of hybrid pikeperch (*Sander lucioperca* female × *Sander volgensis* male)(Osteichthyes, Percidae): *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 55/1: 39–54.
- Strauss R. E., Bookstein F. L. (1982): The truss: body form reconstructions in morphometrics. *Systematic Biology*, 31/2: 113–135.
- Takács P., Vitál Z., Ferincz Á., Staszny Á. (2016): Repeatability, reproducibility, separative power and subjectivity of different fish morphometric analysis methods. *PLOS One*, 11/6: e0157890
- Trapani J. (2003): Geometric morphometric analysis of body-form variability in *Cichlasoma minckleyi*, the Cuatro Ciénegas cichlid. *Environmental Biology of Fishes*, 68/4: 357–369.
- Tulli F., Balenovic I., Messina M., Tibaldi E. (2009): Biometry traits and geometric morphometrics in sea bass (*Dicentrarchus labrax*) from different farming systems. *Italian Journal of Animal Science*, 8 (sup2): 881–883.
- Zelditch M. L., Swiderski D. L., Sheets H. D. (2012): *Geometric morphometrics for biologists: a primer*. Academic Press. New York and London, 437p

Authors:

Bálint BÁNÓ (bano.balint@okologia.mta.hu), Péter TAKÁCS (takacs.peter@okologia.mta.hu)



Élőhelyi változók: az aljzat szemcseméretének vizsgálata különböző módszerekkel

Comparative study of six methods to quantify stream substrate

Maroda Á.¹, Sály P.²

¹ *Szent István Egyetem, Állattani és Állatökológiai Tanszék, Gödöllő*

² *Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany*

Kulcsszavak: szemcseméret eloszlás, aljzatösszetétel, vízfolyások élőhelyei, halökológia, becslési ráfordítás

Keywords: grain size distribution, substrate composition, stream habitat, fish ecology, estimation effort

Kivonat

Halaink térbeli eloszlását számottevően befolyásolhatja az aljzat összetétele. Az aljzatösszetétel becslése bizonytalanságokkal terhelt, ezért a gyakorlatban többféle eljárást is alkalmaznak a szemcseméret-eloszlás kvantitatív jellemzésére. Célunk volt, hogy tájékozódjunk az eljárások becslési ráfordításra adott érzékenységről, és az eljárások közötti becslési különbségekről. Kutatásunkba hat eljárást vontunk be: aljzatfrakciók becslése vizuálisan és random szemcsék fotóról lemért átmérője alapján, átlagos szemcseméret becslése fotókról random transekttekkel, valamint szitasorral frakcionált minták aljzatfrakcióinak szemcseszám-, tömeg-, és térfogataránya eljárások. Megvizsgáltuk (i) az egyedi vizuális becslések közötti különbségeket, (ii) a vizuális becslés, random pont és random transekt módszerek becslési pontosságát a becslés ráfordítás függvényében, és (iii) az aljzatösszetétel-becslési eljárások becsült frakcióarányai közötti különbségeket. Eredményeink alapján (i) az egyedi vizuális becslések között mintától és frakciótól függően akár 75%-nyi különbségek is lehetnek. (ii) A módszerek becslési pontossága frakciótól és mintától függően javult a becslési ráfordítás növelésével. (iii) A leghasonlóbb frakcióarány-becsléseket a tömeg- és térfogatszázalék módszerek, a legeltérőbb frakcióarány-becslést pedig a szemcseszámarány módszer adta. A képfeldolgozó eljárások használatakor a minta előkészítése hatással van a képek feldolgozhatóságára. Összefoglalva, az aljzat- és aljzat számszerűsítését a megválasztott vizsgálati eljárás mellett, a becslési ráfordítás, a szemcsék mérettartománya és az aljzattinta homogenitása is befolyásolja. Ezért azoknál a haltani kutatásoknál, ahol kiemelt jelentősége van az aljzat minél pontosabb számszerűsítésének, célszerű előzetes vizsgálatot végezni az alkalmazni kívánt eljárás érzékenységeinek megismerésére.

Abstract

Substrate composition can affect greatly the spatial distribution of fish. The estimation of substrate composition loaded with uncertainty, therefore in practice there are several methods for quantitative characterization of substrate size distribution. Our aim was to assess sensitivity of different methods to the estimation effort and to compare the results among methods. Our research included six procedures: visual estimation of substrate fractions, measurement of the diameter of random particles from photographs, estimation of average particle size from photographs with random transects, and particle number ratio, weight ratio, and volume ratio for fractionated samples with sieves. We investigated (i) the differences between individual fraction ratio estimations of visual method, (ii) precision of estimations in case of visual estimation, random point and random transect methods, and (iii) the differences between substrate compositions of different methods. Our results show that (i) there may be even 75% differences between the individual visual estimations depending on method and fraction. (ii) With the increased estimation effort the precision of estimations of the methods improved depending on substrate samples. (iii) The most similar fraction ratio estimations are given by weight ratio and volume ratio, and the most differ result from other used methods is given by the particle number ratio method. When using image processing procedures, sample preparation affects the processability of the images. In summary, in addition to the chosen method, the quantification of the substrate is also influenced by the estimation effort, the particle size range and the homogeneity of substrate sample. Therefore, in the case of fish researches, where particularly important the most precise quantification of the substrate, it is advisable to carry out a preliminary study for determination the sensitivity of the chosen procedure.

Bevezetés

A halak elterjedését és élőhely-használatát a vízfolyások aljzata jelentősen befolyásolja. A különböző szemcseméretű mederfenék búvóhelyet, szaporodási felületet, táplálkozási mátrixot nyújt a halaknak (Manna et al. 2017, Reichard 2008, Simonson et al. 1993, Vlach et al. 2005).

Aljzatösszetétel-bebecslésre több eljárást is találhatunk a szakirodalomban. Az egyik legelterjedtebb módszer az aljzat kategóriák relatív arányának terepen történő vizuális bebecslése (Fulton et al. 2016, Manna et al. 2017, Maroda & Sály 2018, Simonson et al. 1993, Zenter et al. 2018). A vizuális bebecslés gyors és egyszerű eljárás, ám az eredményét nagymértékben befolyásolhatja – a terepi viszonyok mellett (például a víz zavarossága, a növényállomány denzitása, a víz mélysége) – a bebecslést végző személyek száma és az aljzat osztályozottsága (szemcseméret homogenitása) (Simonson et al. 1993). A vizuális bebecslés egy másik formája, hogy nem a szemcseméret eloszlás, hanem csak a legnagyobb mennyiségben jelenlevő ún. domináns frakció jelenléte kerül rögzítésre (Branigan et al. 2018, Greenberg 1991, Rankin 1986).

Az aljzatösszetétel vizsgálatára hagyományosan alkalmazott másik eljárás az aljzatfrakciók tömegszázalékos arányának megállapítása (Bunte & Abt 2001, Cummins 1962, Young & Hubert 1991). A módszer sajátja, hogy eredeti helyéről kiemelt aljzattmintákat igényel. További jellemző, hogy a nagyobb méretű, tömör kődarabok mintabeli tömegarányukat tekintve felülbecsülődhetnek, szemben a mederfenékre vonatkoztatott borítási felületükkel. Ennek elkerülésére az aljzatfrakciók tömegszázalékos aránya helyett alternatívát jelenthet a frakciók térfogatszázalékos eloszlásának alkalmazása.

Napjainkban a digitális képfeldolgozás eszköztára is rendelkezésünkre áll a szubsztrát jellemzőinek vizsgálatára (Kumara et al. 2012, Lira & Pina 2009, Strom et al. 2010). A digitális képfeldolgozó eljárások alkalmazása az aljzattmintákról készült fotók alapján történik. A fotók elemzése az elérendő célnak megfelelő számítógépes programokkal elvégezhető. A számítógépes programokkal való képelemző eljárások alkalmazhatóságát azonban behatárolhatja az általuk adott eredmény jellege. Más célokra használható például egy aljzatösszetételt becsülő és egy átlagos szemcseméretet becsülő módszer.

Ideális esetben egy környezeti tényező számszerűsítésére alkalmazott eljárás pontos, megbízható és torzítatlan adatokat eredményez. Egy bebecslési avagy mérési eljárás pontossága (*precision*) a becsülendő (méréendő) paraméterre vonatkozó ismételt bebecslések avagy mérések átlag körüli szóródásának reciprokát értjük. Minél nagyobb az ismételt bebecslések (mérések) szórása annál pontatlanabb a bebecslési eljárás. Az ismételt bebecslések értékei és a becsülendő valódi érték (paraméter) közötti különbségek várható értékének (átlagának) abszolút értéke a bebecslés megbízhatósága (*accuracy*). Ha ezen különbségre előjellel tekintünk, akkor beszélhetünk a bebecslés avagy mérés torzításáról (*bias*): ha a különbségek várható értéke nulla, a bebecslés torzítatlan, ha negatív, alulról torzított (alul becsült), ha pozitív felülről torzított (felül becsült). A bebecslési vagy mérési eljárás torzításának és megbízhatóságának megállapításához a vizsgálandó mennyiség valós vagy valószínű elfogadott értékének (paraméter) ismerete szükséges, azonban a bebecslés avagy mérés pontossága az ismételt mérések szórásának (variációjának) ismeretében, a paraméter nélkül is értékelhető (Walther & Moore 2005).

A kutatás célja és térléptéke befolyásolhatja, hogy milyen pontosságú bebecslési eljárást választunk egy abiotikus jellemző bebecslésére, illetve az eljárás által adott eredmény pedig behatárolja az adatok biológiai értelmezhetőségét. Ugyanakkor a terepi felmérések során az is fontos szempont, hogy a választott bebecslési eljárás gyorsan és könnyen elvégezhető legyen, ne igényeljen túl nagy idő- és munkabefektetést.

Összehasonlító vizsgálatunk célja a halökológiai kutatásokban használható egyszerűbb aljzat-számszerűsítő eljárások előnyök és hátrányok szempontjából való körüljárása. Módszertani kutatásunkban hat aljzat-számszerűsítő eljárást vontunk be: vizuális bebecslést, random pont módszert, random transzekt módszert, valamint a térfogat-, a tömeg-, és a darabszázalékos frakcióarányok megállapítására irányuló eljárásokat. 1) Megvizsgáltuk az

egymástól független, vizuális becslést végző személyek által adott frakció-eloszlások közötti különbségeket. (2) Értékeljük a vizuális becslés, a random pont és random transzekt módszerek pontosságának becslési ráfordításra való érzékenységét (módszeren belüli összehasonlítások). 3) Összevetettük a különböző becslési eljárással kapott frakcióeloszlásokat (módszerek közötti összehasonlítás). Ezen célok mellett az eredmények értékelésekor kitérünk a képfeldolgozó eljárásokkal kapcsolatos tapasztalatainkra is.

Anyag és módszer

Aljzatminták és előkészítésük

Módszertani vizsgálatunkat négy aljzatmintán végeztük el. Kettő mintát a Tarna dombvidéki szakaszán (Aldebrő, EOY X: 272442, EOY Y: 738359; EOY X: 272463, EOY Y: 738363), és kettő mintát az középhegységi Ilona-patakából (Parádfürdő, EOY X: 287093, EOY Y: 725842; EOY X: 287096, EOY Y: 725827) vettünk, a mederanyag kb. 4 dm²-es területének felső 2 – 4 cm-es rétegének kotrásával. Tehát a vizsgált aljzatminták értékelése nem *in situ* állapot alapján, hanem utólagos feldolgozást követően történt. A feldolgozás során az aljzatmintákat tálcákra terítettük, és tömegállandóságig szárítottuk. Azt követően az aljzatmintákra a méretarányok rögzítése céljából vonalzót helyeztünk, és lefényképeztük őket (Pentax K-50 típusú fényképezőgép); a fényképek felbontása 300 dpi, 4928 × 3264 képpontos volt (1. ábra). A fotózást követően a mintákat szitatorral hat szemcseméret-frakcióra választottuk szét (1. táblázat).



1. ábra. A négy aljzatminta fotója (képek felbontása: 300 dpi, 4928 × 3264 képpont)

Fig. 1. Photographs of the four substrate samples (images resolution: 300 dpi, 4928 × 3264 pixels)

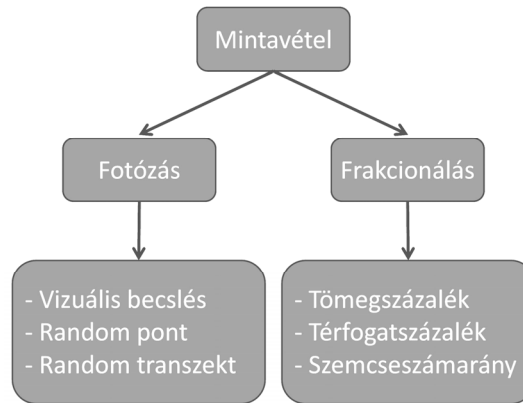
1. táblázat. Az alkalmazott szitator által meghatározott frakció-mérettartományok jelölése, neve és mérettartománya (milliméterben)

Table 1. The marking, name and size range (in millimeters, based on mesh sizes of sieves) of the fractions of sieved substrate samples

Frakció jelölése	Frakció neve	Mérettartomány [mm]
frac1	homokos iszap	(0,00 – 0,71]
frac2	homok	(0,71 – 2,00]
frac3	finom kavics	(2,00 – 8,00]
frac4	közepesen durva kavics	(8,00 – 24,00]
frac5	durva kavics	(24,00 – 64,00]
frac6	kő	(64,00 – Inf]

Aljzatvizsgálati módszerek

A vizuális becslés, a random pont és random transzekt módszereket az aljzatminták fotóin, míg a tömegszázalék, térfogatszázalék és szemcseszámarány módszereket a szitált aljzatmintákon alkalmaztuk (2. ábra).



2. ábra. Az aljzatminták vizsgálatának vázlatpontos bemutatása
Fig. 2. Schematic presentation of the examination of substrate samples

Frakcióarányok vizuális becslése fotóról (vizuális becslés módszer)

Kilenc ökológus szakember becsülte meg a fényképek alapján, egymástól függetlenül, a szítasorral történt frakcionálásnak megfelelő hat szemcseméret-frakció (1. táblázat) képen látható százalékos borítási arányát. A szemcsék valós méretének, és ezáltal a frakciók mintabeli arányának megbecsléséhez a fotókon szereplő vonalzó nyújtott segítséget.

Random szemcsék átmérőjének mérése fotóról (random pont módszer)

A mintákat reprezentáló fotókon, mintánként száz-száz darab random aljzatszempet választottunk ki, melyek legnagyobb átmérőjét (ún. Ferret átmérő) ImageJ program (Rasband 1997-2018) segítségével lemértük. A program hossz méréshez való kalibrációja a fotókon lévő vonalzóval történt. A lement szemcséket a frakcióhatároknak megfelelően méretcsoportokba soroltuk (1. táblázat), majd az egyes frakciókba tartozó szemcsék száma és az összes lement szemcseszám (mind a négy aljzatomint esetében száz darab szemcse) alapján kiszámítottuk az aljzatominták frakcióarányainak százalékos összetételét.

Random transzekt által átszelt szemcsék számolása fotóról (random transzekt módszer)

A mintákat reprezentáló fotókon mintánként száz darab, közel azonos hosszúságú szakasz-transzektet jelöltünk ki. A transzekt mentén megszámoltuk azon szomszédos, hézag nélküli szemcsék számát, amelyeket metszett a transzekt. A transzekt ismert hosszát elosztva a szemcsék számával egy átlagos szemcseméret értéket kaptunk milliméterben. Az eljárás fotókon való alkalmazása ImageJ programmal történt. A program hossz mérésre való kalibrálását a fotókon lévő vonalzóval végeztük.

Frakciók szemcseszámának aránya (szemcseszám arány módszer)

Az eljárás során megszámoltuk a szítasorral frakcionált szemcseméret-frakciókba tartozó szemcsék számát, majd a frakciók szemcseszámának összegével kiszámítottuk a mintánkénti összes szemcseszámot. A frakciónkénti és az összes szemcseszám ismerete alapján megkaptuk a frakciók darabszázalékos vagy szemcseszám arány összetételét.

A kevés szemcsét tartalmazó, emberi szemmel jól látható mérettartományba eső frakciók szemcseszámát leszámolással pontosan meg tudtuk állapítani, azonban a túlzottan kicsi és/vagy sok szemcsét tartalmazó frakciók szemcseszámát inverz regresszióval becsültük. Ehhez frakciónként ismert számú szemcse tömegét analitikai mérleggel (Shimadzu AP225W, mérési tartomány: 0–220g) lemértük. Az aljzatominták kettes frakciója (frac2) esetében 8, 16, 32, 64, 128, 192, 256, 341, 426 és 512 darab szemcse tömegét, az aljzatominták hármass frakciója (frac3) esetében pedig 1, 2, 4, 8, 16, 32, 64, 128, 256 és 512 darab szemcse tömegét mértük le három ismétlésben. Az aljzatominták frakciókból a háromszori

ismétlésben lemérendő szemcsék kiválasztását visszatevéses random mintavétellel végeztük. Az ismert mennyiségű szemcsék tízes alapú logaritmus transzformált értékeire és a hozzájuk tartozó szintén tízes alapú logaritmus transzformált tömegértékekre lineáris regresszió modellt illesztetünk. A frakciók teljes tömegének ismeretében a regressziós egyenes egyenletéből kifejeztük az adott frakcióra modell szerint becsült összes szemcseszámot, amely az adott frakció teljes tömegéhez tartozik.

Frakciók tömegaránya (tömegszázalék módszer)

A mintákban lévő frakciók tömegszázalékos eloszlásához mintánként lemértük a frakciók tömegét analitikai mérleg és táramérleg (Shimadzu AP225W, mérési tartomány: 0–220g; és Orma model BC1800, mérési tartomány: 0–2200 g). A lemért tömegadatok alapján kiszámítottuk a frakciók mintán belüli tömegszázalékos arányát.

Frakciók térfogataránya (térfogatszázalék módszer)

A mintákban lévő frakciók térfogatszázalékos arányainak megállapítását frakciónként, mérőhenger és ismert mennyiségű víz hozzáadásával végeztük. A mérőhengerbe beleraktuk az adott frakcióhoz tartozó szemcséket, majd ismert térfogatú, a szemcséket ellepő vizet öntöttünk a mérőhengerbe. Leolvastuk a víz és szemcsék együttes térfogatát, majd az együttes víz–szemcsEFRakció térfogatából kivontuk az ismert térfogatú vizet, így megkaptuk a frakció térfogatát. Végül kiszámoltuk az egyes frakciók teljes minta térfogathoz viszonyított térfogatszázalékos arányát.

Statistikai adatelemzés

Egyedi szubjektív becslések változatossága a vizuális becslésben

Mintánként megvizsgáltuk a vizuális becslést végző személyek egyedi, szubjektív becsléseinek szórását, valamint az egyedi becslések százalékos értékei közötti legnagyobb különbségeket. Az egyéni becslések közötti eltérések vizsgálatához a kilenc fő egyedi vizuálisan becsült frakcióarányait használtuk.

Becslési ráfordításra való érzékenység (módszeren belüli összehasonlítások)

A vizuális becslés, random pont és random transzekt módszerek ismételt becsléseinek pontosságát vizsgáltuk a becslési ráfordítás függvényében.

Vizuális becslés módszer pontosságát az ismételt frakcióarány-becslések átlagának szórásával és a frakcióarány-becslések szórásainak mintánkénti összegével számszerűsítettük. Randomizációs eljárással visszatevés nélkül kiválasztottunk a kilenc becselő személy közül egy, kettő, három, négy, öt és hat becselő személy független egyedi becslését (becslési ráfordítás) kilenc ismétlésben. Az ismételt frakcióarány-becslések átlagából minden becslési ráfordítás mellett kiszámítottuk a mintánkénti és frakciónkénti szórást, és a mintánkénti szórásösszeget.

A random pont módszer pontosságát szintén az ismételt frakcióarány-becslések átlagának szórásával és a frakcióarány-becslések szórásainak mintánkénti összegével számszerűsítettük. A módszer becslési ráfordítását a száz lemért szemcséből kiválasztott 10, 20, 40, 60 és 80 darab szemcse adta. A szemcséket minden becslési ráfordítási szint esetében randomizációs eljárással visszatevés nélkül választottuk ki, majd a becslési ráfordításnak megfelelő számú kiválasztott szemcse alapján kiszámítottuk a minták százalékos frakcióeloszlását. Mindezt száz ismétléssel végeztük. Minden becslési ráfordítás mellett kiszámítottuk az ismételt frakcióarány-becslések átlagának mintánkénti és frakciónkénti szórását, és mintánkénti szórásösszeget.

A random transzekt módszer becslési ráfordításra való érzékenységét az átlagos szemcseátmérő ismételt becsléseinek szórásával vizsgáltuk. A száz lemért transzektből random módon, visszatevés nélkül kiválasztottunk 10, 20, 40, 60, 80 transzektet (becslési ráfordítás) száz ismétlésben, majd becslési ráfordításonként kiszámítottuk a transzekttekhez tartozó átlagos szemcseátmérő-becslések átlagának szórását mintánként.

Módszerek közötti összehasonlítás

A módszerek közötti összehasonlításhoz azokat az eljárásokat használtuk, melyek frakcióarányt eredményeznek. Így a random transzekt módszer, amely átlagos szemcseátmért ad eredményül, kimaradt ebből a vizsgálatból. A vizuális becslés módszer kilenc személy által becsült frakcióeloszlását (maximális becslési ráfordítás), a random pont módszer esetében pedig a száz random pont alapján megállapított frakcióeloszlást (maximális becslési ráfordítás) vettük figyelembe. A különböző aljzatbecslési-eljárásokkal kapott frakcióarányokat többváltozós statisztikai módszerekkel hasonlítottuk össze. Többváltozós varianciaanalízissel (MANOVA) vizsgáltuk, hogy az öt aljzatösszetétel-becslési eljárás által adott frakcióarányok különböznek-e egymástól, majd lineáris diszkriminancia analízissel (LDA) tártuk fel, hogy mely aljzatfrakciók járulnak hozzá leginkább a becslési eljárások közötti különbségekhez.

A MANOVA és LDA modellek függő változóit az aljzatminták százalékos frakcióarányai, magyarázó változóit pedig az aljzatösszetétel-becslési módszerek adták. A statisztikai elemzéseket R környezetben végeztük.

Eredmények

Aljzatminták feldolgozása

A hat aljzatfrakció mintabeli jelenlétét tekintve eltérések voltak a módszerek eredményei között. A tömegszázalék, a térfogatszázalék és a szemcseátmérvény módszer által adott frakcióeloszlásokból az ötös (frac5) frakció az ALD002 mintából, a hatos (frac6) frakció pedig az ALD001 és ALD002 mintákból hiányoztak. Szintén hiányzott a hatos frakció (frac6) az ALD002 mintából a vizuális becslés és a random pont módszerrel kapott eredmények esetében. Továbbá a random pont módszerrel kapott frakcióeloszlások alapján hiányzott az első frakció (frac1) az ALD001 és ALD002 mintákból.

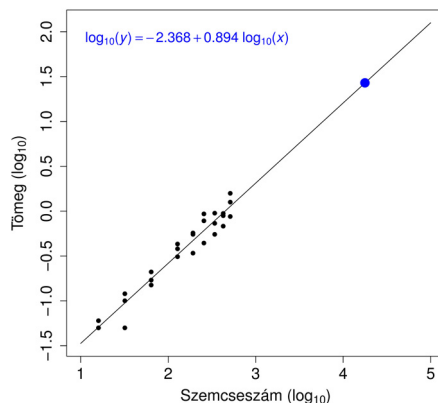
A szitált minták legkisebb mérettartományú frakcióijának (frac1) kivételével az összes aljzatfrakció szemcséi szabad szemmel láthatóak voltak, így a szemcsék számolásához nem volt szükség sem preparáló nagyítóra sem sztereómikroszkópra. A frakciók szemcseátmérvényének megállapítására végzett inverz regressziót a négy minta kettes frakciójára (frac2) és az ILO002 jelű aljzatminta hármas frakciójára (frac3) végeztük el. A regressziós egyenes általános egyenlete $\lg T\text{ömeg} = a + b \times \lg \text{Szemcseátmérvény}$, amelyből kifejeztük a fentebb leírt frakciók összes-szemcseátmérvényeit (2. táblázat). Példaként említve az ALD001-es aljzatminta kettes frakciójára (frac2) által tartalmazott szemcsék számának kiszámítása a következőképpen történt. A frakcióból kivett szemcsék ismert mennyiség (darab) és tömeg értékeinek tízes alapú logaritmus transzformáltjaira illesztett regressziós egyenes egyenlete $\lg T\text{ömeg} = -2.368 + 0.894 \times \lg \text{Szemcseátmérvény}$ volt. A frakció 26,86 g-nyi teljes tömegének az egyenletbe való behelyettesítésével megkaptuk a frakció teljes szemcseátmérvényére vonatkozó becslést: 17 759 darab szemcsét (3. ábra).

A négy aljzatminta legkisebb frakciójára (frac1) esetében sem a szabad szemmel, sem a sztereómikroszkóppal (Zeiss Stemi 305) történő szemcseátmérvényezés nem volt lehetséges a szemcsék kis mérete miatt. Így a frakció szemcseátmérvényét nem tudtuk megállapítani.

2. táblázat. Az aljzatfrakciók összes szemcseátmérvényének megállapítására végzett inverz regressziós egyenesek tengelymetszete (a) és meredeksége (b); a tengelymetszet standard hibája (aSE), a meredekség standard hibája (bSE), a modell szabadsági foka (Df), és a modell determinációs együtthatója (R²)

Table 2. The intercept (a) and slope (b) of regression lines, which we used for total particle number calculation of substrate fractions; aSE is the standard error of the intercept, bSE is the standard error of the slope, Df is the degrees of freedom in regression models, and R² is the determination coefficient of models

Minta ID	Frakció jele	a	b	aSE	bSE	Df	R ²
ALD001	frac2	-2,368	0,894	0,095	0,043	25	0,944
ALD002	frac2	-2,935	1,052	0,030	0,013	23	0,996
ILO001	frac2	-2,803	1,023	0,090	0,042	25	0,961
ILO002	frac2	-2,538	1,022	0,077	0,037	28	0,965
ILO002	frac3	-0,836	0,886	0,064	0,033	17	0,977



3. ábra. Az ALD001 aljzatminta kettes aljzatfrakciójának (frac2) szemcseszám-tömeg összefüggése, amelyre regressziót végeztünk a frakcióba tartozó összes szemcse számának megállapításához. A fekete pontok az ismert mennyiségű aljzatszemcse tízes alapú logaritmus-transzformált értékeit és a hozzájuk tartozó tömeg tízes alapú logaritmus-transzformált értékeit jelölik. A kék pont jelöli a frakció ismert teljes tömegének tízes alapú logaritmustranszformált értékéhez tartozó ismeretlen szemcseszám (a frakció összes szemcseszáma) tízes alapú logaritmustranszformált értékét. Az egyenlet az ALD001 aljzatminta kettes frakciójához (frac2) tartozó regressziós egyenes egyenlete, amelyből kifejezve kiszámítható a frakció összes szemcseszáma

Fig. 3. The particle number-mass context of the frac2 of ALD001 substrate sample. Black points represent the decimal-based logarithm-transformed values of known particle numbers and mass. Blue point marks the decimal-based logarithm-transformed value of the unknown total particle number of fraction, which belongs to the decimal-based logarithm-transformed value of the total mass of fraction. The unknown value is calculable based on the equation of regression line

Egyedi szubjektív becslések változatossága a vizuális becslésben

Az aljzatfrakciók kilenc személy általi egyedi független becslései jelentősen eltértek egymástól. Az adatokat a frakcióarányok százalékos mértékével kifejezve, a kilenc személy egyedi becslései közötti szórás 0 és 22,50% között, míg a frakcióarányok személyenkénti becslései közötti legnagyobb különbség pedig 0% és 75% között változott. A személyek közötti szórás és az egyedi becslések közötti legnagyobb különbség mértéke mintánként nem volt azonos, illetve ezen értékek egy adott mintán belül frakciónként is eltértek. Például az ILO001-es minta esetében a hatos frakciónál (frac6) volt a legkisebb az aljzatfrakciók egyedi becsléseinek szórása (5,70%) és az egyedi becslések közötti legnagyobb eltérés legkisebb mértéke (18%) (3. és 4. táblázat). Ugyanezen mintában a frakcióarányok egyedi becsléseinek legnagyobb szórása (13,32%) és az egyedi becslések közötti legnagyobb eltérés (45%) a kettes frakciónál (frac2) volt (3. és 4. táblázat). Az első frakciót (frac1) tekintve az egyedi becslések legkisebb szórásértéke (0,71%) és az egyedi becslések közötti legnagyobb eltérés legkisebb értéke (2%) az ILO002 aljzatmintánál volt (3. és 4. táblázat). Ezzel szemben a frakció egyedi becsléseinek legnagyobb szórása (13,57%) és az egyedi becslések közötti legnagyobb különbség legnagyobb értéke (37%) az ALD002-es jelű mintánál volt (3. és 4. táblázat).

3. táblázat. A vizuális becslést végző kilenc személy egyedi becslései közötti szórásértékek aljzatmintánként és frakciónként

Table 3. The standard deviation values of visually estimated sediment fractions between nine researchers for each substrate samples

Minta ID	Frac1	Frac2	Frac3	Frac4	Frac5	Frac6
ALD001	3,24	2,74	8,21	8,21	14,54	3,89
ALD002	13,57	22,22	22,50	2,09	0,53	0,00
ILO001	7,53	13,32	7,82	6,61	11,96	5,70
ILO002	0,71	4,50	8,57	12,10	9,98	2,29

4. táblázat. Az aljzatfrakciók százalékos arányának vizuális becslését végző személyek legkisebb és legnagyobb becslései közötti különbség aljzatmintánként és frakciónként

Table 4. Differences between the minimum and maximum percentage values given by visual estimators for each substrate samples

Minta ID	Frac1	Frac2	Frac3	Frac4	Frac5	Frac6
ALD001	10	10	25	25	46	10
ALD002	37	68	75	5	1	0
ILO001	25	45	25	20	30	18
ILO002	2	10	25	40	33	5

Beclsési ráfordításra való érzékenység (módszeren belüli összehasonlítások)

Vizuális becslés módszer

Azonos mértékű beclsési ráfordítás mellett, a vizuális beclsési módszer ismételt becsléseinek szórása mintánként különböző volt (felhívjuk a figyelmet arra, hogy az egy beclső személy melletti ráfordítás vizsgálati eredményei azonosak a szubjektív becslések változatosságára vonatkozó előzőleg ismertetett eredményekkel). Továbbá, a frakcióarányok szórása mintán belül sem volt azonos mértékű. Kivétel ez alól az ALD002-es aljzatminta ötös (frac5) és hatos (frac6) frakciója, ahol a két említett frakció ismételt becsléseinek szórása szinte minden beclsési ráfordítás mellett megegyezett. Ugyanakkor az ismételt becslések szórása az összes aljzatminta mind a hat frakciója esetében csökkenő trendet mutatott a beclsési ráfordítás növelésével (a becslést végző személyek számának növelésével) (4.a ábra). A beclsési ráfordítás (becslést végző személyek száma) növelésével való csökkenés a frakcióarányok szórásainak mintánkénti összegeinél is megfigyelhető volt, de beclsési ráfordításonként változott, hogy melyik aljzatminta szórásösszege volt a legnagyobb (5.a ábra). A szórásösszegek csökkenésének mértéke az egy személy és a két személy általi, ismételt frakcióarány-beclsések között volt a legjelentősebb (5.a ábra).

Random pont módszer

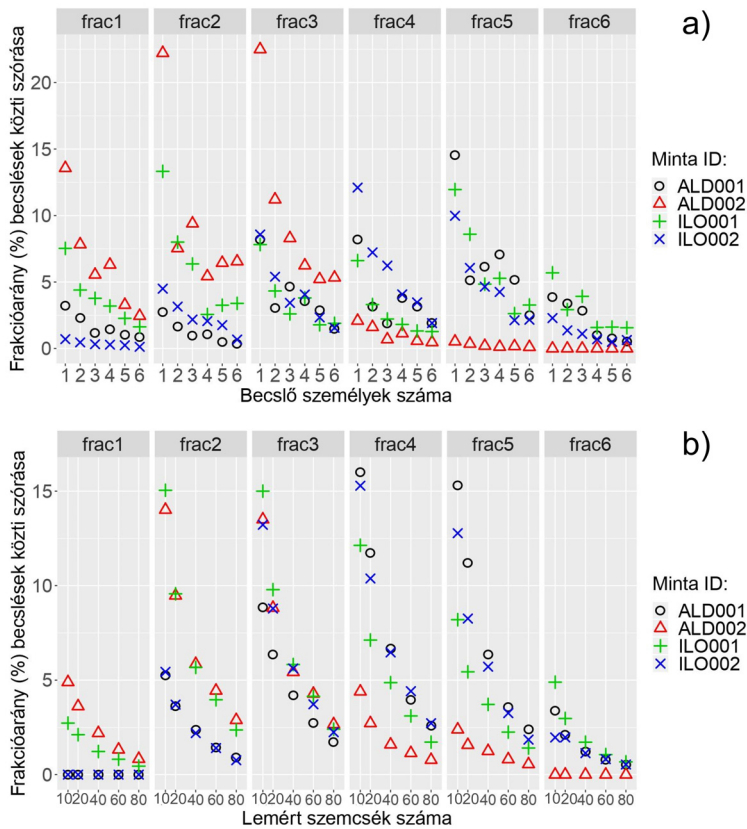
A random pont módszernél is különböző volt mintánként és frakciónként az azonos beclsési ráfordításhoz tartozó ismételt frakcióarány-beclsések szórása. Az ismételt becslések szórása a beclsési ráfordítás (lemért szemcsék száma) növelésével csökkent. Ez alól kivétel volt ez esetben is az ALD002-es minta hatos frakciója (frac6), továbbá az ALD001-es és ILO002-es minták első frakciója (frac1), ahol az ismételt frakcióarány-beclsések szórása az összes beclsési ráfordítás mellett azonos volt (4.b ábra). A frakcióarányok mintánkénti szórásösszeg-értékei az aljzatmintától függően eltérőek voltak, de az aljzatminták szórásösszeg-értékek szerinti egymáshoz viszonyított sorrendje bármely beclsési ráfordítás mellett hasonló volt (5.b ábra). A frakcióarányok mintánkénti szórásösszege e módszernél is csökkent a beclsési ráfordítás növelésével (5.b ábra). A frakcióarányok szórásösszegeinek csökkenése a 10 és 20, illetve a 20 és 40 lemért szemcsé (becslési ráfordítás) között tűnt a legjelentősebbnek (5.b ábra).

Random transzekt módszer

Az aljzatmintákra random transzekt módszerrel kapott átlagos szemcseátmérő ismételt becsléseinek szórása mintánként és beclsési ráfordításonként (az átlagos szemcseméret becslésére alkalmazott transzektaszám) eltérő volt. Bár a szemcseátmérő szórásainak nagysága mintáról mintára eltért, a minták egymáshoz viszonyított sorrendisége bármely beclsési ráfordításnál azonos volt (5.c ábra). Az ismételt becslések szórásának mértéke a beclsési ráfordítás növelésével (alkalmazott transzekték számának növelésével) csökkenést mutatott (5.c ábra), ám a csökkenés mértéke mintánként eltért. Az ismételt becslések szórásának csökkenése alól kivételt jelentett az ALD002 jelű minta, ahol az átlagos szemcseátmérő ismételt becsléseinek szórása 0 mm körüli volt bármely beclsési ráfordítás mellett.

Az átlagos szemcseátmérő ismételt becslései közötti legnagyobb különbség mintánként eltért, de még kis ráfordítás (10 – 20 transzekt) mellett is viszonylag alacsony volt. Két

ismételt becslés közötti legnagyobb különbség 10,63 mm alatt marad. Például 20 transzekt esetében a négy mintára nézve a legnagyobb különbség 0,11 és 3,35 mm közötti, ugyanez az érték 80 transzekt esetében 0,06 és 1,89 mm között változott (5. táblázat).



4. ábra. A minták a) vizuális becslés és b) random pont módszerekkel kapott frakcióarány-becsléseinek szórása frakciónkénti bontásban a becslési ráfordítás mértékének függvényében. A becslési ráfordítás mértéke a) a becslő személyek száma, b) a lemert szemcsék száma

Fig. 4. The standard deviation of fraction ratio estimates of samples by a) visual method and b) random point method per fractions as a function of estimation effort. For a) the number of estimator persons, b) the number of measured particles are the degree of estimation efforts

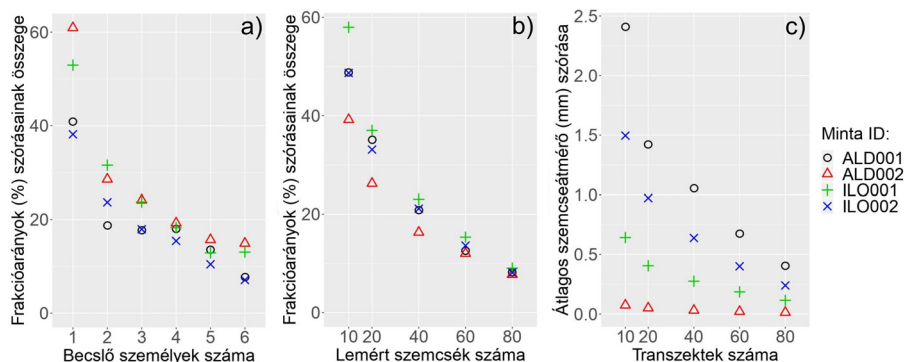
Módszerek közötti összehasonlítás

Az öt módszerrel (vizuális becslés, random pont, szemcseszámárány, tömegszázalék és térfogatszázalék) becsült hat aljzatfrakció arányának összege 100%, mivel a változók (frakciók) komplementer viszonyban állnak egymással. Ez a modelleknél túlparaméterezettséget okoz, így a hatos frakciót (frac6) elhagytuk a modellekből (Reiczigel et al. 2010).

Az öt módszer által becsült frakcióarányok százalékos értékei szignifikánsan ($\alpha = 0,05$) különböztek egymástól (MANOVA, Wilks-féle lambda = 0,022; $p < 0,001$). Az LDA modell LD1-es tengelye a módszerek közötti elválás 86,02%-át magyarázta, amellyel a legnagyobb mértékben pozitívan a négyes frakció ($r = 0,57$), és negatívan a kettes frakció korrelált ($r = -0,90$) (6. ábra) (6. táblázat).

Ennek ellenére az öt aljzatvizsgálati eljárás között mutatkozott némi hasonlóság, aminek a mértéke mintáról mintára eltérő volt. A 7. ábra alapján a szemcseszámárány módszer által becsült frakcióarányok különböztek a leginkább a többi módszerrel becsült

frakcióarányoktól mind a négy aljzatminta esetében. Ezzel szemben a térfogatszázalék és tömegszázalék módszerekkel becült frakcióarányok mutatták a legnagyobb hasonlóságot. A random pont módszerrel kapott frakcióarányok közül az ALD001-es minta esetében mutatkozott még kismértékű hasonlóság a térfogat- és tömegszázalék módszerrel kapott frakcióarányokkal. Még kisebb mértékben ugyan, de valamelyest az ALD002-es és ILO002-es minta esetében a vizuális becslés módszerrel becült frakcióarányokkal mutatott kismértékű hasonlóságot (7. ábra).



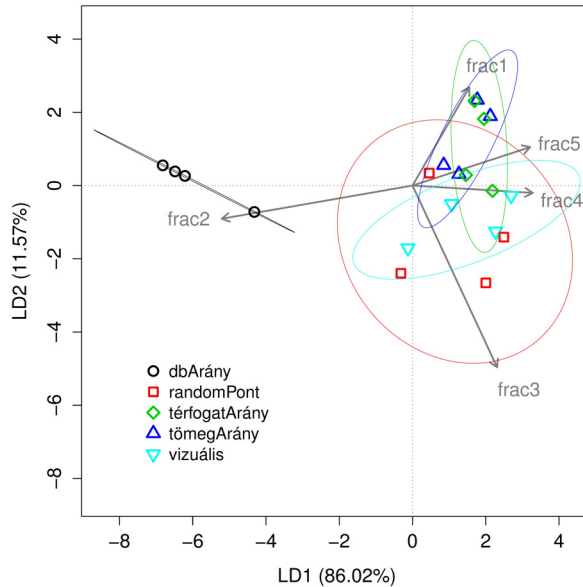
5. ábra. A minták a) vizuális becsléssel és b) random pont módszerekkel kapott frakcióarány-becsléseinek szórásösszegei, valamint a c) random transekt módszerrel kapott átlagos szemcseméret becsléseinek szórása a becslési ráfordítás függvényében. A becslési ráfordítás mértéke a) becsülő személyek száma, b) lemert szemcsék száma, c) transektek száma

Fig. 5. The total standard deviation of fraction ratio estimates of samples by a) visual method and b) random point method, and the standard deviation of average grain size estimates by c) random transect method as a function of estimation effort. For a) the number of estimator persons, b) the number of measured particles, c) the number of transects are the degree of estimation efforts

5. táblázat. A random transekt módszerrel kapott átlagos szemcseátmérők ismételt becslései közötti legnagyobb különbségek (milliméterben) becslési ráfordításonként és mintánként

Table 5. The largest differences (in millimeters) between repeated estimates of average grain size estimates by random transect method per estimation efforts and samples

Becslési ráfordítás (transektek száma)	Minta ID	Különbség [mm]
10	ALD001	10,63
	ALD002	0,37
	ILO001	2,88
	ILO002	6,69
20	ALD001	7,47
	ALD002	0,21
	ILO001	1,90
	ILO002	4,35
40	ALD001	4,71
	ALD002	0,16
	ILO001	1,33
	ILO002	2,67
60	ALD001	3,35
	ALD002	0,11
	ILO001	0,78
	ILO002	2,28
80	ALD001	1,89
	ALD002	0,06
	ILO001	0,54
	ILO002	1,22



6. ábra. Az öt aljzatvizsgálati módszer közötti különbségek vizsgálatára alkalmazott LDA modell ordinációs ábrája. A tengelyek melletti százalékos értékek a tengelyekre eső magyarázott varianciarészt mutatják, a nyilak pedig az aljzatmintákban jelenlévő frakciók mennyiségét reprezentálják. Az ellipszisek az adott módszer 95%-os konfidencia-ellipszisei. Az ellipszisek azt a területet határolják, melybe az esetleges új minták 95%-os eséllyel kerülnének adott becslési módszer esetében

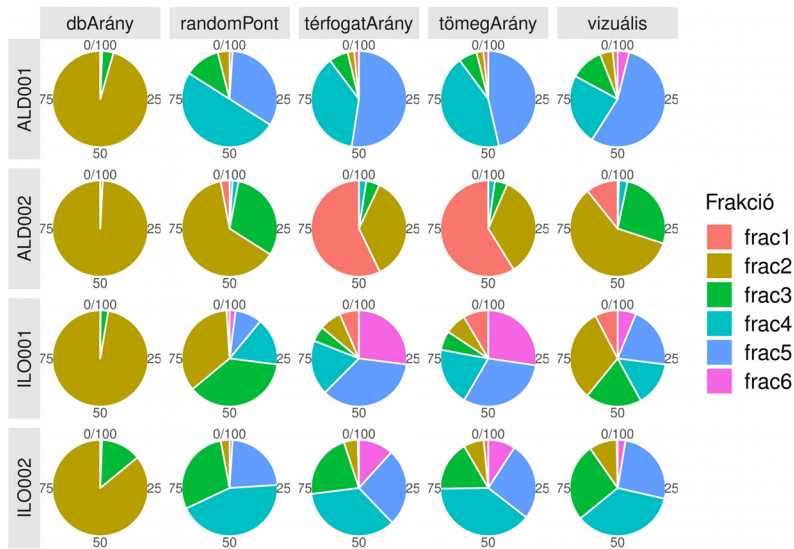
Fig. 6. The ordination biplot of LDA for differences between five method. Percentage values in parentheses stand for the proportion of explained variance by the LDA axes in the total explained variance. Arrows show the quantity of fractions in substrate samples. Symbols indicate the sampling methods and the same colour ellipses are the 95% confidence ellipses of methods. The ellipses delimit the area into which any new samples would fall with a 95% chance for a given estimation method

6. táblázat. A frakciók LDA tengelyekkel való Pearson-korrelációs együtthatói (strukturális koeficiens). Az LDA tengelyek melletti százalékos értékek a magyarázott variancia adott tengely által lefedett részét jelenítik meg
Table 6. Coefficients of Pearson-correlation between fractions and LDA axes. Percentage of explained variance by axes is indicated in parentheses next to the axis name

LDA tengelyek	Frac1	Frac2	Frac3	Frac4	Frac5
LD1 (86,02 %)	0,27	-0,90	0,40	0,57	0,55
LD2 (11,57 %)	0,46	-0,16	-0,86	-0,03	0,18
LD3 (2,39 %)	< -0,01	-0,11	0,19	0,38	-0,24
LD4 (< 0,01 %)	-0,28	0,06	0,25	-0,22	-0,14

Értékelés

Módszertani kutatásunkban hat aljzat-számszerűsítő eljárást vetettünk össze. Az egyes eljárások alkalmazásának teljes időigényére vonatkozóan azt tapasztaltuk, hogy a szemcseszámaramány módszer a leginkább időigényes, míg a vizuális becslés a leggyorsabb eljárás. A vizuális becslés módszernél ugyan több időt igényelt mind a random pont, mind a random transzekt módszer, de a szemcseszámaramány eljáráshoz képest még ezek is viszonylag gyorsak voltak. A tömegszázalék és térfogatszázalék módszerek az aljzatminták szitálását, valamint a tömeg- és térfogatméréseket figyelembe véve a módszerek időigénye nem tűnt jelentősen többnek, mint a random pont és random transzekt módszerek időigénye.



7. ábra: Az öt aljzatvizsgálati módszerrel – szemcseszám-arány (*dbArány*), random pont (*randomPont*), térfogatszázalék (*térfogatArány*), tömegszázalék (*tömegArány*), vizuális becslés (*vizuális*) – kapott százalékos frakcióeloszlások aljzatmintáinként

Fig. 7. Fraction percentage ratio of substrate samples by five method (*dbArány*: percent of particle numb, *randomPont*: random point method, *térfogatArány*: volume ratio, *tömegArány*: mass ratio, *vizuális*: visual estimates)

Terepi mintavételek alkalmazásával a szakemberek a vizuális becslést szokták alkalmazni, mivel az viszonylag egyszerűen és gyorsan elvégezhető a mintavétel helyszínén. Fontos megemlítenünk azonban, hogy a vizsgálatainkban alkalmazott vizuális becslés nem terepen történt, hanem laborba behozott aljzatminták fotóira volt alkalmazva. Eredményeink azt mutatták, hogy az egy személy általi becslések között jelentős különbségek lehetnek, amelynek mértékét befolyásolhatja az aljzatminta osztályozottsága (homogenitása) és a becslendő frakciók szemcseméret-tartománya. E két tényező egymással való kölcsönhatása következtében mintától és frakciótól függően változhat a személyek becslései közötti eltérés mértéke. Feltételezzük, hogy a személyek közötti becslési különbségek terepen, *in situ* aljzat becslésekor is összemérhetőek lehetnek a vizsgálatunkban tapasztalt különbségekkel.

A vizuális becslés pontossága a becslési ráfordítás növelésével javult; már két személy független becsléseinek átlagolásával kapott frakcióarányok is jelentősen csökkenthetik az ismételt becslések közötti különbséget. Az egy személy által adott ismételt becslések teljes szórása 40,82% volt (ALD001 minta); két személy általi ismételt becslések teljes szórása 18,69% volt (5.a ábra). Vagyis a teljes pontatlanság mértéke kb. ½ arányú csökkenést mutatott két személy becslése esetén az egy személy általi becsléshez képest. Következésképpen a vizuális becslés alkalmazásával az egy személyes egyéni becsléssel szemben, lehetőség szerint legalább két személy egymástól független frakcióarány-becsléseinek átlagát célszerű használni az aljzatösszetétel megállapítására.

A random pont módszerre vonatkozóan eredményeink azt mutatták, hogy a módszer pontossága a becslési ráfordítás növelésével jelentősen javult. Tekintettel arra, hogy 80 szemcse lemérésekor az aljzatminták ismételt becsléseinek szórásösszegei 10% alattiak – és a négy aljzatminta szórásösszegei között ennél a becslési ráfordításnál jelentős különbség már nincs – a módszer alkalmazásakor minimum 80 random szemcse lemérése már megfelelőnek tűnhet az általános elterjedést, ökofaunisztikát vizsgáló haltudományi kutatás számára.

A random transekt módszer becslési pontossága is javult a becslési ráfordítás növelésével, de a javulás mértéke függött az aljzatmintától. A módszer alkalmazása során

legalább 60 transzekt alapján történő átlagos szemcseméret számítása megfelelőnek tűnik, mivel az átlagos szemcseátmérő ismételt becslései ekkor lényegesen már nem térnek el egymástól. Mivel a módszer a vizsgálatba bevont többi eljárástól eltérően csupán egy átlagos szemcsemérettel kvantifikálja az aljzatmintát, így nem alkalmas az aljzat frakcióösszetételének megállapítására; ugyanakkor a domináns aljzatfrakció becslését lehetővé teszi.

A frakcióarányokat becslő eljárások között bizonyos frakciók aljzatmintákban való jelenlétét illetően ellentmondások voltak. Ennek oka az lehet, hogy a vizuális becslés és random pont módszer az aljzatminták fotóira, míg a tömeg-, térfogatszázalék és szemcseszámarány módszerek az aljzatminták szitálással elkülönített frakcióira lettek alkalmazva. Feltételezzük, hogy az aljzatszemcsék között lehetnek olyan elnyújtott morfológiájúak, melyek fényképen lemért vagy vizuálisan megbecsült legnagyobb átmérőjük alapján nagyobb mérettartományú frakcióba tartoznak, mint a szitálás alapján. Ám ugyanezen aljzatszemcsék a kisebbik átmérőjüknek megfelelően áthullhattak a szitasoron egy kisebb mérettartományú frakcióba.

Az aljzatösszetétel-becslési eljárások közül a tömeg- és térfogatszázalék módszerek eredményei voltak a leghasonlóbbak. A két módszer közötti kisebb eltérésekért feltételezhetően az aljzatszemcsék szerkezete, porózussága és sűrűsége lehet a felelős. A módszerek által kapott frakcióarányok tekintetében a szemcseszámarány módszer volt az, amelyik a leginkább eltért a többi módszer által kapott eredményektől. Az eltérés eredete az lehet, hogy a kisméretű aljzatszemcsék a minta teljes tömegéhez vagy teljes térfogatához viszonyítva már kis tömeg vagy kis térfogat esetén is jelentős darabszámot produkálhat. A szemcseszámarány módszer alapján történő aljzatösszetétel-vizsgálat alkalmazhatóságának relevanciája, és ebből fakadóan eredményei a halökológiai vizsgálatok szempontjából megkérdőjelezhetőek voltak.

A tömeg- és térfogatszázalék módszerek kivételével a többi aljzatösszetételt becslő eljárás esetében a 0,71 mm szemcseméret alatti aljzat kategória relatív mennyiségének megállapítása nehéznek bizonyult. Vizuális becslés során 0,71 mm alatti részecskék szemmel nehezen láthatók. Ha a fényképek felbontása nem megfelelő, az tovább nehezítheti a 0,71 mm alatti egyedi szemcsék fényképen szabad szemmel történő felismerését és arányuk megállapítását. A fényképek gyenge felbontása a random pont és a random transzekt módszerek alkalmazását ugyancsak nehezíti. A szorosan egymás mellett avagy fedésben levő szemcsék határainak egybemosódása sem könnyíti meg az egyedi szemcsék felismerését.

A szemcseszámarány módszer alkalmazásakor a 0,71 mm alatti frakció szemcseszámának megállapítása nem volt lehetséges. A frakció által tartalmazott nagy mennyiségű szemcse miatt a szemcseszám megállapítására az inverz regresszióval való szemcseszám-becslési utat választottuk. Ám a részecskék kis méretéből fakadóan már a mérleg mérési tartományának alsó határát elérő minimális (néhány tized gramm) tömegnyi mennyiség is ezer feletti szemcsét tartalmazott. A szemcsék leszámolása során – azon túl, hogy leszámolásukhoz sztereomikroszkóp vagy nagyító szükséges – további nehézséget okozott a kis szemcsék egymáshoz, a tárolóedényhez és a leszámoláshoz használt szinte bármilyen anyagú (üveg, fa, fém, papír) pálcikához vagy spatulához való adhéziós tapadása. Ezért a fotózást megkíséreltük négyzetárcsós papír (kockás fűzetlap) felett elosztatott aljzatszemcsékkel is. Ez esetben a fényképek elkészítése és a nagy mennyiségű szemcse leszámolása (fényképről) roppant idő- és munkaigényesnek bizonyult. Ahhoz, hogy a Petri-csészében minden szemcse egyértelműen látszódjon a mikroszkópon olyan nagyítást kellett beállítani, amelynél már nem volt lehetséges, hogy a Petri-csésze befelérjen a mikroszkóp látóterébe. Tehát egy Petri-csészében lévő szemcsék fotózásakor több kép készítése volt szükséges, melyeket utólagos képfeldolgozásakor próbáltunk összeilleszteni egyetlen képpé. Ez az eljárás nagymértékben növelte a módszer idő- és munkaigényét.

Ez alapján úgy véljük, hogy a vizuális becslés, a random pont és a szemcseszámarány eljárások alkalmazásakor a 2 mm-nél kisebb szemcséket nem érdemes finomabb

aljzatfrakciókra osztani. Ez viszont behatárolja az aljzat-számszerűsítő módszerek kutatási célnak megfelelő alkalmazhatóságát, mert az olyan kutatásokban, amelyekben fontos a 2 mm alatti frakciók (iszap, finom homok stb.) arányának ismerete, ezen eljárások használata nem tűnik célravezetőnek. A 2 mm-nél kisebb szemcseméretű aljzatkegóriák vizsgálatára alkalmas lehet a Buscombe (2013) által kifejlesztett digitális képfeldolgozó eljárás, de a módszert jelen kutatásunk során nem alkalmaztuk.

A fénykép-alapú eljárások alkalmazásakor arra is érdemes figyelmet fordítani, hogy a fotó készítése előtt az aljzatminta szemcséi jól össze legyenek keverve (homogenizált legyen a minta), és a fotózáshoz használt edény alját teljes területen lefedjék (pl. 1. ábra ALD002 és ILO002 minták). Az aljzatminták szemcséinek homogenizálásával elkerülhetjük, hogy a tálcára kiterített aljzatminta kis- és nagyméretű szemcséi területileg élesen elkülönült foltokat alkossanak a képeken. Ez azért fontos, mert a random transzektnél vagy a random pont módszer alkalmazása során, ha csak az egyik mérettartomány által lefedett nagyobb területre esnek a mérés során kijelölt random transzektek vagy random pontok, akkor a módszer becslési eredménye torzítottá válhat.

A fotók felbontásán kívül az aljzatminta szemcseméretbeli homogenitása, a szemcsék mérete és csillogó, nedves felülete, valamint a szemcsék színe nehezítő tényezőként bizonyos digitális eljárások alkalmazhatóságát ellehetetleníthetik. Előzetesen megvizsgáltuk (más aljzatmintákkal) a Strom és mtsi. (2010) által leírt ImageJ-vel történő digitális képfeldolgozó eljárást, mely alkalmazása során a következő problémák merültek fel. Az aljzatképek ImageJ-vel végzendő szemcseméret-eloszlási analízisre való előkészítő-eljárás során, ha nedves volt az aljzatszemcsék (elsősorban kavics- és annál nagyobb frakciók) felülete, vagy a fotózás nem megfelelő szögben történt, akkor a fotókon csillogó felületek jelentek meg. A csillogó felületek, valamint a szemcsék eltérő színe (elsősorban az egymáshoz képest erősen kontrasztos nagyon sötét és nagyon világos színű aljzatrészecskék) miatt bizonyos színű szemcsék „láthatatlanná” váltak a fotó színesről fekete-fehérré való átalakításának folyamatában, ezzel ellehetetlenítve a képelemzés további lépéseit. Ennek kiküszöbölésére az előzetes vizsgálatban alkalmazott aljzatmintákról celofánnal bevont gyurmával lenyomatot készítettünk, majd a gyurmalenyomatot lefotóztuk. A gyurmalenyomat fotóját szintén alvetettük a képelemzési eljárásnak, de a gyurmalenyomat alapszínéből nem tűnt ki kontrasztosan az aljzatszemcsék körvonala, így ez esetben is alkalmazhatatlanná vált a módszer. További nehézséget okozott a szemcseméretbeli heterogenitás: a program a mintában lévő viszonylag nagyobb szemcséket ugyan felismerte, ám a néhány nagyobb foltba rendeződött kisebb méretű szemcséket már nem tudta elkülöníteni egymástól, így egyetlen nagyméretű szemcséként értelmezte őket.

Összefoglalásként elmondható, hogy a vizsgált módszerek egymástól eltérően számszerűsíthetők ugyanazt a mintát, ugyanakkor az eredményt az alkalmazott módszer mellett a minta tulajdonságai befolyásolhatják. Jelenleg megkezdett kutatásunk folytatása lehet az aljzat osztályozottságából és a jelenlevő szemcseméret-tartományokból fakadó mintahatas becslési pontosságra gyakorolt hatásának, valamint módszereken belül a több személy által adott egyedi aljzatösszetétel-becslések közötti különbségek feltárása. A becslési ráfordításra való érzékenység miatt, azokban a kutatásokban, ahol nagy pontosságú adatok szükségesek az aljzat számszerűsítéséhez (pl. finom térléptékű terepi vizsgálatok, élőhely-dinamikai vizsgálatok), célszerű előzetes vizsgálatot végezni az alkalmazni kívánt aljzat-számszerűsítő eljárás ráfordítási érzékenységének megismerésére.

Köszönetnyilvánítás

Az aljzatminták feldolgozásához nyújtott támogatásért Dobosy Péternek és Konrád Elvirának, az aljzatfotókról történő frakcióbecslésért Czeglédi Istvánnak, Erős Tibornak, Preiszner Bálintnak, Specziár Andrásnak, Szalóky Zoltánnak, Szekeres Józsefnek, Takács Péternek, Tóth Balásznak és Vitál Zoltánnak tartozunk köszönettel.

Irodalom

- Branigan, P.R., Quist, M.C., Shepard, B.B., Ireland, S.C. (2018): Microhabitat use of native fishes in the Kootenai River a fine-scale evaluation of large-scale habitat rehabilitation efforts. *River Research and Applications* 34/10: 1267–1277.
- Bunte, K., Abt, S.R. (2001): *Sampling surface and subsurface particle-size distributions in wadable gravel-and cobble-bed streams for analyses in sediment transport, hydraulics, and streambed monitoring*. General Technical Report RMRS-GTR-74. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 428 p.
- Buscombe, D. (2013): Transferable wavelet method for grain-size distribution from images of sediment surfaces and thin sections, and other natural granular patterns. *Sedimentology* 60: 1709–1732.
- Cummins, K.W. (1962): An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. *American Midland Naturalist* 67/2: 477–504.
- Fulton, C.J., Noble, M.N., Radford, B., Gallen, C., Harasti, D. (2016): Microhabitat selectivity underpins regional indicators of fish abundance and replenishment. *Ecological Indicators* 70: 222–231.
- Greenberg, L.A. (1991): Habitat use and feeding behavior of thirteen species of benthic stream fishes. *Environmental Biology of Fishes* 31: 389–401.
- Kumara, G.H.A.J.J., Hayano, K., Ogiwara, K. (2012): Image analysis techniques on evaluation of particle size distribution of gravel. *International Journal of Geomate* 3/1: 290–297.
- Lira, C., Pina, P. (2009): Automated grain shape measurements applied to beach sands. *Journal of Coastal Research, Special Issue No. 56. Proceedings of the 10th International Coastal Symposium 2*: 1527–1531.
- Manna, L.R., Rezende, C.F., Mazzoni, R. (2017): Effect of body size on microhabitat preferences in stream-dwelling fishes. *Journal of Applied Ichthyology* 33/2: 193–202.
- Maroda, Á., Sály, P. (2018): Középhegységi patakok halainak teshossz-függő mikroélőhely-használata. *Pisces Hungarici* 12: 123–137.
- Rankin, E.T. (1986): Habitat selection by smallmouth bass in response to physical characteristics in a natural stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 115: 322–334.
- Rasband, W.S., (1997–2018): ImageJ, U. S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA, <https://imagej.nih.gov/ij/>.
- Reichard, M. (2008): Microhabitat use by fishes in the middle course of the River Gambia in the Niokolo Koba National Park, Senegal: a unique example of an undisturbed West African assemblage. *Journal of Fish Biology* 72: 1815–1824.
- Reiczigel J., Harnos A., Solymosi N. (2010): *Biostatisztika nem statisztikusoknak*. Pars Kft., Nagykovácsi, pp. 462.
- Simonson, T.D., Lyons, J., Kanehl, P.D. (1993): *Guidelines for evaluating fish habitat in Wisconsin streams*. General Technical Report NC-164. North Central Forest Experiment Station, Forest Service U.S., Department of Agriculture, Minnesota St. Paul, pp. 36.
- Strom, K.B., Asce, M., Kuhns, R.D., Lucas, H.J. (2010): Comparison of automated image-based grain sizing to standard pebble-count methods. *Journal of Hydraulic Engineering* 136/8: 461–473.
- Vlach, P., Dusek, J., Svátora, M., Moravec, P. (2005): Fish assemblage structure, habitat and microhabitat preference of five fish species in a small stream. *Folia Zoologica* 54/4: 421–431.
- Walther, B.A., Moore, J.L. (2005): The concepts of bias, precision and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator performance. *Ecography* 28: 815–829.
- Young, M.K., Hubert, W.A. (1991): Selection of measures of substrate composition to estimate survival to emergence of salmonids and to detect changes in stream substrates. *North American Journal of Fisheries Management* 11: 339–346.
- Zenter, L.D., Cross, T.K., Raabe, J.K., Jacobson, P.C. (2018): Using GIS to predict habitat in lakes: An example using nearshore substrate categories. *Limnology and Oceanography: Methods* 17: 1–16.

Authors:

Ágnes MARODA (maroda.agnes@gmail.com), Péter SÁLY (saly.peter@okologia.mta.hu)



Az Ilona-patak Parád alatt (Harka Ákos felvétele)



A Tarna Aldebrőnél (Harka Ákos felvétele)



A horgászat mint mintavételi módszer alkalmazhatóságának vizsgálata a fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*) esetében

Angling, as a sampling method: a case study on black bullhead (*Ameiurus melas*)

VARGA J. ¹, JÓZSA V. ^{2,3}, FAZEKAS D. ^{2,3}, KOŠČO J. ¹, MOZSÁR A. ^{2,3}

¹ University of Prešov, Faculty of Humanities and Natural Sciences, Prešov, Szlovákia

² NAIK, Halászati Kutatóintézet, Szarvas

³ Debreceni Egyetem TTK, Hidrozoológia Kihelyezett Tanszék, Szarvas

Kulcsszavak: horogméret, csalétek, reprezentativitás

Keywords: hook size, bait, representativity

Kivonat

A horgászat során fogott halak tudományos célokra történő felhasználása nem újkeletű, ugyanakkor az így vett minta reprezentativitása kérdéses. Leginkább a populáció testhosszeloszlásáról szolgáltatott információt, azonban a horgász módszerek méretszelektivitásából adódóan ezt is fenntartásokkal érdemes kezelni. Munkánk során kísérletesen vizsgáltuk a horgászatnál alkalmazott gyakori csalétek, valamint a horogméret hatását a fogott halak testméretére. Háromféle csalit (halszelet, légylárv, giliszta) és három horogméretet (2-es, 4-es és 6-os) használtunk ugyanazon az úszós készségeen és partszakaszon, azonos mintavételi ráfordítás mellett. A feketetörpeharcsa-populáció testhosszeloszlását a hagyományos varsás és elektromos mintavételi módszerekkel is vizsgáltuk. Az eredmények alapján elmondható, hogy a horgászat a nagyobb méretosztályokat nagyobb hatékonysággal fogja, így az idősebb korosztály populáción belüli arányát túlbecsüli. Mindazonáltal a csalinak és a horogméretnek nem volt számottevő hatása a fogott halak testméretére; kisebb horoggal több nagyobb hal fogható, és a fogott egyedek mérete szélesebb tartományt fed le.

Abstract

While the use of catch of anglers for scientific purposes is common, we know less about its representativity. Due to the size selectivity of most angling techniques, the catch could reflect on length frequency distribution of the sampled population, but we should take this information with caution. In this paper, we focus on studying the effect of bait type and hook size on the body size of catch. We were angling with 3 type of baits (piece of fish, maggot, earthworm) and 3 hook sizes (size 2, 4 and 6) in each combination. The duration, way and place of angling were the same during the experiment. The length frequency distribution was assessed by the combination of the three different sampling methods (angling; bullhead- and crayfish traps; and electric fishing device). Our results highlight that angling is more efficient in larger specimens, thus it overrepresents the older age cohorts. The hook size and bait type have no effect on the body size; the smaller hook size seemed to be more effective and can sample wider size range.

Bevezetés

A tudományos kutatások egyik sarokpontja a mintagyűjtési stratégiák és technikák megfelelő kiválasztása (Bernhardt & Palmer 2011, Jähning et al. 2011). A horgászat mint mintavételezési módszer bizonyos helyzetekben hatékonyabbnak bizonyulhat a hagyományos mintavételi eljárásoknál; a garda (*Pelecus cultratus*) esetében például egy csalizott horog eredményesebb lehet az elektromos halászgépnél (Saxa et al. 2015, Nyeste 2018). A mintavételi terület környezeti adottságai szintén kedvezhetnek a horgászatnak mint mintavételi módszernek; például egy makrovegetációval gazdagon benőtt élőhelyen, ami egyáltalán nem vagy csak korlátozottan teszi lehetővé a hagyományos halászeszközök alkalmazását (Gutowsky et al. 2011, Brownscombe & Fox 2012, Vidal et al. 2018). További előnyt jelenthet a horgász módszerekkel végzett mintavételezés során annak minimális

eszköz- és helyigénye; végrehajtható kisebb és speciális felszerelés nélküli vízi járművekről (Vidal et al. 2018), illetve a partról is.

A horgászat során gyűjtött minta reprezentativitása azonban kérdéses lehet, mivel figyelembe kell vennünk annak szelektivitását (Trigo et al. 2017). Erős fajszelektivitásából adódóan például önmagában nem alkalmazható faunisztikai felmérésekre, míg az elsősorban a használt csali típusától (Arlinghaus et al. 2008, Alós et al. 2009) és a horogmérettől (Punt et al. 1996) függő méretszelektivitása nem teszi lehetővé a legkisebb méretcsoportok (0+) mintázását sem (Gutowsky & Fox 2011). Emellett, az időszakosan megváltozó viselkedési mintázatok – mint például a fészekőrzés (Gutowsky et al. 2011, Brandner et al. 2013) – szintén hatással lehetnek egy-egy faj foghatóságára (Miranda & Dorr 2000). Hatékonyságát, ahogy a legtöbb mintavételi módszerét is, a mintavételi helyek környezeti jellemzői szintén befolyásolják (Vidal et al. 2018). Mindezeket figyelembe véve, a horgászattal fogott halakat felhasználhatjuk szaporodásbiológiai, populációdinamikai (Kovács & Juhász 2016), illetve néhány véletlenszerűen kiválasztott egyed begyűjtését igénylő vizsgálatokban (pl. bioakkumuláció, halegészségügy), de elsősorban azon esetekben, ha nagyobb halakra van szükség, ill. nagyobb vízmélység esetén (Brandner et al. 2013). A horgászfogások ugyanakkor kiemelt jelentőséggel bírnak az inváziós fajok terjedésének felmérésében, nyomon követésében (Hargrove et al. 2015, Nyeste et al. 2017), továbbá a ritka faunaelemek előfordulásának bizonyításában (Nyeste et al. 2018).

Jelen vizsgálatunkban a fekete törpeharcsa [*Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820)] példáján vizsgáltuk a horgászat mint mintavételi módszer használhatóságát és reprezentativitását. A következő kérdésekre kerestük a választ: 1.) A horgászattal gyűjtött minta testhosszeloszlása mennyiben tér el a populációra jellemzőtől, melyet más, klasszikus mintavételi módszerrel határozhatunk meg? 2.) A csalétek és a horogméret hatással van-e a fogás hatékonyságára, valamint a fogott halak testméretére? A vizsgálat alapjául szolgáló, mindenevő fekete törpeharcsa horgászbottal könnyedén fogható falánk halfaj (Wilhelm 2013), melynek begyűjtéséhez teljeskörű vagy kiegészítő módszerként már korábban is alkalmaztak horgászatot (Novomeská & Kováč 2009, Cvijanović et al. 2012, Rutkayová et al. 2013).

Anyag és módszer

A csali és a horogméret fogáshatékonyságra (fogott egyedek száma) és testméretre (fogott halak átlagos testmérete) gyakorolt hatását kísérletesen vizsgáltuk. Egyszemélyes, azonos időráfordítással (30 perc) és felszereléssel (úszós készség), ugyanazon a partszakaszon horgászott 3 féle csalétket – légylárva, giliszta, halszelet – és 3 horogméretet – 6-os (kicsi), 4-es (közepes), 2-es (nagy) – használva, minden kombinációban.

A vizsgálatot a Szarvasi-Holt-Körösön végeztük (N46.858750°, E20.514111°), október második felében. A populáció testhosszeloszlásának minél pontosabb meghatározása érdekében többféle mintavételi eszközt alkalmaztunk: ránkvarsát (szembőség 5 mm, 15 db), törpeharcsavarsát (szembőség 25 mm, 12 db) és elektromos mintavételi eszközt (150 m, csónakból). A varsák expozíciós ideje 24 óra volt. Minden eszköz esetében lemértük az első 150 db fogott hal teljes testhosszát (TL).

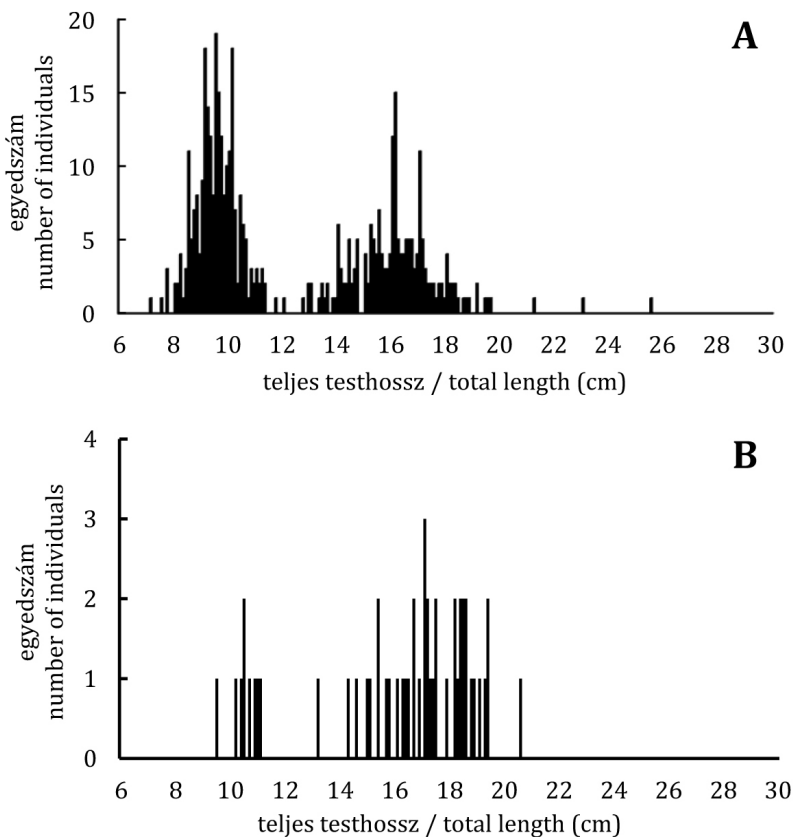
A horogméret és a csalétek hatását a fogott halak testméretére Mann-Whitney páronkénti összehasonlító vizsgálattal vizsgáltuk, és Bonferroni-féle p érték korrekciót alkalmaztunk. A tesztek Past 3.16 programmal (Hammer et al. 2001) végeztük el.

Eredmények és értékelés

A törpeharcsa- és a ránkvarsa alkalmazása, valamint a horgászat során csak fekete törpeharcsát fogtunk, míg az elektromos mintavételi eszközzel süllőt (*Sander luciperca*), ezüstkárászt (*Carassius gibelio*), kűszt (*Alburnus alburnus*), pontyot (*Cyprinus carpio*) és bodorkát (*Rutilus rutilus*) is. A törpeharcsa gyérítésére használt varsával fogott egyedek átlagos teljes testhossza $15,8 \pm 1,9$ cm (tartomány: 10,4–23,0 cm), a ránkvarsával fogott egyedeké $11,2 \pm 3,0$ cm (8,1–21,2 cm) volt, míg az elektromos mintavételi eszközzel fogott

példányok fedték le a legnagyobb mérettartományt, átlagosan $10,4 \pm 2,7$ cm (7,1–25,5) teljes testhosszal. A horgászat során összesen 51 fekete törpeharcsát fogtunk, melyek esetében $16,1 \pm 3,0$ cm (9,5–20,6 cm) átlagos teljes testhosszt mértünk. A törpeharcsavarsa segítségével kisebb (10 cm-nél kisebb) halakat nem fogtunk, feltételezhetően a háló nagyobb szembőségnek köszönhetően.

A fogott halak két méretcsoportra oszlottak (1. ábra). Az irodalmi adatok alapján az első csoportot 1+-os (~7-10 cm), a második méretcsoportot több korosztály (2+ – 5+) alkothatja (Copp et al. 2016). Érdekes, hogy adott évi egyedeket (0+) csak nagyon kis számban fogtunk, és kizárólag elektromos mintavételi eszközzel. Ezek az 1. ábráról hiányoznak, mivel az első 150 fogott egyed között nem találtunk ilyen korosztályú egyedeket. Horgászattal jellemzően nagyobb testméretű egyedeket fogtunk (1. ábra). A horgászfogásban, a populációra jellemző állapothoz képest, túlréprezentált a 2+ és annál idősebb korosztály. Korábbi eredményekkel (Gutowsky & Fox 2011) összehangban megállapítható, hogy a fiatal korcsoportok nem mintázhatóak hatékonyan a horgászat során, a kisebb halak ugyanis nem képesek felvenni még a kisebb horgon kínált a csalétket sem.

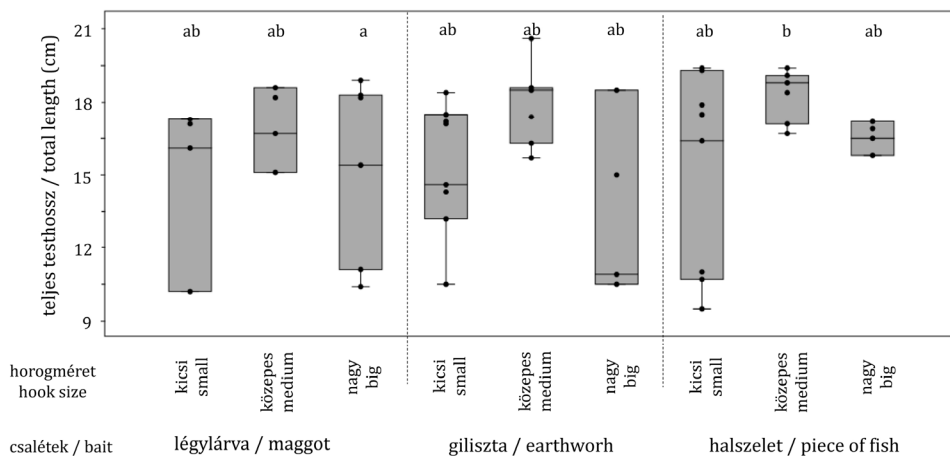


1. ábra. A vizsgált feketetörpeharcsa-populáció testhosszeloszlása (törpeharcsavarsa, rákvarsa, elektromos mintavételi eszköz fogási adatainak összesítése A) és a horgászat során fogott egyedek testhosszeloszlása (B)
Fig. 1. Total length frequency distribution of sampled black bullhead population (integrated data of catch of electric sampling device, that of bullhead- and crayfish traps, A) and of black bullheads caught during angling survey (B)

A legkisebb (6-os) horogmérettel fogtuk a legtöbb fekete törpeharcsát (20 egyed), míg a nagy (2-es)-, illetve közepes (4-es) horoggal közel ugyanannyi egyedet fogtunk (15, ill. 16).

A kisebb horggal, egységnyi idő alatt tehát több hal fogható. Ez különösen annak tükrében érdekes, hogy – bár erre vonatkozó méréseket nem végeztünk – a kisebb horgokat a halak gyakrabban nyelték mélyre, ezzel meghosszabbítva a horogszabadtási időt, és rontva a horgászat hatékonyságát. Diggles és Ernst (1997) megfigyeléséhez hasonlóan, mi is tapasztaltuk, hogy a testméret növekedésével nőtt a mélyre nyelés gyakorisága. A nagyobb horgok használata azonban megelőzheti a mélyre nyelést (Carbines 1999, Schaeffer & Hoffman 2002).

A testméret és a táplálék mérete közötti általános pozitív kapcsolat (Wilde et al. 2003, Arlinghaus et al. 2008) tükrében a horogméret és a fogott halak testmérete között is pozitív összefüggést feltételeztünk. Szignifikáns különbséget azonban csak a közepes (4-es) méret esetében találtunk, ahol a fogott egyedek testmérete szignifikánsan nagyobb volt, mint a nagy horggal fogottaké (Mann-Whitney, Bonferroni korrekcióval $p < 0,05$), és kisebb korosztályú egyedeket nem fogtunk ezzel a horogmérettel (2. ábra). Ám mivel az ennél nagyobb horgokat felvette ez a korosztály, feltételezésünk szerint pusztán a véletlen műve, hogy a közepes horggal nem fogtuk meg a kisebb egyedeket. Eredményeink megerősítik, hogy a horogméretnek nincs számottevő hatása a fogott halak testméretére (Punt et al. 1996, Brandner et al. 2013). A legszélesebb mérettartományt a legkisebb horogmérettel fogtuk. A kis horgot könnyebben veszik fel a kisebb és nagyobb egyedek is, így a tudományos célú mintagyűjtésre a kisebb horgok alkalmasabbak lehetnek.



2. ábra. A horgászat során fogott fekete törpeharcsák teljes testhosszainak box-plot ábrázolása a csalétek és horogméret szerint csoportosítva. A boxok a 25–75 százalékos kvartilokat képviselik, a horizontális vonal a box belsejében a medián, a minimális és a maximális értékeket a bajszok képviselik

Fig. 2. The box-plots of total length data of black bullhead caught during angling survey by bait types and hook size. Boxes represent the 25–75 percent quartiles, the horizontal line inside the box is the median, the minimal and maximal values are represented by whiskers

A csalétek nem befolyásolta a fogáshatékonyságot – a légylárvával csalizott horggal 15, a gilisztával és halszelettel csalizott horggal 18–18 egyedet fogtunk –, ami a mindenevő (Leunda et al. 2008) és falánk fekete törpeharcsa esetében nem meglepő. Ez a faj a legtöbb horgászatban használt csalétekkel jól fogható. Meg kell jegyeznünk, hogy a csalétek elhanyagolható hatása nem általánosítható más fajokra, feltételezésünk szerint ez fajonként jelentősen eltérhet. A csalétek típusának a fogott halak testméretére sem volt hatása.

A horgászversenyek kiváló lehetőséget kínálhatnak mintagyűjtésre, hiszen lényegesen kevesebb erőfeszítéssel szerezhető be a halak, mint a szokásos felmérési módszerekkel (Hargove et al. 2015, Brauer et al. 2018). A verseny rövid időtartama (általában kevesebb, mint egy nap) és a nagy horgászlétszám miatt hatékonyabb adatgyűjtésre ad lehetőséget, mint az egyéni horgászfogások (Gabelhouse & Willis 1986), amit a horgász készsége és

tapasztalata is befolyásol (McConnell et al. 1995, Arlinghaus & Mehner 2003). Fontos megjegyezni, hogy számos horgászverseny nyereséggel zárul a méret és a teljes súly alapján (Wilde et al. 1998), így sok versenyhorgász inkább a kisebb halak fogását célozza meg annak érdekében, hogy a teljes súlyt maximalizálja (Holbrook 1975). Amennyiben úgy döntünk, hogy a horgászversenyeken fogott egyedeket szeretnénk felhasználni kutatásunkban, számolnunk kell az említett ténnyel is.

Eredményeink alapján a fekete törpeharcsa esetében a horgászat során fogott egyedek tudományos célú felhasználása során figyelembe kell venni, hogy a populáció testhosszeloszlásáról torzított képet ad, mivel jellemzően a nagyobb testméretű egyedek akadnak horogra. Meg kell azonban jegyezni, hogy a legfiatalabb korcsoport általánosan elterjedt és elfogadott mintavételi módszerekkel sem fogható hatékonyan. A horgászat során alkalmazott csalétek és horogméret számottevő hatást nem gyakorol a fogott halak testméretére, így a több horgásztól begyűjtött halak integrálhatók és kezelhetők egy mintaként. Eredményeink nem általánosíthatók minden halfajra, hasonló eredményt csak a falánkabb, mindenevő halfajok esetében várhatunk.

Köszönetnyilvánítás

A jelen munkát Magyarország Collegium Talentum 2019 programja támogatta. Szíves segítségéért hálás köszönetet mondok Tusjak Zoltánnak, Nagy Zoltánnak, Šesták Kristínának és Árva Diánának.

Irodalom

- Alós, J., Arlinghaus, R., Palmer, M., March, D., Alvarez, I. (2009): The influence of type of natural bait on fish catches and hooking location in a mixed-species marine recreational fishery, with implications for management. *Fisheries Research* 97: 270–277.
- Arlinghaus, R., Klefoth, T., Kobler, A., Cooke, S. (2008): Size Selectivity, Injury, Handling Time, and Determinants of Initial Hooking Mortality in Recreational Angling for Northern Pike: the Influence of Type and Size of Bait. *North American Journal of Fisheries Management* 28: 123–134.
- Arlinghaus, R., Mehner, T. (2003): Socio-economic characterisation of specialised common carp (*Cyprinus carpio* L.) anglers in Germany, and implications for inland fisheries management and eutrophication control. *Fisheries Research* 61: 19–33.
- Bernhardt, E.S., Palmer, M.A. (2011): River restoration – the fuzzy logic of repairing reaches to reverse watershed scale degradation. *Ecological Applications* 21: 1926–1931.
- Brandner, J., Pander, J., Mueller, M., Cerwenka, A.F., Geist, J. (2013): Effects of sampling techniques on population assessment of invasive round goby *Neogobius melanostomus*. *Journal of Fish Biology* 82: 2063–2079.
- Brauer, T.A., Rhea, D.T., Walrath, J.D., Quist, M.C. (2018): Efficacy of Using Data from Angler-Caught Burbot to Estimate Population Rate Functions. *North American Journal of Fisheries Management* 38: 346–354.
- Brownscombe, J.W., Fox, M.G. (2012): Range expansion dynamics of the invasive round goby (*Neogobius melanostomus*) *River System Aquatic Ecology* 46: 175–189.
- Carbines, G.D. (1999): Large hooks reduce catch-and-release mortality of blue cod *Parapercis colias* in the Marlborough Sounds of New Zealand. *North American Journal of Fisheries Management* 19: 992–998.
- Copp, H.G., Tarkan, A.S., Masson, G., Godard, M.J., Koščo, J., Kováč, V., Novomeská, A., Miranda, R., Cucherousset, J., Pedicillo, G., Blackwell, B.G. (2016): A review of growth and life-history traits of native and non-native European populations of black bullhead *Ameiurus melas*. *Rev Fish Biol Fisheries* 26: 441–469.
- Cvijanović, G., Cvijanović, M., Jarić, I., Lenhardt, M. (2012): Use of shape analysis in the investigation of disputable meristic characters for *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820) and *Ameiurus nebulosus* (Lesueur, 1819). *Journal of Applied Ichthyology* 28: 617–622.
- Diggles, B.K., Ernst, I. (1997): Hooking mortality of two species of shallow-water reef fish caught by recreational angling methods. *Marine and Freshwater Research* 48: 479–483.
- Gabelhouse, D.W., Willis, D.W. (1986): Biases and Utility of Angler Catch Data for Assessing Size Structure and Density of Largemouth Bass. *North American Journal of Fisheries Management* 6:481–489.
- Gutowsky, L.F.G., Brownscombe, J.W., Fox, M.G. (2011): Angling to estimate the density of round goby (*Neogobius melanostomus*). *Fisheries Research* 108: 228–231.
- Gutowsky, L.F.G., Fox, M.G. (2011): Occupation, body size and sex ratio of round goby (*Neogobius melanostomus*) in established and newly invaded areas of an Ontario river. *Hydrobiologia* 671: 27–37.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., Ryan, P. D. (2001): PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4 (1): 9.
- Hargrove, J.S., Weyl, O.L.F., Allen, M.S., Deacon, N.R. (2015): Using Tournament Angler Data to Rapidly Assess the Invasion Status of Alien Sport Fishes (*Micropterus* spp.) in Southern Africa. *PLoS ONE*. 10/6: e0130056

- Holbrook, J.A.II. (1975): Bass fishing tournaments. Pages 408–415 in H. Clepper, editor. *Black bass biology and management*. Sport Fishing Institute, Washington, D.C.
- Jähnig, S.C., Lorenz, A., Hering, D., Antons, C., Sundermann, A., Jedicke, E. Haase, P. (2011): Restoration success – a question of perception. *Ecological Applications* 21: 2007–2015.
- Kovács Sz., Juhász L. (2016): Tájékoztató adatok a pisztrángsügér (*Micropterus salmoides* Lacepède, 1802) növekedéséről a Látóképi-tározóban. *Pisces Hungarici* 10: 57–62.
- Leunda, P.M., Oszcoz, J., Elvira, B., Agorreta, A., Perea, S., Miranda, R. (2008): Feeding habits of the exotic black bullhead *Ameiurus melas* (Rafinesque) in the Iberian Peninsula: first evidence of direct predation on native fish species. *Journal of Fish Biology* 73: 96–114.
- McConnell, K.E., Strand, I.E., Blake-Hedges, L. (1995): Random utility models of recreational fishing: catching fish using a Poisson process. *Marine Resource Economics* 10: 247–261.
- Miranda, L.E., Dorr, B.S. (2000): Size selectivity of crappie angling. *North American Journal of Fisheries Management* 20:706–710.
- Novomeská, A., Kováč, V. (2009): Life-history traits of non-native black bullhead *Ameiurus melas* with comments on its invasive potential. *Journal of Applied Ichthyology* 25: 79–84.
- Nyeste K. (2018): Garda (*Pelecus cultratus*) a Nagykunsági-főcsatornából. *Halászat* 111/2: 45.
- Nyeste K., Héjja M. K., Abonyi T., Simon Sz., Nagy S. A., Antal L. (2019): A Nagykunsági-főcsatorna halfaunája és halközösség alapú ökológiai állapotminősítése. *Pisces Hungarici* 13: 65–74.
- Nyeste K., Nyíri K., Molnár J. (2017): A feketeszájú géb [*Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814)] első észlelése a Tisza vízrendszerében. *Pisces Hungarici* 11: 89–90.
- Punt, A.E., Pulfrich, A., Butterworth, D.S., Penney, A.J. (1996): The effect of hook size on the size-specific selectivity of Hottentot *Pachymetopon blochii* (Val.) and on yield per recruit. *S. Afr. J. mar. Sci* 17: 155–172.
- Rutkayová, J., Biskup, R., Harant, R., Šlechta, V., Koščo, J. (2013): *Ameiurus melas* (black bullhead): morphological characteristic of new introduced species and its comparison with *Ameiurus nebulosus* (brown bullhead). *Review in Fish Biology and Fisheries* 23: 51–68.
- Saxa, A., Černecký, J., Galvánková, J., Mútnanová, M., Balážová, A., Gubková Mihaliková, M. (EDS.), (2015): *Průručka metod monitoringu biotopov a druhov európskeho významu*. Banská Bystrica: Štátna ochrana prírody SR. 148.
- Schaeffer, J.S., E.M. Hoffman. (2002): Performance of barbed and barbless hooks in a marine recreational fishery. *North American Journal of Fisheries Management* 22: 229–235.
- Trigo, F.A., Roberts, C.G., Britton, J.R. (2017): Spatial variability in growth of invasive European barbel *Barbus barbus* in the River Severn basin, revealed using anglers as citizen scientists. *Know. Manag. Aquat. Ecosyst.* 418(17): 1–6.
- Vidal, T., Glenn, R., Reilly, B., Bednarski, M., DeCelles, R.G. (2018): Between a Rock and Soft Bottom: Evaluating the Use of Rod and Reel to Monitor Tautog in Southern Massachusetts. *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science* 10: 550–562.
- Wilde, G.R., D.W. Strickland, K.G. Ostrand, and M. I. Muoneke. (1998). Characteristics of black bass fishing tournaments. *North American Journal of Fisheries Management* 18: 972–977.
- Wilde, G.R., Pope, K.L., Durham, B.W. (2003): Lure-size Restrictions in Recreational Fisheries. *Fisheries* 28/6: 18–26.
- Wilhelm, S. (2013): *A törpeharcsa*. Erdélyi Múzeum-Egyesület. Kolozsvár. 120 p.

Authors:

Július VARGA (julius.varga@smail.unipo.sk), Vilmos JÓZSA, Dorottya FAZEKAS, Ján KOŠČO, Attila MOZSÁR



A gyűjtéshez használt hatos, négyes és kettes méretű horgok (Július Varga felvétele)



Tízlábú rákfajok aktuális elterjedése a Balatonban és vízgyűjtőjén

Current occurrence of crayfishes in Lake Balaton and its drainage basin

Weiperth A.^{1,2}, Czeglédi I.³, Dragán P.E.⁴, Boross N.³, Erős T.³, Ferincz Á.¹, Gál B.³, Juhász V.¹, Lókkös A.⁵, Lókkösné Kelbert B.⁵, Specziár A.³, Staszny Á.¹, Szivák I.³, Takács P.³, Vitál Z.³, Preiszner B.³

¹ Szent István Egyetem, MKK, TEMI, Halgazdálkodási Tanszék, Gödöllő

² F6 Fenntarthatóságért Egyesület, Budapest

³ Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

⁴ Szent István Egyetem, TÁJK, Budapest

⁵ Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság, Csepak

Kulcsszavak: invázió, termálvíz, díszállat kereskedelem, halastavak

Keywords: aquatic invasion, thermal water, pet-trade, fisheries ponds

Abstract

Several non-native crayfish species represent a particularly successful group of invasive species in freshwaters, hence their introduction poses one of the main threats to freshwater biodiversity and ecosystem functioning. Based on our research the noble crayfish (*Astacus astacus*) and the narrow-clawed crayfish (*Pontastacus leptodactylus*) occur as native species in Lake Balaton and its drainage basin. Besides three non-native Decapoda species, the spiny-cheek crayfish (*Faxonius limosus*), the marbled crayfish (*Procambarus virginalis*), and the Australian redclaw crayfish (*Cherax quadricarinatus*) are known to be present in different habitats of Lake Balaton and its drainage basin. This study summarises historical and recent literature data along with own dataset in order to determine the current occurrence of crayfish species in the whole research area.

Bevezetés

A Balatonon és vízgyűjtőjén végzett kiterjedt hidrobiológiai kutatások (például: Herman 1887, Bíró 1971, 2001, Bíró & Banczerowski 2009, Specziár et al. 2010, Takács et al. 2011, 2017) ellenére számos élőlénycsoport elterjedéséről és ökológiájáról mindössze szórványos adatokkal rendelkezünk. A terület makroszkopikus vízi gerinctelen szervezeteinek vizsgálatára leggyakrabban alkalmazott módszerek (kézi hálózás, mélységi mintavétel) nem szolgáltatnak kielégítő információkat például a tízlábú rákfajok jelenlétéről (Várbíró et al. 2015). Ugyanakkor az elmúlt évtizedben a Balatonban élő ragadozóhalak (angolna – *Anguilla anguilla*, balin – *Leuciscus aspius*, csuka – *Esox lucius*, kőszüllő – *Sander volgensis*, sügér – *Perca fluviatilis*, süllő – *Sander lucioperca*), valamint az európai vidra (*Lutra lutra*) táplálékösszetételének vizsgálatok a tízlábú rákokat egyre nagyobb arányban mutatták ki (Lanszki & Molnár 2003, Weiperth et al. 2020).

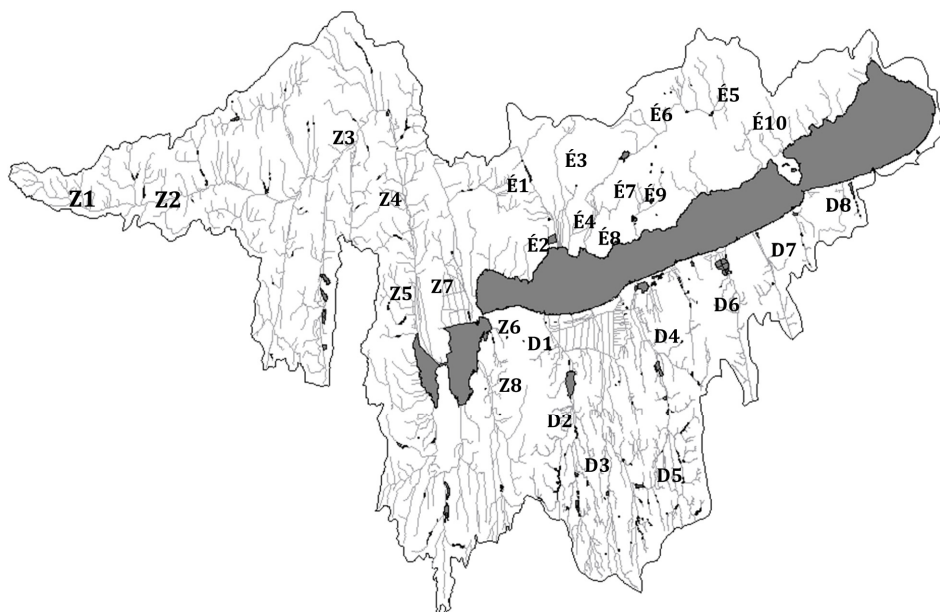
Munkánk célja, hogy az irodalmi adatok és a 2015-ben megkezdett vizsgálataink eredményeinek bemutatásával felhívjuk a figyelmet a Balaton vízgyűjtőjén élő tízlábú rákfajok terjedésére és közreadjuk a jelenlegi elterjedésükre vonatkozó információkat.

Anyag és módszer

A tízlábú rákfajok elterjedésének vizsgálatát az 1902 és 2015 között végzett vizsgálatok adatainak (Entz 1909, Szipola 1986, Thuránszky & Forró 1987, Kovács et al. 2005, Puky &

Schád 2006, Hegedűs 2007, Ludányi et al. 2016), valamint a 2015-től elkezdett vizsgálataink eredményeinek (pl. Seprős et al. 2018, Weiperth et al. 2020) kritikai értékelésével végeztük.

A 2015 tavaszán megkezdett, majd 2019-ig két évszakban (tavasz-ősz) ismételt mintavételeink során a tízlábú rákok gyűjtését a halbiológiai kutatások során használt elektromos halászgépekkel (Hans Grassl EL 63/II; Hans Grassl IG 200; Hans Grassl IG 600; DEKA 3000 Lord), rákvarsákkal („Pirate” típusú rákvarsa, Bock-Ås Ltd., Finland, 50x50x100 cm szögletes; Cormoran GmbH, 30x30x60 cm, kerek; Cormoran GmbH, kerek, 50x50x120 cm + 100 cm terelőszárny) és nyeles kézi hálókkal végeztük. A befolyók felső szakaszain, valamint a Balaton egyes partvédő kövezésein kézi, egyelő gyűjtést is alkalmaztunk.



1. ábra. Mintavételi helyszínek a Balaton vízgyűjtőjén
A kódok magyarázata az 1. táblázatban

Eredmények

A Balaton vízgyűjtőjének faunáját ismertető publikációk, valamint saját felméréseink alapján két őshonos és három idegenhonos tízlábú rákfaj előfordulását igazoltuk (1. és 2. táblázat).

1. Folyami rák (*Astacus astacus*): A 18–19. században a Balaton vízgyűjtőjén gyakori volt (Entz 1909). Szipola (1986), Thuránszky és Forró (1987), később Puky és Schád (2006), valamint Hegedűs (2007) a Zala vízgyűjtője mellett a Balaton egyes északi és déli befolyóinak felsőbb szakaszát adják meg a faj lelőhelyeként. 2015-ben kezdett felméréseink során sikerült kimutatni az Egervíz, az Örvényesi-séd felső szakaszán, a Tetves-patakban, a Pogányvölgyi-vízben, valamint a Zala felső szakaszán (Őriszentpéter–Nagyrákos–Pankasz).

2. Kecskerák (*Pontastacus leptodactylus*): Entz (1909) a Balaton teljes területéről, valamint a Zalából is jelzi. Szipola (1986) a Zalában a folyami rákkal együtt, valamint a Balaton déli befolyóiban a folyami ráknál magasabb részarányban találja. Thuránszky és Forró (1987) a síófoki medencét adja meg előfordulási helyként. Hegedűs (2007) Kiszely Pál gyűjtései alapján a Zalában Bókaháza alatt sűrű állományról ír. Kovács és munkatársai (2015) a Zala sármelléki szakaszán igazolják előfordulását. Saját vizsgálataink során a keszthelyi és a szigligeti medencében, valamint a Zala alsó és középső szakaszán, Zalaszentlászlóiig mutattuk ki.

1. táblázat. A 2015-2019-es vizsgálat mintavételi pontjai, valamint a kimutatott tízlábú rákfajok előfordulása. *Table 1. The list of sampling points and the detected crayfish species between 2015-2019*

Mintavételi terület	Település (kód)	GPS-koordináták	Kimutatott rákfajok				
			asas	pole	fali	prvi	chqu
Siófoki medence	Balatonfűzfő	É 47° 3'36.68", K 18° 2'13.63"	-	-	+	-	-
	Alsóörs	É 46°59'0.46", K 17°58'22.97"	-	-	+	-	-
	Tihany 1	É 46°55'38.07", K 17°51'46.21"	-	-	+	-	-
	Tihany 2	É 46°54'50.51", K 17°53'34.92"	-	-	+	-	-
	Szántód	É 46°52'47.21", K 17°54'1.06"	-	-	+	-	-
	Zamárdi	É 46°53'35.45", K 17°58'50.39"	-	-	+	-	-
	Siófok	É 46°54'41.61", K 18° 2'31.13"	-	-	+	-	-
Balaton	Zánka	É 46°52'20.40", K 17°42'34.10"	-	-	+	-	-
	Révfülöp	É 46°49'31.57", K 17°37'45.58"	-	+	+	-	-
	Balatonboglár	É 46°46'49.84", K 17°38'51.22"	-	+	+	-	-
	Balatonszemes	É 46°48'51.78", K 17°46'10.14"	-	-	+	-	-
	Badacsonytomaj	É 46°47'57.90", K 17°31'2.54"	-	+	+	-	-
	Badacsony	É 46°47'11.64", K 17°30'29.07"	-	+	+	-	-
	Fonyód	É 46°45'4.57", K 17°33'15.01"	-	+	+	-	-
Szigligeti medence	Szigliget	É 46°47'2.27", K 17°26'39.85"	-	+	+	-	-
	Balatonfenyves	É 46°43'2.43", K 17°28'32.84"	-	-	+	-	-
	Balatongyörök	É 46°45'1.28", K 17°21'20.18"	-	+	+	-	-
	Balatonmáriafürdő	É 46°42'25.26", K 17°23'1.28"	-	+	-	-	-
Keszthelyi medence	Keszthely 1	É 46°45'46.58", K 17°15'46.77"	-	+	-	-	-
	Keszthely 2	É 46°45'50.26", K 17°16'35.46"	-	+	-	-	-
	Keszthely 3	É 46°45'32.42", K 17°17'34.18"	-	+	+	-	-
	Balatonberény	É 46°42'54.16", K 17°19'13.26"	-	+	-	-	-
	Balatonkeresztúr	É 46°42'20.23", K 17°22'53.57"	-	+	-	-	-
	Fenekpuszta (Zala torkolat)	É 46°42'24.25", K 17°16'7.29"	-	+	-	+	-
Zala és vízgyűjtője	Őriszentpéter (Z1)	É 46°50'44.10", K 16°23'24.06"	+	-	-	-	-
	Zalalövő (Z2)	É 46°50'37.31", K 16°35'23.61"	-	-	-	-	-
	Zalaistvánd (Z3)	É 46°55'21.53", K 16°58'14.22"	+	-	-	-	-
	Zalaszentgród (Z4)	É 46°56'29.30", K 17° 4'17.84"	+	+	-	-	-
	Szentgyörgyvár (Z5)	É 46°45'18.59", K 17° 7'19.61"	-	+	-	-	-
	Fenekpuszta (Z6)	É 46°42'10.56", K 17°15'31.64"	-	+	-	+	-
	Hévízi-tó és lefolyói	Héviz (Z7)	É 46°46'56.40", K 17°11'45.73"	-	-	-	+
Marót-völgyi-csatorna	Sávoly (Z8)	É 46°35'21.20", K 17°16'52.14"	-	-	-	+	-
Lesence-patak	Uzsa (É1)	É 46°53'53.60", K 17°20'37.00"	-	-	-	-	-
	Balatonederics (É2)	É 46°48'5.03", K 17°23'16.18"	-	-	-	-	-
Kétöles-patak	Ódorögd (É3)	É 46°57'35.80", K 17°25'52.44"	-	-	-	-	-
	Szigliget (É4)	É 46°47'52.13", K 17°24'53.24"	-	-	+	-	-
Eger-víz	Nagyvázsony (É5)	É 47° 0'15.55", K 17°44'25.47"	+	-	-	-	-
	Pula (É6)	É 46°59'47.79", K 17°38'32.10"	+	-	-	-	-
	Hegyisd (É7)	É 46°54'51.78", K 17°31'27.12"	-	-	-	-	-
	Szigliget (É8)	É 46°48'23.58", K 17°27'31.52"	-	-	-	-	-
Burnót-patak	Kékkút (É9)	É 46°51'1.68", K 17°34'51.11"	-	-	-	-	-
Örvényesi-séd	Pécsely (É10)	É 46°56'48.08", K 17°47'30.79"	+	-	-	-	-
Nyugati-övcatorna	Balatonkeresztúr (D1)	É 46°41'7.21", K 17°23'28.92"	-	-	-	+	-
	Boronkai-patak	Boronka (D2)	É 46°35'6.84", K 17°26'42.91"	-	-	-	-
Pogányvölgyi-víz	Nagybajom (D3)	É 46°23'58.14", K 17°29'2.44"	-	-	-	-	-
	Csisztapuszta (D4)	É 46°41'0.48", K 17°35'6.00"	-	-	-	-	-
Déli vízgyűjtő	Bodrog (D5)	É 46°29'48.87", K 17°40'1.75"	+	-	-	-	-
	Tetves-patak	Visz (D6)	É 46°43'35.06", K 17°46'36.61"	+	-	-	-
	Büdös-gáti-víz	Szólád (D7)	É 46°46'24.99", K 17°50'30.40"	-	-	+	-
	Endrédi-patak	Zamárdi (D8)	É 46°52'56.24", K 17°58'57.81"	-	-	+	-

Rövidítések/abbreviations: *asas* – folyami rák/noble crayfish; *pole* – kecskerák/narrow-clawed crayfish; *fali* – cifrarák/spiny-cheek crayfish; *prvi* – márványrák/marbled crayfish; *chqu* – ausztrál vörössollós rák/Australian redclaw crayfish; □ idegenhonos faj/non-native species

3. Cifrarák (*Faxonius limosus*): A Balatonban az első, elpusztult példányát a 2000-es évek végén Siófoknál (Bódis et al. 2012), majd első önfenntartó állományát a Balatontól délre lévő halastavakban találták (Ferincz et al. 2014). Azóta a Balaton számos déli befolyójában, az azokon üzemelő halastavakban, valamint a Balaton parti zónájában dokumentáltuk előfordulását (Seprős et al. 2018).

4. Márványrák (*Procambarus virginalis*): Kovács és munkatársai (2015) 2013 és 2014 között végzett mintavételeik során igazolták egy *Procambarus* faj első közép-európai

előfordulását a Páhoki-övcatornában. Lökkös és munkatársai (2016) további terepi és genetikai vizsgálatokkal igazolták, hogy a márványrák stabil állománya él a Hévízi-tóban és annak kifolyóiban. Ezt követő vizsgálatok kimutatták a Zala vízgyűjtőjén, a Balaton egyes déli befolyóiban (pl. Cser-völgyi-patak, Nyugati-övcatorna) és a Balaton keszthelyi medencéjében (Seprős et al. 2018, Weiperth et al. 2020).

5. Ausztrál vörössollós rák (*Cherax quadricarinatus*): 2017 nyaratól kezdődően összesen 5 egyede (4 nőstény és 1 hím) került elő a Hévízi-tó kifolyójának zsilip alatti, 360 m hosszú szakaszáról.

Vizsgálataink során nem sikerült Szipola (1986) által leírt kövi rák (*Austropotamobius torrentium*) előfordulását igazolni a Balaton vízgyűjtőjén (2. táblázat).

2. táblázat. A Balaton medencéiben és vízgyűjtőjén kimutatott tízlábú rákfajok előfordulása a szakirodalmi adatok és a saját felmérések alapján

Tabel 2. The historical and own occurrence data of crayfish species in the basins and the drainage area of the Lake Balaton

Tízlábú rákfajok	Vízterek (szakirodalom 1909–2015 / saját adat 2015–2019)						
	1	2	3	4	5	6	7
1 <i>Astacus astacus</i>					+/+	+/+	+/+
2 <i>Pontastacus leptodactylus</i>	+/-	+/+	+/+	+/+	+/+	+/+	+/+
3 <i>Faxonius limosus</i> (2013) [□]	+/+	+/+	-/+	-/+	+/+	-/+	
4 <i>Procambarus virginalis</i> (2013) [□]				-/+	-/+		+/+
5 <i>Cherax quadricarinatus</i> (2017) [□]							-/+
Kimutatott tízlábú rákfajok száma	2 / 1	2 / 2	1 / 2	1 / 3	3 / 4	2 / 3	3 / 4

1 - Siófoki medence/Siófok-basin, 2 - Szemesi medence/Szemes-basin, 3 - Szigligeti medence/Szigliget-basin, 4 - Keszthelyi medence/Keszthely-basin, 5 - Déli befolyók/tributaries of the south part of the drainage area, 6 - Északi befolyók/tributaries of the north part of the drainage area, 7 - Zala vízgyűjtője/drainage area of River Zala, [□] idegenhonos faj első publikált adata/first occurrence data of the non-native species

Értékelés

Vizsgálataink során a Balatonban és vízgyűjtőjén 5 tízlábú rákfaj jelenlétét igazoltuk. Napjainkban a folyami rák előfordulására csak egyes beömlő kisvízfolyásokban, a Zala középső és felső szakaszán, valamint az ide torkolló patakokban számíthatunk. A faj jelen kutatások során feltárt elterjedését összevetve a megelőző irodalmi adatokkal az állapítható meg, hogy a folyami rák visszaszorulóban van a Balaton vízgyűjtőjén. A tó déli befolyóiban élő állományai különösen veszélyeztetettek a patakok felső szakaszainak időszakos kiszáradása miatt. A kecskerák az utóbbi évtizedekben feltehetően a betelepített angolnaállomány okozta predációs nyomás következtében is gyakorlatilag eltűnt a Balatonból (Ács et al. 2013). A 2015-ben megkezdett vizsgálataink során azonban jelentős állományát találtuk a szigligeti és a keszthelyi medencében, valamint a Zala alsó szakaszán, ugyanakkor a szemesi és a siófoki medencéből a faj szinte teljesen hiányzik az utolsó két év eredményei alapján. Vizsgálataink során a cifrarák és a márványrák előfordulását regisztráltuk. A cifrarák mára a tóban, annak számos déli befolyójában és egy északi befolyóban (Kétöles-patak) is megtalálható. A siófoki és a szemesi medencében a cifrarák stabil állományát regisztráltuk valamennyi mintaponton, továbbá egyes déli befolyókon (pl. Endrédi-patak), több dél-balatoni halastóban, valamint egyes balatoni kikötők (pl. Balatonaliga, Badacsonytomaj, Balatonföldvár, Balatonfűzfő, Siófok, Tihany) mély, növényzettel dúsan benőtt területein jelentős állományai alakultak ki. Az idegenhonos cifrarák jobb kompetíciós képességével (Lele & Pârvulescu 2017), valamint a rákpestis hordozójaként (Kozubíková et al. 2010) veszélyt jelenthet az éppen helyreálló kecskerákállományra. Vizsgálataink során a márványrának 10 °C alatti vízhőmérsékleten is sikerült aktív egyedeket gyűjteni a Zalában, a Balatonban, valamint a Nyugati- és a Páhoki-övcatornába torkolló vizekben. Az ausztrál vörössollós rák ivarérett egyedeket minden bizonnyal felelőtlen akvaristák helyezték ki. Esetleges elszaporodása esetén a faj a márványrákhoz hasonlóan a hidegebb vizű élőhelyeken is megjelenhet, ahogy ezt a Duna hazai szakaszán is megfigyelték (Weiperth et al. 2019, 2020). Mivel valamennyi

idegenhonos faj számos betegséget terjeszt, így elterjedésük kockázatot jelent az őshonos fajok állományaira nézve.

Összességében elmondható, hogy bár a Balatonban és vízgyűjtőjén a tízlábú rákok jelenléte az ökoszisztémában betöltött szerepük miatt öröndetes, sajnos az idegenhonos fajok jelenleg zajló és feltételezhetően a jövőben egyre erősödő térnyerése az őshonos tízlábú rákokra várhatóan negatív hatást fog kifejtetni.

Köszönetnyilvánítás

A terepi felmérések anyagi feltételeit a Földművelésügyi Minisztérium által támogatott „Országos Rákállomány Felmérés”, a NKFIFH-831-10/2019, valamint a GINOP-2.3.2-15.-2016-00004 azonosítószámú, „A balatoni horgászati célú halgazdálkodás fenntarthatóvá tételének megalapozása a halfauna rekonstrukciója és a táplálékbázis hasznosulásának vizsgálatával alap- és alkalmazott kutatási módszerekkel”, tárgyú projektek biztosították.

Irodalom

- Ács B., Specziár A., Boczonádi B., Urbányi B., Müller T. (2013): Az angolna (*Anguilla anguilla* L.) táplálkozása a Balaton parti övében. *Pisces Hungarici* 7: 65–71.
- Bíró P. (1971): Egy új gébféle (*Neogobius fluviatilis* Pallas) a Balatonból. *Halászat* 17: 22–23.
- Bíró P., Banczerowski J. (2009): *A Balaton-kutatások fontosabb eredményei 1999–2009*. Budapest, Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, p. 194.
- Boros G., Czeglédi I., Erős T., Preiszner B. (2020): Scavenger-driven fish carcass decomposition and phosphorus recycling: Laboratory experiments with freshwater fish and crayfish. *Freshwater Biology*, Early view p. & Paper: fwb.13576 (2020)
- Czeglédi I., Preiszner B., Vitál Z., Kern B., Boross N., Specziár A., Takács P., Erős T. (2019): Habitat use of invasive monkey goby (*Neogobius fluviatilis*) and pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) in Lake Balaton (Hungary): a comparison of electrofishing and fyke netting. *Hydrobiologia* 846: 147–158.
- Entz G. ifj. (1909): A magyarországi folyami rákokról. *Állattani Közlemények* 8: 37–52, 97–110, 149–163.
- Ferincz Á., Kovács N., Benkő-Kiss Á., Paulovits G. (2014): New record of the spiny-cheek crayfish, *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) in the catchment of Lake Balaton (Hungary). *BiolInvasions Records* 3/1: 35–38.
- Hegedűs R. (2007): A hazai folyami rákok elterjedése. *Halászat* 100/2: 88–97.
- Herman O. (1887): *A magyar halászat könyve. I-II*. K. M. Természettudományi Társulat, Budapest pp. 860.
- Kovács K., Nagy P.T., Mayer R. (2015): Adatok a tízlábú rákok (Decapoda: Astacidae, Cambaridae) északnyugat-magyarországi előfordulásához. egy *Procambarus* faj első előkerülése természetes élőhelyről Magyarországon. *Acta Biologica Debrecina. Oecologia Hungarica* 33: 177–186.
- 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.
- Kozubiková E., Puky M., Kiszely P., Petrussek A. (2010): Crayfish plague pathogen in invasive North American crayfish species in Hungary. *Journal of Fish Diseases* 33: 925–929.
- Lele SF, Párvulescu L (2017): Experimental evidence of the successful invader *Orconectes limosus* outcompeting the native *Astacus leptodactylus* in acquiring shelter and food. *Biologia* 72: 877–885.
- Lőkkös A., Müller T., Kovács K., Várkonyi L., Specziár A., M. Peer (2016): The alien, parthenogenetic marbled crayfish (Decapoda: Cambaridae) is entering Kis-Balaton (Hungary), one of Europe's most important wetland biotopes. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*: 417 Paper: 16, 9p.
- Lanszki J., Molnár T. (2003): Diet of otters living in three different habitats in Hungary. *Folia Zoologica* 52/4: 378–388.
- Ludányi M., Peeters E.T.H.M.E., Kiss B., Roessink I. (2016): Distribution of crayfish species in Hungarian waters. *Global Ecology and Conservation* 8: 254–262.
- Puky M., Schád P. (2006): Magyarországi tízlábú rák (Decapoda) fajok elterjedése és természetvédelmi helyzete. *Acta Biologica Debrecina. Oecologia Hungarica* 14: 195–204.
- Seprős R., Farkas A., Sebestyén A., Lőkkös A., Kelbert B., Gál B., Puky M., Weiperth A. (2018): Current status and distribution of non-native spiny cheek crayfish (*Faxonius limosus* Rafinesque, 1817) in Lake Balaton. *Hungarian Agricultural Research* 27/3: 20–26.
- Specziár A. (2010): A Balaton hafaunája: A halállományok összetétele, az egyes halfajok életkörülményei és a halállományok korszerű hasznosításának feltételrendszere. *Acta Biologica Debrecina, Supplementum Oecologia Hungarica* 23: 185 p.
- Szipola I. (1986): A rákállomány alakulása a Balaton vízgyűjtőjének területén. *Halászat* 79/5: 151–152.
- Takács P., Specziár A., Erős T., Sály P., Bíró P. (2011): A Balaton vízgyűjtő halállományainak összetétele. *Ecology of Lake Balaton/A Balaton Ökológiája* 2011/1: 1–21.
- Takács P., Czeglédi I., Ferincz Á., Sály P., Specziár A., Vitál Z., Weiperth A., Erős T. (2017): Idegenhonos halfajok Magyarországon és a Balaton vízgyűjtőjén; történeti áttekintés és recens elterjedés mintázatok. *Ecology of Lake Balaton/A Balaton Ökológiája* 4: 1–23.

- Thuránszky M., Forró L. (1987): Data on the distribution of freshwater crayfish (Decapoda: Astacidae) in Hungary in the late 1950s. *Miscellanea Zoologica Hungarica* 4: 65–69.
- Várbíró G., Boda P., Csányi B., Szekeres J. (2015): *Módszertani útmutató a makroszkopikus vízi gerinctelenek élőlénycsoport VKI szerinti gyűjtéséhez, feldolgozásához és kiértékeléséhez*. MTA Ökológiai Kutatóközpont, Budapest, pp. 35.
- Weiperth A., Gál B., Kuříková, P., Langorova, I., Kouba, A., Patoka, J. (2019): Risk assessment of pet-traded decapod crustaceans in Hungary with evidence of *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868) in the wild. *North-Western Journal of Zoology* 15/1: 42–47.
- Weiperth A., Kouba, A., Csányi B., Danyik T., Farkas A., Gál B., Józsa V., Paroka, J., Juhász V., Pârvulescu L., Mozsár A., Seprős R., Staszny Á., Szajbert B., Ferincz Á. (2020): Az idegenhonos tízlábú rákok (Crustacea: Decapoda) helyzete Magyarországon. *Halászat* 113/2: 61–69.

Authors:

András WEIPERTH (weiperth.andras@mkk.szie.hu), István CZEGLÉDI, Petra Emese DRAGÁN, Nóra BOROSS, Tibor ERŐS, Árpád FERINCZ, Blanka GÁL, Vera JUHÁSZ, Andor LŐKKÖS, Bernadett LŐKKÖSNÉ KELBERT, András SPECZIÁR, Ádám STASZNY, Ildikó SZIVÁK, Péter TAKÁCS, Zoltán VITÁL, Bálint PREISZNER (preiszner.balint@okologia.mta.hu)



A Ráckevei (Soroksári)-Duna halfajkészlete (1902–2020)

Fish species pool of the Ráckeve (Soroksár) Danube Branch (1902–2020)

UDVARI Zs.¹, GYÖRE K.²

¹ Ráckevei Dunaági Horgász Szövetség, Ráckeve

² Györe és Társai Halászatbiológiai, Ökológiai szakértő és Szolgáltató Bt., Szarvas

Kulcsszavak: halfauna, vízepítés, vízminőség, mellékág

Keywords: fish fauna, hydraulic engineering, water quality, Danube arm

Abstract

In 2018, we examined the fish fauna in the whole water area of the Ráckeve (Soroksár) Danube Branch in three different periods (spring-summer-autumn) with electric fishing method in 13 different sampling section, 1000 meters each. In our paper, we critically analyzed the data of the past and recent surveys about the changes of the fish fauna of the Ráckeve (Soroksár) Danube Branch, probably due to water constructions and water quality deterioration.

Bevezetés

Az állandóan változó irányú medrekben folyó Duna a földtörténet során jelentős számú fattyúágak labirintusát hozta létre (Strömpl 1914). Az újholocénben a vízhozam növekedtével, az alföldi szakaszon, két jelentősebb, ÉK-DNY-i, illetőleg É-D-i Duna-ág vált uralkodóvá, körülzárva a típusos zátonyszigetet, a Csepel-szigetet (Korpás 1934). A zátonyos szakasz állandó árvízveszéllyel fenyegette a térség lakosságát. Az 1838-as, emlékezetesen nagy jeges árvízét követően, az árvízi problémák megoldására a keleti ágat 1872-ben Gubacs-pusztánál elzárták (Fejér 2001). A gát ugyan kivédte a felülről érkező árvizeket, de az alsó vég nyitottsága miatt, Tass felől, azaz alulról továbbra is előtörttek az áradások a szigetet. A zsilip egy idő után már nem is működött, az alatta lévő szakasz feliszapolódott. 1904-re azután az illetékes hatóságok belátták, hogy a gubacsi zárásnak több káros hatása volt, mint előnye. A helyzet javítása és a hajózás újbóli beindítása érdekében 80 ezer köbméter anyagot emeltek ki a mederből (URL1). A felső, vízbeeresztő zsilip építésére az első világháború miatti megtorpanást követően az 1924–1926-os években került sor (Bognár 1990). 1924 és 1927 között a Duna 1586-os folyamkilométere magasságában a Duna-ágot földgáttal elzárták, majd a gátba hajózsilipet és vízleeresztő zsilippel egyesített vízerőtelepet építettek (Jakab 2005).

A Ráckevei (Soroksári)-Duna mesterségesen befolyásolt. Az 57,3 km hosszú, 14 km² felületű vízterület átlagos víztérfogata 40 millió m³. A vízsebesség 0,2–0,4 km/óra.

A vízfolyás halfaunájáról, pontosabban egy haláról az angolnáról, a legkorábbi adatot Répássy (1902) dolgozatában találjuk. Nem sokkal később Nemo (1905) cikke egy idegenhonos halfaj, a törpeharcsa (*Ameiurus nebulosus*) mellékági honosítási kísérletéről számolt be. A vízterület több halával elsőként egy olyan tudományos cikkben találkozhatunk, amelyből a töredékes fajlista a Magyar Természettudományi Múzeum gyűjteményének halanyaga alapján állítható össze. Mihályi katalógusa (1954) alapján 19 fajt gyűjtöttek a Ráckevei Duna-ágban. A lápi póc soroksári jelenlétéről elsőként Wiesinger (1956) számolt be, Vásárhelyi (1958) azonban egy korábbi, 1943-as gyűjtését említi. Horváth (1960) a Duna-ág élővilágáról megírt cikkében a szigetszentmiklósi szakasz hókonyáiban azaz félig elzárt sekély öbleiben fogott 9 halfajról számolt be. A Csepel-sziget

történetéről, turisztikai látványosságairól tájékoztató könyvecskéjében Szombathy (1961) megemlítette az akkor még aktív kisszerszamos halászok és a horgászok által leggyakrabban zsákmányolt halakat a teljesség igénye nélkül. Horváth (1968a) elsőként utalt a tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*) Duna-ági előfordulására. A horgászok fogáseredményei, valamint szakirodalmi adatokra hivatkozva Horváth (1968b) a mellékágban 41 halfaj „létezését” látta igazoltnak. A Természettudományi Múzeum új halgyűjteményének katalógizálásakor Berinkey (1972) mindössze nyolc faj esetében nevezte meg Duna-ágot lelőhelyként. Botta és munkatársai 1982-ben a Kvassay-zsilip Duna-ági alvizén egy hazánkra nézve új faj (széles durbincs – *Gymnocephalus baloni*) egy példányát fogták (Botta et al. 1984). Harka (1997) „Halaink” c. könyvében mindössze a pisztrángsügér (*Micropterus salmoides*) esetében tesz említést a faj konkrét RSD-beli előfordulásáról. A NOVUM Kkt. és H-SYSTEM Kft (2000) által közölt hatástanulmány szerint a Ráckevei (Soroksári)-Dunában rendszeresen vagy alkalmilag előforduló fajok száma 54. A tanulmány azonban nem publikálta a teljes fajlistát, összesen 50 fajt említett név szerint. Tóth (2003, 2004) a mederkotrások előtt mérte fel a taksonyi hókony halállományát, 2003 őszén 12 faj előfordulását igazolta, a következő év őszén, kora telén 21 faj képviselőit sikerült gyűjtenie. A Szent István Egyetem és a Ráckevei Dunaági Horgász Szövetség (RDHSZ) egy átfogó faunakutatás során 23 halfaj előfordulását igazolták (Váradai 2003, Udvari et al. 2003). Magyarország halfaunájának ismertetése során Harka és Sallai (2004) a lápi póc és a pisztrángsügér esetében említették konkrétan, hogy a fajok előfordulnak a Ráckevei-Dunában, további 34 fajnál pedig a mellékelt elterjedési ponttérképeik alapján következtethetünk a mellékági jelenlétükre. Ugrai és Györe 2007-ben 13 mintavételi terület felmérésének eredményei alapján a Duna-ág halközösségében 31 faj jelenlétét igazolta. Vadadi-Fülöp és munkatársai (2007) a Ráckevei (Soroksári)-Duna ökológiájának áttekintése során függelékben közölték a víztest halfajainak listáját. Az ÖKO Zrt. és a Terraszer Kft. által alkotott konzorcium felmérte és értékelte az RSD 2007-es ökológiai állapotát (2008) egy hatástanulmányban. Az eredményközlés során kitért a Duna-ág halfaunájára is, az alvállalkozó BioAqua Pro Kft. vizsgálati eredményei alapján 23 faj előfordulását igazolták. A Természettudományi Múzeum konzervált halanyagát felülvizsgálva 10 halfajról derült ki, hogy azt a Ráckevei (Soroksári)-Dunából gyűjtötték (Sevcsik & Erős 2008). A pontokaszpius gébek Kárpát-medencei elterjedésének tárgyalása során Halasi-Kovács és Antal (2011) a Kessler-géb (*Ponticola kessleri*) terjeszkedésének ismertetésekor kitért a faj mellékági előfordulására is. Halasi-Kovács (2008) VKI protokoll szerinti faunisztikai vizsgálatai során az RSD vízterein 23 mintavételi helyen összesen 21 halfaj populációját mutatta ki. 2010 tavaszán Györe és munkatársai (2012) a mellékág 13 mintahelyén végzett elektromos halászatok alkalmával 40 halfaj több mint 26 ezer halegyedét fogták meg. A rendelkezésre álló szakirodalmi adatok alapján Weiperth és munkatársai (2013) a jó akklimatizálódó képességgel rendelkező pisztrángsügér esetében említést tettek a Duna-ágba akaratlagosan telepített állományról is. Udvari és munkatársai (Udvari et al. 2019a) 2018-ban vizsgálták a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep feletti és alatti Duna-ág szakasz halegyüttesének strukturális viszonyát. Négy mintavételi területen összesen 32 halfaj jelenlétét mutatták ki, amelyek közül a natív fajok száma mindössze 23 volt.

Dolgozatunk célja, hogy a régmúlt és a recens felmérések adatainak kritikai elemzésével, valamint a saját, 2018-ban 13 mintavételi területen, három évszakban (tavasz – nyár – ősz) végzett vizsgálataink eredményeire támaszkodva minősítsük a Ráckevei (Soroksári)-Duna halfaunájában megfigyelhető változásokat.

Anyag és módszer

A Ráckevei (Soroksári)-Duna halkészletváltozását az 1902–2020 közötti időszakból fellelhető szakirodalmi adatok (nyomatásban megjelent közlemények és hatástanulmányok), valamint a saját felmérésünk eredményei alapján kívánjuk bemutatni. A mintavételeink 2018. év három különböző időszakában (május 28-31., augusztus 29. – szeptember 1., október 8-11. között) történtek akkumulátoros SAMUS 1000 típusú, pulzáló

egyenáramot szolgáltató elektromos halászgépekkel (kimenő feszültség 320-420 V, teljesítmény 250 W [impulzus csúcs 600 W], frekvencia 50 Hz, aktív periódus 1,00 ms). Az elektromos halászatokat a 13 mintavételi hely 1000-1000 méterén mindvégig nappal végeztük biztonságtechnikai megfontolásból kiindulva. A halak meghatározása külső morfológiai bélyegek alapján Györe (1995), rendszertani besorolásuk Kottelat és Freyhof (2007), nevezéktani írásuk Erős és munkatársai (2015) munkája, valamint a FishBase 2020. július 15-ei adatbázisa (URL2) szerint történt. A korábban közölt fajnevek átírását is az utóbbi adatbázis alapján végeztük.

Eredmények

Az 1902 és 2020 közötti időszak közleményeiben megjelent fajlisták és a saját felmérésünk szerinti eredmények alapján a Ráckevei (Soroksári)-Dunából mindeddig 60 halfaj vált ismerté (1. táblázat).

Petromyzontidae

Dunai ingola (*Eudontomyzon mariae* Berg, 1931). Mellékági előfordulása a NOVUM Kkt. és a H-SYSTEM Kft. (2000) hatástanulmányából ismert, azonban a dolgozat nem tartalmaz szakirodalmi hivatkozásokat. A fajt Tyahun nem közölte, 1970–74 közötti fogási adata alapján vették fel a fajlistára (Tyahun szóbeli közlés 2020). A fajt Vadadi-Fülöp és munkatársai (2007) valószínűsíthetően az előbbi hatástanulmány alapján szerepeltették dolgozatukban. Más kutatók nem jelezték RSD-beli előfordulását.

Acipenseridae

Kecsege (*Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758). A főágból alkalmanként bekerülő, tehát időszakos előfordulású faj. Jelenlétére mindössze a Kvassay-zsilip környékén lehet számítani. A korai dolgozatok (Mihályi 1954, Horváth 1968b) említik, mint mellékági faunaelemet, a későbbiek (NOVUM Kkt. & H-SYSTEM Kft. 2000, Vadadi-Fülöp et al. 2007) minden bizonnyal ezekre hivatkozva sorolják fel a faunalistákban.

Anguillidae

Angolna (*Anguilla anguilla* Linnaeus, 1758). Az 1887-es (Répássy 1902) és 1961-es (Gönczy & Tahy 1987) telepítése óta a Duna-ági fauna tagja. A horgászok zsákmányában ritkán előforduló halfaj.

Cyprinidae

Bodorka (*Rutilus rutilus* Linnaeus, 1758). A mellékág teljes szakaszán nagy denzitással előforduló faunaelem, jelenlétéről az összes szakirodalmi közlemény beszámol. Vizsgálatunk során 2018-ban mindegyik mintavételi helyen, gyakran nagy egyedszámú állományait tudtuk kimutatni. Mindhárom időszakban a második legnagyobb egyedszámmal előforduló halfajnak bizonyult.

Leánykancér (*Rutilus virgo* Heckel, 1852). A Dunából a Kvassay-zsilipen átjutva alkalmanként kerül a Duna-ágba. Az 1950-es évekből egy múzeumi példány alapján igazolták elsőként az előfordulását (Mihályi 1954), de napjainkig kimutatható jelenléte néhány példány alapján (Györe et al. 2012). Saját gyűjtésünkben 2018-ban is előkerült egy egyede a Kvassay-zsilip alatti mintavételi területen.

Amur (*Ctenopharyngodon idella* Valenciennes, 1844). A Duna magyarországi holtágaiba 1971-ben kezdték telepíteni a faj különböző korosztályait (Pintér 1980). A Duna-ági mellékvizekbe (Kunsági-főcsatorna, Szigetbecsei-holtág) valószínűsíthetően már 1972-től rendszeresen telepítették, és a Ráckevei (Soroksári)-Duna horgászfogásában 1972-ben egy mázsával már megjelent (Berényi 1974).

Vörösszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus* Linnaeus, 1758). A tipikusan limnofil halfaj mellékági populációjáról 1968 óta van tudomásunk (Horváth 1968b). A víztérben a 2018-as felméréseink során a 6. leggyakoribb fajnak bizonyult, nagy gyakorisággal a Duna-ág középső szakaszán, a hókonyokban fordult elő.

Nyúldomolykó (*Leuciscus leuciscus* Linnaeus, 1758). Mindössze egyetlen dolgozat említi előfordulását (Vadadi-Fülöp et al. 2007).

1. táblázat. A Ráckevei (Soroksári)-Dunából leírt halfajok a szakirodalom és saját vizsgálataink alapján
 Table 1. The fish species described from the Ráckeve (Soroksár) Danube Branch, based on the literature and own data
 (1 = Mihályi 1954, 2 = Horváth 1968b, 3 = Berinkey 1972, 4 = NOVUM Kkt. & H-SYSTEM Kft. 2000, 5 = Váradi, 2003, Udvári et al. 2003, 6 = Tóth 2003, 2004, 7 = Harka & Sallai 2004, 8 = Ugrai & Györe 2007, 9 = Vadadi-Fülöp et al. 2007, 10 = Sevcsik & Erős 2008, 11 = Halasi-Kovács 2008, 12 = Györe et al. 2012, 13 = Magyar Haltani Társaság 2020, 14 = saját adat - own data - 2018)

Halfaj	Szerzők													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1. <i>Eudontomyzon mariae</i>	-	-	-	■	-	-	-	-	■	-	-	-	-	-
2. <i>Acipenser ruthenus</i>	■	■	-	■	-	-	-	-	■	-	-	-	-	-
3. <i>Anguilla anguilla</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
4. <i>Rutilus rutilus</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
5. <i>Rutilus virgo</i>	■	■	-	-	-	-	-	-	-	-	-	■	-	■
6. <i>Ctenopharyngodon idella</i>	-	-	-	■	-	-	■	■	■	-	■	■	-	■
7. <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	-	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	-	■
8. <i>Leuciscus leuciscus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	■	-	-	-	-	-
9. <i>Squalius cephalus</i>	■	■	-	■	-	-	-	-	■	-	-	■	-	■
10. <i>Leuciscus idus</i>	■	■	-	■	-	■	-	■	■	-	-	■	-	■
11. <i>Leuciscus aspius</i>	■	■	-	■	■	-	■	■	■	-	■	■	-	■
12. <i>Leucaspis delineatus</i>	-	-	-	■	-	■	-	■	-	-	-	■	-	-
13. <i>Alburnus alburnus</i>	■	■	-	■	■	■	■	■	■	-	■	■	-	■
14. <i>Blicca bjoerkna</i>	■	■	-	■	■	■	■	■	■	-	■	■	-	■
15. <i>Abramis brama</i>	■	■	-	■	■	■	■	■	■	-	■	■	-	■
16. <i>Ballerus ballerus</i>	■	■	-	■	-	-	-	■	■	-	-	-	-	-
17. <i>Ballerus sapa</i>	■	■	-	■	-	-	■	-	■	-	-	-	-	-
18. <i>Vimba vimba</i>	■	■	-	■	-	-	-	■	■	-	-	■	-	-
19. <i>Pelecus cultratus</i>	■	■	-	■	-	-	-	■	■	-	-	-	-	-
20. <i>Chondrostoma nasus</i>	-	■	-	■	-	-	■	-	■	-	-	■	-	-
21. <i>Tinca tinca</i>	-	■	-	■	■	■	■	■	■	-	■	■	-	■
22. <i>Barbus barbus</i>	-	■	-	■	-	-	■	-	■	-	-	■	-	-
23. <i>Gobio gobio</i> komplex	-	■	■	■	-	-	-	-	■	■	-	-	-	■
24. <i>Romanogobio vladykovi</i>	-	-	-	-	-	-	■	-	■	-	■	■	-	■
25. <i>Pseudorasbora parva</i>	-	■	-	■	■	■	■	■	■	-	■	■	-	■
26. <i>Rhodeus amarus</i>	-	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	-	■
27. <i>Carassius carassius</i>	-	■	-	■	■	■	■	■	■	-	-	■	-	■
28. <i>Carassius gibelio</i>	-	-	-	■	■	■	-	■	■	-	■	■	-	■
29. <i>Carassius auratus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30. <i>Cyprinus carpio</i>	-	■	-	■	■	■	■	■	■	-	■	■	-	■
31. <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	-	-	-	■	-	-	-	-	■	-	-	-	-	■
32. <i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	-	-	-	■	-	-	-	-	■	-	-	-	-	-
33. <i>Misgurnus fossilis</i>	-	■	-	■	-	■	-	■	-	-	-	■	-	■
34. <i>Cobitis elongatoides</i>	-	■	-	-	-	-	-	■	-	-	-	-	-	-
35. <i>Sabanejewia balcanica</i>	-	-	-	■	-	-	-	■	-	-	-	-	-	-
36. <i>Barbatula barbatula</i>	-	■	-	-	-	-	-	■	-	-	-	-	-	-
37. <i>Ameiurus nebulosus</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	-	■	-	■	■
38. <i>Ameiurus melas</i>	-	-	-	-	-	-	■	■	-	-	-	■	-	■
39. <i>Silurus glanis</i>	-	-	-	■	■	■	■	■	■	-	■	■	-	■
40. <i>Esox lucius</i>	-	■	-	■	■	■	■	■	■	-	■	■	-	■
41. <i>Umbra krameri</i>	-	■	-	■	-	-	■	■	■	-	-	■	-	-
42. <i>Salmo trutta m. fario</i>	-	■	-	■	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
43. <i>Oncorhynchus mykiss</i>	-	■	-	■	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
44. <i>Lota lota</i>	-	■	-	■	-	-	■	-	-	-	■	■	-	-
45. <i>Gasterosteus aculeatus</i>	-	-	-	■	-	-	■	■	■	-	-	-	-	-
46. <i>Lepomis gibbosus</i>	-	■	-	■	■	■	■	■	■	-	■	■	-	■
47. <i>Micropterus salmoides</i>	■	■	-	-	■	■	■	■	■	-	-	■	-	■
48. <i>Perca fluviatilis</i>	-	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	-	■
49. <i>Gymnocephalus cernua</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	-	■
50. <i>Gymnocephalus baloni</i>	-	-	-	■	-	-	-	-	-	-	-	■	-	■
51. <i>Gymnocephalus schraetser</i>	■	■	-	■	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
52. <i>Sander lucioperca</i>	-	■	-	■	■	■	■	■	■	-	■	■	-	■
53. <i>Sander volgensis</i>	■	■	-	■	■	-	■	■	■	-	■	■	-	■
54. <i>Zingel zingel</i>	-	-	-	■	-	-	-	-	■	-	-	-	-	-
55. <i>Zingel streber</i>	-	■	-	■	-	-	-	-	■	-	-	-	-	-
56. <i>Neogobius fluviatilis</i>	-	-	-	■	-	-	-	-	■	-	-	■	-	■
57. <i>Neogobius melanostomus</i>	-	-	-	-	-	-	-	■	-	■	-	■	-	■
58. <i>Babka gymnotrachelus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	■	-
59. <i>Ponticola kessleri</i>	-	-	-	■	-	-	-	■	■	-	■	■	-	■
60. <i>Proterorhinus semilunaris</i>	-	■	-	■	■	■	■	■	■	-	■	■	-	■
Fajszám	19	41	8	50	23	21	36	31	54	10	21	40	1	36

Domolykó (*Squalius cephalus* Linnaeus, 1758). Ritka előfordulású faunaelem a mellékágban, rendszerint a felső és az alsó zsilipek környékén fordul elő alkalmanként, kis egyedszámmal. Csaknem mindegyik dolgozat említést tesz jelenlétéről. 2018-ban egy-egy példányát a Kvassay-zsilip környékén és Ráckeve alatt fogtuk.

Jász (*Leuciscus idus* Linnaeus, 1758). Csaknem minden dolgozat említi a fajt. Első előfordulási adata a múzeumi gyűjtemény alapján ismeretes (Mihályi 1954). 2018-ban a mellékág felső szakaszán az M0-ás hídig terjedően, illetve kisebb egyedszámmal Szigetcsép és Ráckeve által határolt területen mutattuk ki.

Balin (*Leuciscus aspius* Linnaeus, 1758). A legtöbb dolgozat fajlistájában szerepel, gyakorlatilag a víztér teljes szakaszán viszonylag nagy egyedszámmal fordul elő. 2018-ban tavasszal és nyáron a leggyakoribb ragadozóhalnak találtuk, csak ősszel előzte meg egyedszámarányban a csuka.

Kurta baing (*Lecaspis delineatus* Heckel, 1873). A faj Duna-ági előfordulása a NOVUM Kkt. és a H-SYSTEM Kft. tanulmányából (2000) vált ismertté, később tényleges vizsgálatok során Tóth (2003), majd Vadadi-Fülöp és munkatársai (2007), illetve Györe és munkatársai (2012) számoltak be jelenlétéről. Ritka halfajnak számít az RSD-ben, 2018-ban felmérésünk során nem talákoztunk egyetlen egyedével sem.

Küsz (*Alburnus alburnus* Linnaeus, 1758). A mellékág teljes szakaszán gyakori faj, csaknem valamennyi közölt fajlistában szerepel. 2018-ban mindhárom időszakban a víztér leggyakoribb és legnagyobb egyedszámmal (43–71 százalékkal) kimutatott faja volt.

Karikakeszeg (*Blicca bjoerkna* Linnaeus, 1758). Csaknem minden szerző beszámolt a faj Duna-ági populációjáról, vizsgálatunk szerint 2018-ban a 8. legnagyobb egyedszámmal előforduló halfaj volt.

Dévérkeszeg (*Abramis brama* Linnaeus, 1758). Minden jelentősebb, Duna-ágról szóló közlemény fajlistáján szereplő halfaj. A mellékág teljes szakaszán előfordul, helyenként nagy egyedszámmal. Egyaránt kimutatható a víztér főágában, hókonyaiban és holtágaiban. Felmérésünk során a faj a 7. legnagyobb egyedszámú populációnak bizonyult.

Laposkeszeg (*Ballerus ballerus* Linnaeus, 1758). Mind a korai, mind pedig a recens szakirodalmi dolgozatok beszámolnak a faj Duna-ági előfordulásáról. Viszonylag ritka faja a víztérnek.

Bagolykeszeg (*Ballerus sapa* Pallas, 1814). A Duna-ág egyik ritka faja, noha számos közlemény jelzi jelenlétét. 2018-ban a faj egyedeivel nem talákoztunk.

Szilvaorrú keszeg (*Vimba vimba* Linnaeus, 1758). A faj az 1950-es évek gyűjtései alapján vált ismertté a Duna-ágból (Mihályi 1954). Említi még Horváth (1968b), jelenkori újabb előfordulásáról pedig Ugrai és Györe (2007), valamint Györe és munkatársai (2012) számoltak be. Úgy tűnik, a taxon állandó, de ritka faunaeleme a víztérnek.

Garda (*Pelecus cultratus* Linnaeus, 1758). Több szerző is beszámolt a faj Duna-ági jelenlétéről, ám rendszerint megjegyzik, hogy előfordulása a Kvassay-zsilip környékére szorítkozik. Utolsó, 1980-évek eleji előfordulásáról Tyahun közölt adatokat (NOVUM Kkt. & H-SYSTEM Kft. 2000).

Paduc (*Chondrostoma nasus* Linnaeus, 1758). Alkalmanként, és kizárólagosan a Kvassay-zsilip környékén előforduló reofil halfaj. Első említése 1968-ra datálható (Horváth 1968b), az utolsó 2012-re (Györe et al. 2012). Saját fogásának adatait Tyahun (szóbeli közlés 2020) a NOVUM Kkt. & H-SYSTEM Kft. (2000) hatástanulmányához szolgáltatta.

Compó (*Tinca tinca* Linnaeus, 1758). 1968 óta csaknem minden, a Ráckevei (Soroksári)-Duna halfaunájáról beszámoló közlemény említi a fajt. Mint tipikus állóvízi faj jól érzi magát a mellékágban, különösen annak félig elzárt sekély vizű hókonyaiban és holtágaiban. Nagyobb egyedszámmal Szigetcsép térségében fordul elő (Györe et al. 2012). Felmérésünk alkalmával 2018-ban a víztérben szórványosan csaknem mindenhol kimutattuk.

Márna (*Barbus barbus* Linnaeus, 1758). A faj az RSD vízéből 1968 óta (Horváth 1968b) ismert, azóta több dolgozat, tanulmány említi előfordulását. A szerzők ritka fajnak tartják a mellékágban, alkalmanként a Kvassay-zsilip környékén található meg egy-két példány,

mint vendég. Utoljára Györe és munkatársai (2012) bizonyították a faj jelenlétét a mellékágban, mindössze négy, 0+ korosztályba tartozó egyed alapján.

Fenekjáró küllő (*Gobio gobio* komplex Linnaeus, 1758). A faj nagyon ritka faunaeleme a mellékágnak, már Horváth (1968b) is így jellemezte a halat. A 2018-as halászataink során a faj egyetlen egyedét a csepeli Királyerdőnél fogtuk.

Halványfoltú küllő (*Romanogobio vladykovi* Fang, 1943). A faj az RSD vizéből csak 2000 után vált ismertté, előfordulásáról Halasi-Kovács (2008), valamint Györe és munkatársai is beszámoltak (2012). A 2018-as felmérésükkor mindössze összel, a mellékág legfelső szakaszán tudtuk kimutatni a halfaj néhány egyedét. Utóbbi szakirodalmi adatok alapján ritka fajnak számít.

Razbóra (*Pseudorasbora parva* Temminck & Schlegel, 1846). A víztérben ritka előfordulású faunaelem, csak a 2000 után megjelent közleményekben tesznek róla említést. 2018-ban a felső és a legalsó szakaszon találtuk meg néhány egyedét. Az eredmények alapján ritka, szórványos előfordulású fajnak tekinthető.

Szivárványos ökle (*Rhodeus amarus* Bloch, 1782). A Duna-ágból 1968 óta ismert gyakori halfaj (Horváth 1968b), azóta minden szakirodalmi dolgozat említi. A mellékágban végig előfordul, de rendszerint nem nagy egyedszámmal.

Széles kárász (*Carassius carassius* Linnaeus, 1758). Az akkor még viszonylag gyakori fajt a Ráckevei (Soroksári)-Dunából elsőként Horváth (1968b) írta le. Később mások is beszámoltak jelenlétéről (Váradi 2003, Udvari et al. 2003, Tóth 2003, 2004, Ugrai & Györe 2007, Györe et al. 2012). Utóbbi közlemények adatai szerint azonban a faj elterjedése jelenleg viszonylag kis kiterjedésű, néhány helyre korlátozódik. Felmérésünk alkalmával a halfaj két egyedét mindössze az M0-ás autópálya környékén tudtuk kimutatni.

Ezüstkárász (*Carassius gibelio* Bloch, 1782). Horváth (1968b) az 1960-as években még csak feltételezte a faj jelenlétét a víztérben, később azonban gyakorivá vált. A mellékág teljes hosszán kimutatható, sokszor nagy egyedszámmal. Felmérésünk során a 3. legnagyobb egyedszámmal előforduló taxonnak találtuk. Nem egy 1000 méteres mintavételi területen 35–70 nagyméretű (700–1200 grammos) egyedét is regisztráltuk.

Aranyhal (*Carassius auratus* Linnaeus, 1758). A fajt először a 2018-as felmérésünk alkalmával jeleztük az RSD vizéből.

Ponty (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758). A Duna-ág fő hala, mindhárom változat (nyurga, tő-, nemes) megtalálható a víztérben. A mellékág teljes egészén kimutatható, az RSD halállományáról szóló közlemények zöme szerepelteti a faunalistán.

Fehér busa (*Hypophthalmichthys molitrix* Valenciennes, 1844). Az első Duna-ági telepítése 1974-ben történt kísérleti jelleggel (Anonymous 1974). A horgászok fogásából is ismert faunaelem. Halászataink során a faj „bandázó” egyedeivel több helyen is találkoztunk. A faj Duna-ági természetes ívásáról még nincs adat.

Pettyes busa (*Hypophthalmichthys nobilis* Richardson, 1845). A faj első telepítése a fehér busával együtt történt 1972-ben, amikor mintegy 4 tonna két- és háromnyaras fehér és pettyes busa került a Duna-ágba. A horgászok gyakorta zsákmányolják.

Cobitidae

Réticsík (*Misgurnus fossilis* Linnaeus, 1758). A Duna-ág ritka hala, a félig elzárt „fekete” vízű hókonyokban, illetve a mocsaras jellegű, iszapos medrű holtágokban fordul elő. Első említése 1968-ból származik (Horváth 1968b), de a taksonyi holtág felmérése során találkozott a fajjal Tóth is (2003, 2004). 2018-ban a fajt az M0-ás környékén tudtuk igazolni.

Vágócsík (*Cobitis elongatoides* Bačescu & Maier, 1969). Horváth (1968b) a fajt nagyon ritkának írta. További említése (Harka & Sallai 2004, Vadadi-Fülöp et al. 2007) minden bizonnyal Horváth (1968b) észlelésének ismétlésén alapul, ugyanis napjainkban egyetlen tényleges felmérés során sem került elő (Váradi 2003, Udvari et al. 2003, Tóth 2003, 2004, Ugrai & Györe 2007, Halasi-Kovács 2008, Györe et al. 2012, Sallai szóbeli közlés 2020). Vizsgálatunk alkalmával sem tudtuk bizonyítani a faj jelenlétét.

Balkáni csík (*Sabanejewia balcanica* Karaman, 1922). A mellékági előfordulását említő közlemények (NOVUM Kkt. & H-SYSTEM Kft. 2000, Harka & Sallai 2004, Vadadi-Fülöp et al.

2007) egyike sem tényleges vizsgálati eredményeket dolgozott fel. Konkrét felmérések alapján nem volt igazolható a faj jelenléte (Váradi 2003, Udvari et al. 2003, Tóth 2003, 2004, Ugrai & Györe 2007, Halasi-Kovács 2008, Györe et al. 2012, Sallai szóbeli közlés 2020). A 2018-as halászataink alkalmával sem tudtuk bizonyítani a faj Duna-ági előfordulását.

Nemacheilidae

Kövicsík (*Barbatula barbatula* Linnaeus, 1758). A fajt Horváth (1968b) nagyon ritkának tartotta, tulajdonképpen később a konkrét felmérések nem is igazolták jelenlétét.

Ictaluridae

Törpeharcsa (*Ameiurus nebulosus* Lesueur, 1819). A fajt 1905-ben telepítették a Duna-ágba (Nemo 1905). Mihályi 1950-ben gyűjtötte egy példányát (Mihályi 1954). Horváth (1968b) szerint a faj már mindenütt megtalálható volt az 1960-as években. Csaknem minden szakirodalmi dolgozat fajlistájában szerepel. Vizsgálatunk során jobbra a felső és a középső szakaszokon találkoztunk a faj egyedeivel, több alkalommal a fekete törpeharcsával együtt.

Fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas* Rafinesque, 1820). A faj első előfordulásának, konkrét felmérésen alapuló jelzése 2007-ben történt (Ugrai & Györe 2007). Tóth 2003-ban (Tóth 2003) a taksonyi holtágban még csak az *A. nebulosus* egyedeivel találkozott, de 2004-ben már *Ameiurus sp.* fajról (fajokról) számol be tanulmányában (Tóth 2004). Felmérésünk szerint a szóban forgó holtágban mindkét *Ameiurus* faj előfordul, tipikusan fekete törpeharcsa dominanciával.

Siluridae

Harcsa (*Silurus glanis* Linnaeus, 1758). A fajt Horváth (1968b) említi először, mint gyakori Duna-ági faunaelemet. Később csaknem minden, az RSD halfaunájával foglalkozó szakirodalmi munka fajlistájában megtalálhatjuk. Vizsgálatunk alapján a negyedik legnagyobb egyedszámmal előforduló ragadozóhal a mellékágban. Különösen nagy példányszámmal található meg az úszólápok környékén.

Esocidae

Csuka (*Esox lucius* Linnaeus, 1758). Horváth (1968b) mindenütt megtalálható gyakori fajnak írta. Azóta a legtöbb faunisztikai dolgozat megemlíti. Állomány nagysága csökkenően van (Udvari et al. 2019b).

Umbridae

Lápi póc (*Umbra krameri* Walbaum, 1792). A lápi póc 1943-as mellékági gyűjtését említi Vásárhelyi (1958). Konkrét vizsgálatok alapján újabban Ugrai és Györe (2007), valamint Györe és munkatársai (2012) az M0-ás környékén, illetve Sallai 2007-ben Czuczor-sziget és Szigetcsép térségében (szóbeli közlés 2020) igazolták jelenlétét.

Salmonidae

Sebes pisztráng (*Salmo trutta m. fario* Linnaeus, 1758). A faj mellékági előfordulásáról elsőként Horváth (1968b) tesz említést. Alkalmi vendégnek írta a zsilipek környékén néha megjelenő halfajt. Ezt az információt vette át két további dolgozat (NOVUM Kkt. & H-SYSTEM Kft. 2000, Vadadi-Fülöp et al. 2007). Előfordulását napjainkban nem igazolták, ugyanis konkrét felmérések alkalmával egyetlen kutató sem találkozott még a faj egyedeivel.

Szívárványos pisztráng (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792). Horváth az előző fajhoz hasonlóan csak alkalmi vendégnek tartotta a zsilipek környékén. Jelenlétéről napjainkban szintén nincs bizonyíték.

Lotidae

Menyhal (*Lota lota* Linnaeus, 1758). Horváth (1968b) vendégnek írta a fajt. Halasi-Kovács (2008), Györe és munkatársai (2012), valamint Sallai (szóbeli közlés 2020) Ráckeve térségében bizonyították előfordulását.

Gasterosteidae

Tüskés pikó (*Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758). Nagyon ritka faj, első említése 2000-ből származik (NOVUM Kkt. & H-SYSTEM Kft. 2000). Előfordulását Ugrai és munkatársainak sikerült bizonyítani (Ugrai et al. 2007), azóta a faj nem került elő.

Centrarchidae

Naphal (*Lepomis gibbosus* Linnaeus, 1758). Horváth (1968b) mindenütt előforduló gyakori fajnak írta. A mellékág teljes szakaszán kimutatható, sokszor nagy egyedszámmal. Minden faunisztikai dolgozat jelzi Duna-ági előfordulását. Vizsgálataink szerint a 4. legnagyobb egyedszámmal előforduló faunaeleme a Ráckevei (Soroksári)-Dunának.

Pisztrángsügér (*Micropterus salmoides* Lacepede, 1802). A fajt a MOHOSZ telepítette a mellékágba, első bizonyító példánya Mihályi 1950-es gyűjtéséből származik (Mihályi 1954). Azóta többen is igazolták jelenlétét (Udvari et al. 2003, Tóth 2004, Ugrai & Györe 2007, Györe et al. 2012). 2018-as mintázásaink során is előkerült Szigethalom, Szigetbecse, Dömsöd térségéből.

Percidae

Sügér (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758). Horváth (1968b) adatközlését követően csaknem minden faunisztikai dolgozat említi a fajt. Mindenütt előforduló, viszonylag gyakori faj.

Vágódurbincs (*Gynocephalus cernua* Linnaeus, 1758). RSD-beli előfordulásáról elsőként Horváth (1968b) számolt be, gyakorinak tartva a fajt. Később számos, a mellékág faunakutatásával foglalkozó dolgozat is említi. Felmérésünk alapján a faj ritkának mondható, kevesen mintavételi helyen csekély egyedszámmal tudtuk kimutatni.

Széles durbincs (*Gymnocephalus baloni* Holčík & Hensel, 1974). A mellékágból elsőként Botta és munkatársai (Botta et al. 1984) jelezték egy 1982-es gyűjtésük során, a Kvassay-zsilip alatt. Előfordulását Ugrai és Györe (2007), valamint Györe és munkatársai (2012) is igazolták. Ritka faja a mellékágnak, 2018-ban mindössze három mintavételi helyről került elő néhány példány.

Selymes durbincs (*Gymnocephalus schraetser* Linnaeus, 1758). Az első Duna-ági bizonyító példány Woinarovich 1950-es gyűjtéséből származik (Mihályi 1954). Később csak tényleges kutatási adatokkal nem rendelkező dolgozatokban találkozhatunk a faj nevével. Horváth (1968b) is ritka fajnak tartotta, valószínűsíthető, hogy ma már vendégként sem található meg a mellékágban. 2018-ban a Kvassay-zsilip környékén sem tudtuk igazolni a faj jelenlétét.

Fogassüllő (*Sander lucioperca* Linnaeus, 1758). A faj előfordulásáról csaknem minden közlemény beszámol. Horváth (1968b) zsilipek, hidak, tartások környékén gyakorinak jelezte. Felmérésünk szerint a 2. legnagyobb egyedszámmal előforduló ragadózóhal, a mellékág teljes szakaszán kimutatható, nemcsak a Horváth által említett élőhelyeken, hanem nádasok és gyékényesek szegélyében is.

Kőszüllő (*Sander volgensis* Gmelin, 1788). Első bizonyító példányát Mihályi gyűjtötte 1950-ben (Mihályi 1954). Horváth (1968b) gyakorinak írta, ugyanazon élőhelyeken, mint a fogassüllőt. Mellékági előfordulásáról csaknem minden dolgozat beszámol. Felmérésünk során meglepő módon többnyire növényzettel dúsan benőtt vízterületeken (például taksonyi holtág, szigetcsépi hókony, Kiskunsági főcsatorna előtti szakasz) fogtuk a faj példányait.

Magyar bucó (*Zingel zingel* Linnaeus, 1758). Előfordulásáról mindössze két dolgozat tudósít (NOVUM Kkt. & H-SYSTEM Kft. 2000, Vadadi-Fülöp et al. 2007). A mellékágnak nagyon ritka faunaeleme lehet, alkalmanként kerülhet be a vízterbe a zsilipeken keresztül. Napjainkban nem igazolták jelenlétét.

Német bucó (*Zingel streber*, Siebold, 1758). Elsőként Horváth (1968b) jelzi a mellékágból, nagyon ritkának írva a fajt. Az előfordulását említő két további dolgozat (NOVUM Kkt. & H-SYSTEM Kft. 2000, Vadadi-Fülöp et al. 2007) minden bizonnyal ezt az adatot ismétli. Előfordulásáról az újabb dolgozatokban nem találunk bizonyítékot.

Gobiidae

Folyami géb (*Neogobius fluviatilis* Pallas, 1814). Első előfordulása a NOVUM Kkt. és H-SYSTEM Kft. által készített hatástanulmányból (2000) vált ismertté, ezt az információt ismételték meg Vadai-Fülöp és munkatársai (2007). Konkrét vizsgálatok alapján a faj mellékági elterjedéséről Györe és munkatársai (2012) írtak. 2018-as vizsgálatunk alapján a

faj ritka előfordulása az RSD vízterületén, néhány példányát a felső szakaszon, illetve Ráckeve térségében tudtuk fogni.

Feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus* Pallas, 1814). A faj első példányát 2005-ben egy ismeretlen gyűjtő fogta a mellékágban (Sevcsik & Erős 2008), de előfordulásáról elsőként Ugrai és munkatársai (Ugrai et al. 2007) számoltak be. Az utóbbi években a faj az RSD egyre több szakaszán megjelent (Györe et al. 2012). 2018-as vizsgálatunk is ezt támasztja alá.

Csupasztorkú géb (*Babka gymnotrachelus* Kessler, 1857). A faj mellékági jelenlétéről egy horgásznak a Magyar Haltani Társaság „Mit fogtam?” rovatához intézett érdeklődő levele és fotója alapján van tudomásunk (URL3).

Kessler-géb (*Ponticola kessleri* Günther, 1861). A faj RSD-beli előfordulásáról (békafejű gébként) elsőként a NOVUM Kkt. és H-SYSTEM Kft. által készített hatástanulmány (2000) tesz említést, megjegyezve, hogy a faunaelem teljesen új a mellékág halfaunájára nézve, és terjeszkedőben van. Az újabb dolgozatok ezt igazolták (Halasi-Kovács 2008, Györe et al. 2012). Felmérésünk szerint a faj minden bizonnyal a zsilipeken keresztül jutott a víztérbe, mert a Duna-ág mindkét végén viszonylag nagy egyedszámmal tudtuk kimutatni, azonban a középső szakaszt még nem foglalta el.

Tarka géb (*Proterorhinus semilunaris* Heckel, 1837). A faj mellékági jelenlétéről először Horváth (1968b) számolt be, a szerző nem tartotta gyakori fajnak, még csak szigethalmi populációját említette. Ezt követően csaknem minden szerző felsorolta a fajlistájában. 2018-ban halászataink során a legfelső szakaszon, Szigethalom és Szigetcsép térségében, valamint az alsóbb szakaszokon mutattuk ki kisebb populációit.

További lehetséges előfordulási taxonként említhetők a fehér busa x pettyes busa, illetve a pettyes busa x fehér busa hibridek. Ezenkívül számolni lehet (kell) az amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) megjelenésével is (Takács & Vitál 2012, Tóth 2018).

Értékelés

A Ráckevei (Soroksári)-Duna halfaunája változásának történetisége nehezen követhető nyomon, miután a lezárását megelőző időszakra jellemző faunaelemek listája csak valószínűsíthető lenne pontos szakirodalmi adatok hiányában. Herman (1887) közismert könyvében a Duna „*dereka táján*” topográfiai megjelölés nem azonosítható szakaszt jelöl, így a közölt fajok listája kritikátlanul nem vonatkoztatható a Budapest alatti viszonylag rövid szakaszra. Amennyiben elfogadnánk a fajlistát, olyan fajokat is feltételeznünk kellene a szóban forgó szakaszra, mint például a dunai galóca, a botos kölönte és az alóza (bár utóbbi két fajt Herman is véletlen előfordulásúaknak jelezte). Az 1872-es lezárást követően is csak két faj (angolna, törpeharcsa) sikeres telepítéséről van bizonyosság (Répássy 1902, Nemo 1905). A mellékág két végét elzáró keresztgátak, zsilipek megépítését közvetlenül követő időszak halfauna-változásairól nincs semmilyen adat. Hosszú évek eltelte után Mihályi (1954) is mindössze 19 faj esetében közölt a Duna-ági előfordulásukra vonatkozóan hiteles adatot. 1972 és 2000 között ismét egy olyan hosszú időszak következett, amely során nem született a Duna-ág halfaunáját leíró közlemény.

A fentiekben leírtaknak is köszönhetően több halfaj mellékági előfordulása nem konkrét és célirányos kutatást követően vált ismertté. Ilyen például a dunai ingola, a nyúldomolykó, a balkáni csík, a tuskés pikó és a német bucó. Mind az öt faj esetében olyan közlemény (Vadadi-Fülöp et al. 2007), illetve hatástanulmány (NOVUM Kkt. & H-SYSTEM Kft. 2000) írt jelenlétükről, amelyek azt a közvetlen forrást, amelyből az adatot átvették, nem jelölték meg. Ennek köszönhetően a Horváth (1968b) dolgozatából közismertté vált 41 fajú Duna-ági halfajkészlet minden kutatási előzményt nélkülözve 54 fajúvá vált. A két időpont közötti évek halfaunájáról csak az 1974-1975. években megjelent Duna-ági Híradó című lap és a Tyahun által közölt információk alapján van tudomásunk (Tyahun szóbeli közlése 2020). 2000 és 2020 között azonban már számos szakirodalmi dolgozat, hatástanulmány foglalkozott a mellékág halkészletével, annak változásával.

Az RSD halfajkészletének gazdagodása elsősorban az átgondolatlan honosításoknak, telepítéseknek, illetve a ponto-kaszpikus gébfajok térhódításának, természetes gradációjának köszönhető. Az első telepített halfaj a törpeharcsa volt, ami 1905-ben vált a mellékág faunaelemévé. Az 1950-es években történt telepítések során került a víztérbe a pisztrángsügér. A távol-keleti amur, fehér busa és pettyes busa, valamint nem szándékosan a razbóra pedig az 1970-es években. Az ezüstkárásról egészen 1968-ig nem volt biztos adat (Horváth 1968b). A fekete törpeharcsáról az első konkrét előfordulási adat 2007-ből származik (Ugrai & Györe 2007). A széles durbincs RSD-beli jelenléte korábbra feltételezhető, mint felfedezésének 1982-es időpontja (Botta et al. 1984), hiszen köztudomású, hogy korábban még nem különítették el a vágódurbincstől. Az öt gébfajból elsőként a tarka gébet írták le a mellékág faunaelemeként (Horváth 1968b), majd 2000-ben a folyami géb és a Kessler-géb (NOVUM Kkt. & H-SYSTEM Kft. 2000), 2007-ben a feketeszájú géb (Ugrai & Györe 2007), 2020-ban pedig a csupaszorkú géb vált ismertté (URL3). Az idegenhonos gébek összesített egyedszámáránya a Duna-ág halközösségében 2010-ben még csak 0,34% volt (Györe et al. 2012), ez 2018-ra 0,71%-ra gyarapodott. A növekedés a Kessler-géb állományában volt a legjelentősebb (0,05%→0,46%), ezzel párhuzamosan csökkent a tarka géb populációjának nagysága (0,13%→0,03%). A tarka géb állományosságának fogyatkozását a Duna főágában is megfigyelték (Guti 1997, Molnár & Baska 1998), sőt egyenesen ritkának tartják (Erős et al. 2005), de vannak arról is adatok, hogy számos helyről már eltűnt (Erős et al. 2008). Dombai és munkatársai (2010) ezt a nagyobb testű és agresszív Kessler-géb és feketeszájú géb térhódításával hozták kapcsolatba. Általános tapasztalat, hogy vizeinkben az idegenhonos fajok száma és a halközösségbeli egyedszámárányuk nő (Weiperth et al. 2013, Weiperth et al. 2015), ez a trend az RSD-ben is megfigyelhető.

A halfajkészlet változásainak egyik fontos okozója a keresztgátak megépítése, létezése. Számos olyan reofil faj csak, mint alkalmi vendég fordul elő a lassú vízárámú mellékágban, így például az ingola, kecsge, domolykó, paduc, márna, magyar bucó, német bucó. A vándorlásukban gátolt fajok egy részét már a múlt évszázad közepén is ritkának minősítették (Horváth 1968b), de 2000 utáni előfordulásukra jobbra már nincs is értékelhető adat. A tipikus folyóvízi halak nemcsak az ún. növekedési, de ívási habitatukat sem találják meg, még az RSD főágában sem. A felsorolt fajok kizárólagosan a zsilipkapuk nyitásakor úszhatnak be a mellékágba, de ekkor sem távolodnak el messzire a zsilipektől.

Következtetések

A Ráckevei (Soroksári)-Duna halkészletére vonatkozó adatokat kezdetben szakirodalmi hivatkozások nélküli, illetve múzeumi példányok alapján összeállított fajlistákban lehetett fellelni. Később, a 2000-es években nyomtatásban meg nem jelent hatástanulmányok mellékleteiben bukkanhattunk halfajokat felsoroló táblázatokra. Két dolgozatban (NOVUM Kkt. & H-SYSTEM Kft. 2000, Vadadi-Fülöp et al. 2007) is szereplő 54 halfaunaelem például szóbeli közlések alapján lett összeállítva, több faj esetében a feltételezett előfordulás említése a promontori főág ismert halfaunája alapján történt. A mellékág jelentőségéhez, kiterjedéséhez képest tudományos célú halfaunisztikai felmérés az RSD története során méltatlanul kevés alkalommal történt, ezek jó része is a már említett hatástanulmányok részeként található meg, vagy szakdolgozatokban (Sáfrán 2014, Sarlós 2014). Mindössze hat kutatási felmérés említhető, amelyek eredménye nyomtatásban megjelent (Botta et al. 1984, Udvari et al. 2003, Ugrai & Györe 2007, Györe et al. 2012, Sallai 2014, Udvari et al. 2019a). A dátumokból is világosan kitűnik, hogy az RSD halkészletének változása a korai időszak adathiánya miatt nem követhető pontosan nyomon. Mindez arra hívja fel a figyelmet, hogy vizeink halfaunakutatása fontos feladat kell legyen, azt megfelelő gyakorisággal szükséges végezni, hogy a változásokat és azok okait minden részletre kiterjedően meg lehessen állapítani.

Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönetet nyilvánítanak Dr. Halasi-Kovács Béla, Sallai Zoltán, Dr. Tóth Balázs, Dr. Tyahun Szabolcs kutatóknak, valamint Bérczi Gábor (NOVUM Kkt.) és Dr. Kiss Béla (BioAqua Pro Kft.) ügyvezetőknak a nyomtatásban nem közölt adataik átengedéséért.

Irodalom

- Anonymous 1974. Új lakók a Duna-ágban. *Duna-ági Híradó* 1(3): 12.
- Berényi J. 1974. Tavalyi eredményünk: sok? kevés? kielégítő? *Duna-ági Híradó* 1(2): 4–5.
- Berinkay L. 1972. Magyarország és a szomszédos területek édesvízi halai a Természettudományi Múzeum gyűjteményében. *Vertebrata Hungarica* 13: 3–24.
- Bognár M. 1990. A Ráckevei-(Soroksári)-Duna története és nagy műtárgyai. *Hidrologiai Tájékoztató* 30: 22–23.
- Botta I., Keresztessy K., Pintér K. 1984. Új halfaj vizeinkben: a széles durbincs (*Gymnocephalus baloni*; Holčík és Hensel, 1974). *Halászat* 77: 98–99.
- Dombai B., Sály P., Tóth B., Kiss I. 2010. Gébfajok (*Neogobius spp.*) aljzatfüggő éjszakai eloszlásmintázata a Duna gödi és szentendrei szakaszán. *Pisces Hungarici* 4: 17–25.
- Dövényi Z. 2010. *Magyarország kistájainak katasztere*. Második, átdolgozott és bővített kiadás, MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, pp. 876.
- Erős T., Sevcsik A., Tóth B. 2005. Abundance and night-time habitat use patterns of Ponto-Caspian gobiid species (*Pisces*, Gobiidae) in the littoral zone of the River Danube, Hungary. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 350–357.
- Erős T., Szalóky Z., Sály P. 2015. *Módszertani útmutató a halak élőlénycsoport VKI szerinti gyűjtéséhez és a felszíni vízfolyások halak alapján történő ökológiai állapotminősítéséhez*. MTA Ökológiai Kutatóközpont, Tihany, pp. 36.
- Fejér L. 2001. *Vizeink krónikája*. A magyar vízgazdálkodás története. Vízügyi Múzeum, Levéltár és Könyvgyűjtemény. Budapest, pp. 307.
- Guti G. 1997. A Duna szigetközi szakaszának halfaunája. *Halászat* 90: 129–140.
- Györe K. 1995. *Magyarország természetesvízi halai*. Vizi Természet- és Környezetvédelem 1. Budapest, pp. 339.
- Györe K., Ugrai Z., Csikai Cs. 2012. A Ráckevei Duna-ág halközösségének vizsgálata 2010-ben. *Halászatfejlesztés* 34: 34–48.
- Halasi-Kovács B., Antal L. 2011. Új ponto-kaszpikus gébfaj, kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica* Berg, 1916) a Kárpát-medencében – a terjeszkedés ökológiai kérdései. *Halászat* 104: 120–128.
- Halasi-Kovács B. 2008. A Ráckevei-Duna ökológiai állapotminősítése a 2007. október-december között végzett terepi felmérések alapján. Tanulmány.
- Harka Á. 1997. *Halaink*. Természet- és Környezetvédő Tanárok Egyesülete, Budapest, pp. 175.
- Harka Á., Sallai Z. 2004. *Magyarország halfaunája*. Budapest, pp. 269.
- Herman O. 1887. A magyar halászat könyve I-II. K. M. Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, pp. 860.
- Horváth L. 1960. Ismerkedés a soroksári Dunaág élővilágával. *Búvár* 5: 172–176.
- Horváth L. 1968a. Gondolatok a Soroksári Duna-ág halfaunájáról. *Halászat* 61: 159.
- Horváth L. 1968b. A Soroksári Duna-ág (A természetkedvelők paradicsoma). Ráckevei Járási Füzetek 2, Ráckeve, pp. 46.
- Jakab A. 2005. A Kis-Duna revitalizációja. *ŐKO* 13: 50–68.
- Korpás E. 1934. A Csepel-sziget. *Vízügyi Közlemények* 16: 122–136.
- Kottelat, M., Freyhof, J. 2007. *Handbook of European freshwater fishes*. – Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 646
- Mihályi F. 1954. Revision der Süßwasserfische von Ungarn und der angrenzenden Gebieten in der Sammlung des Ungarischen Naturwissenschaftlichen Museums. *A Magyar Természettudományi Múzeum évkönyve* 5: 433–456.
- Molnár K., Baska F. 1998. Megjegyzések egyes halfajok előfordulási gyakoriságát illetően, a Kessler-géb (*Neogobius kessleri*) tömeges előfordulása kapcsán. *Halászat* 91: 94–96.
- Nemo 1905. Törpeharcsák közvizeinkben. *Halászat* 6: 121–122.
- NOVUM Kkt., H-System Kft. 2000. A Ráckevei (Soroksári) Duna környezeti állapotának felmérése és a tervezett mederkostrások ökológiai, környezetvédelmi hatásai. Előzetes környezeti hatástanulmány. Budapest.
- ŐKO Zrt. 2008. A Ráckevei (Soroksári) – Duna-ág ökológiai állapotának felmérése és értékelése. Budapest.
- Pintér K. 1980. Exotic fishes in Hungarian waters: their importance in fishery utilization of natural water bodies and fish farming. *Fisheries Management* 11: 163–167.
- Répássy M. 1902. Az angolnáról. *Halászat* 3: 93–95.
- Sallai Z. 2014. *Gerincesek, Halak*. In: Haraszthy, L. (ed.) Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, p. 402–467.

- Sevcsik A., Erős T. 2008. A revised catalogue of freshwater fishes of Hungary and the neighbouring countries in the Hungarian Natural History Museum (Pisces). *Annales Historico-Naturales Musei Nationalis Hungarici* 100: 331–383.
- Strömpl G. 1914. Geográfiai példák Budapesten és környékén. *Földrajzi Közlemények* 42: 203–230.
- Szombathy V. 1961. *A Csepel-sziget*. A Pest Megyei Tanács Idegenforgalmi Hivatala, Budapest, pp. 136.
- Takács P., Vitál Z. 2012. Amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) a Duna mentén. *Halászat* 105(4): 16.
- Tóth B. (2003): A Taksonyi hókony halfaunisztikai vizsgálata I. Közép-Duna Völgyi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság, Budapest.
- Tóth B. (2004): A Taksonyi hókony halfaunisztikai vizsgálata II. Közép-Duna Völgyi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság, Budapest.
- Tóth B. 2018. A Turjánvidék halai. In: Korda, M. (ed.) Természetvédelem és kutatás a Turjánvidék északi részén. *Rosalia* 10: 873–892.
- Udvari Zs., Stibinger É., Pekli J., Zellei Á., Keresztessy K., Váradi L. 2003. A pontyállomány természetes szaporodásának lehetőségei a Ráckevei Dunaágon. *Halászatfejlesztés* 28: 123–140.
- Udvari Zs., Ugrai Z., Györe K. 2019a. A Ráckevei (Soroksári)-Dunába vezetett tisztított kommunális szennyvíz hatása a halközösség szerkezetére. *Pisces Hungarici* 13: 101–113.
- Udvari Zs., Ugrai Z., Györe K. 2019b. Ragadozóhal állomány struktúrája a Ráckevei (Soroksári)-Dunában 2018-ban és a 2019. évi hasznosítói intézkedések. XLIII. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, p.16–21.
- Ugrai Z., Györe K. 2007. A Ráckevei-Duna-ág halközösségének felmérése. *Pisces Hungarici* 2: 95–100.
- Vadadi-Fülöp Cs., Mészáros G., Jablonszky Gy., Hufnagel L. 2007. Ecology of the Ráckeve-Soroksár Danube. *Applied Ecology and Environmental Research* 5: 133–163.
- Váradi L. 2003. A pontyállomány természetes szaporodásának vizsgálata a Ráckevei Duna-ágon. SZIE-RDHSZ témabeszámoló, Gödöllő-Ráckeve.
- Vásárhelyi I. 1958. A lápi póc. *Akvárium és Terrárium* 3: 71–73.
- Weiperth A., Staszny Á., Ferincz Á. 2013. Idegenhonos halfajok megjelenése és terjedése a Duna magyarországi szakaszán – Történeti áttekintés. *Pisces Hungarici* 7: 103–112.
- Weiperth A., Tóth B., Sevcsik A., Keresztessy K. 2015. Halfaunisztikai adatgyűjtés a Visegrádi-hegység két patakjában. *Pisces Hungarici* 9: 51–54.
- Wiesinger M. 1956. A lápi póc. *Akvárium és Terrárium* 1: 37–40.
- URL1: http://www.21keruleti-hirhatar.hu/index_cikk.php?hh=a-vad-ozon-lerohant (2020.07.15.)
- URL2: www.fishbase.org/search.php (2020.07.15.)
- URL3: http://haltanitarsasag.hu/mitfogtam_hu.php (2020.07.15.)

Authors:

Zsolt UDVARI (ugyvezeto@rdhsz.hu), Károly GYÖRE (drgyore.karoly@gmail.com)



A Ráckevei (Soroksári)-Duna Molnárszigeti-mellékágának egyik részlete (Györéné Cseres Ildikó felvétele)



The thermal brook Peța (Pece) as shelter for wintering of fish species in lower Crisul Repede (Sebes-Körös) River Basin

A Pece (Peța) termálpatak mint a Sebes-Körös (Crisul Repede) alsó szakaszán élő halfajok téli menedéke

Telcean I. ¹, Cupșa D. ¹, Togor A. ², Drimbea M. ²

¹ University Oradea, Department of Biology, Oradea, Romania

² Anglers Association "Aqua Crisius" Oradea, Romania

Kulcsszavak: Crisul Repede/Sebes-Körös, halfauna, téli élőhely, termálvíz

Keywords: Crisul Repede/Sebes-Körös, ichthyofauna, wintering habitat, thermal water

Abstract

The winter study upon the ichthyofauna from the thermal rivulet Peța located in the lower sector of Crisul Repede has shown the importance of the thermal waters as a shelter for the fish species during the winter. A number of 14 species of fish (most of them belonging to cyprinids) was found during the research in the thermal waters as opposed to the cold waters from the place where that brook drains in the Crisul Repede River, where no fish specimens were found. Some of the species entered in the thermal brook near the place of discharge are considered as refugees for wintering. During the winter, they accept the narrow and shallow water of the thermal brook, where the water temperature remains between 10-12 °C. In this warm water enter even the representatives from the large rivers (*Barbus barbus*, *B. biharicus* and *Chondrostoma nasus*). Together with them enter some limnophil species (*Tinca tinca* and *Rutilus rutilus*). Those observations prove that the wintering in small thermal waters is an option for the species with different ecological requirements.

Kivonat

A Sebes-Körösbe Nagyváradnál/Oradea torkolló Pece/Peța termálpatak téli halfaunáját vizsgálva arra a következtetésre jutottunk, hogy az téli menedéket jelent a Sebes-Körös halai számára. A termálvízű patakban 14 halfajt találtunk (többségük a Cyprinidae családba tartozik), míg a Sebes-Körösnek a patak torkolatához közeli szakaszán, ahol a víz hideg volt, egyetlen faj egyetlen egyedét sem sikerült fognunk. Ebből arra következtetünk, hogy a Körös torkolatközeli halai felúsznak a patakba, melyet téli menedékhelynek tekintenek. A téli hónapokban azok a halfajok is elfogadják a 10–12 °C-os termálpatak keskeny medrét és sekély vizét, amelyek tavasztól ősziig erre nem hajlandóak. Az erősebb sodrást kedvelő márna (*Barbus barbus*), bihari márna (*B. biharicus*) és paduc (*Chondrostoma nasus*) mellett néhány lassabb vizet kedvelő faj, így például a compó (*Tinca tinca*) és a bodorka (*Rutilus rutilus*) is előkerült. A vegyes fajösszetétel bizonyítja, hogy a kicsiny termálpatak különböző ökológiai igényű halfajok számára is telelőlehetőséget kínál.

Introduction

Finding a wintering habitat is important for fish surviving and for reducing their physiological decline in many rivers such those from Crisul Repede/ Sebes-Körös watershed. Suitable wintering habitats for fish have been less surveyed due to difficulties associated with the sampling during the winter season. Such studies were performed on some tiny tributaries with non-thermal water regime and these revealed their importance as shelters for fish wintering (Weber et al 2013, Koizumi et al 2017). Moreover, the researches based on this subject prove that the juvenile (young-of-the year) specimens are taking refuge in that tributary. On opposite of that, the mature adult fishes prefer to spend the winter period in the main channel of the rivers (Koizumi et al 2017).

Naturally, during the harsh winter season many of fish species are occupying the backwaters and river habitats with quiet deep waters which maintain not iced bottoms

(Weber et al. 2013). Those are available for good swimming species as the potamodromous fishes and large size stream-fishes. The fish fauna from Crisul Repede/ Sebes-Körös watershed which includes also that from Peta brook comprises numerous species from this category which belongs mainly to Cyprinidae. These species and their ecology were studied by numerous ichthyologists (Bănărescu 1964, 1981, Bănărescu et al. 1997, Harka 1996, 2006, Telcean and Cupşa, 2007, Györe et al. 2012, 2013). Other researches were focused on both Crisul Repede/ Sebes-Körös and the thermal brook Peta (Telcean and Cupşa 2006, Mag et al. 2008, Telcean and Cupşa 2013). Studies on the reproductive behavior of the endemic species *Scardinius racovitzai* were made under artificial conditions (Crăciun 1997). The ichthyofauna of the thermal brook and the spread of species have been studied (Telcean 1999). They identified a number of 14 species, of which 3 were exotic species. Occasionally, several studies have been done with students interested in the ichthyofauna of the Peta brook. They contributed to the knowledge of the fish species assemblage. However, the wintering behavior of fish species in the Peta thermal stream has remained little known. Given that the Peta stream is unique due to its flowing thermal waters and its natural riverbed, this study was of increasing importance.

Materials and methods

The Peta brook is a small tributary with thermal waters in the lower basin of the C.R. The length of its riverbed is about 15 km and it flows into the Crisul Repede/ Sebes-Körös downstream the city of Oradea. The research was carried out in three sectors of the riverbed located near the place of discharge, then at a distance of 1.7 km and 10 km upstream, respectively (Table 1.). In all these sampling sites the water of the brook is thermal, but its temperature gradually increases towards the upstream sector. This is due to the penetration of hot water through the springs in the riverbed. The substrate of the riverbed is in some places stony with some portions covered with mud. The water flow is slow and relatively uniform.

Table 1. Sampling sites from Peta brook

Sampling sites	Peta 1	Peta 2	Peta 3	Peta 3 (2017)
GPS location upstream site	47°04'15.5"N 21°52'43.2"E	47° 3'22.48"N 21°52'48.83"E	47° 0'18.29"N 21°58'48.66"E	47° 0'18.12"N 21°58'49.13"E
GPS location downstream site	47° 04'20.50"N 21°52'38.23"E	47° 3'25.81"N 21°52'48.91"E	47° 0'20.49"N 21°58'47.13"E	47° 0'21.59"N 21°58'45.45"E
Distances from previous sampling site	-	1.7 Km	10 Km	
Sampling site total length	190 m	115 m	85 m	
Water temperature at study date (05.12.2019)	8,5 °C	10°C	21°C	

The water depth ranged between 0.5 and 1 m across the riverbed that not exceed 3 m in width. Peta 1 is the first sampling site located near the Peta brook shedding mouth in Crisul Repede/ Sebes Körös River. Peta 2 is located at 1.7 km upstream from Peta 1 and distinctively there is a riverbed threshold of 45 cm in height which seems to be limiting for the fish passing upstream. Moreover, the researches based on this subject prove that the juvenile (young-of-the-year) specimens are taking refuge in that tributary and seems to be limited on this area. Peta 3 is located at the shedding mouth of small thermal tributary named Hidisel valley, actually the main source of thermal water that flows in Peta brook after the desiccation of its thermal springs. This sampling site is most upstream the Peta brook shedding in Crisul Repede/ Sebes Körös River.

During the sampling date, the external air temperature was constantly at around -5°C.

Although the fish samples were collected in December 2019, complementary for our study we used also the previous data obtained from the sampling site Peța 3, during the late October 2017. It allows us to compare the number of species with permanent occurrence on that site. The previous data obtained on the occasion of some studies carried out together with the students during the completion of their graduation theses were also useful. These allow us to identify the fish species permanently or occasionally present in this brook.

The fish samples were collected using electro-fishing gear type Samus MP 750 and a supplementary catching net held behind the anode (mesh size 0.5 cm). The sampling methods and procedures were accomplished adopting the standard normative (CEN 2003 Water quality).

The collected fish specimens were identified at the sampling site and immediately released back to the water. The occurrence of species was registered using a voice recorder, and the final counting of specimens was performed after the sampling procedure.

Results

We recorded 14 fish species in Peța brook, along the three sampling sites. The majority of species (12 species) belong to Cyprinidae family and two species to Cobitidae (Table 2.). The occurrence of *Cobitis elongatoides* was recorded only in the source area of the brook where the water is not of a thermal origin. Comparing to the number of fish species recorded in thermal water in cold water of the main channel of Crisul Repede/ Sebes-Körös only two species of Cyprinidae were found (*Alburnus alburnus* and *Squalius cephalus*).

Table 2. Fish species and the sampling sites along the Peța brook

Species	Peța 1 (relative abundance)	Peța 2 (relative abundance)	3 Peța + Hidisel 2019 (relative abundance)	3 Peța + Hidisel 2017 (relative abundance)
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	5.99	65.96	-	-
<i>Alburnus alburnus</i>	69.46	5.36	8.90	29.21
<i>Barbus barbus</i>	-	1	-	-
<i>Barbus biharicus</i>	7.19	-	-	-
<i>Carassius gibelio</i>	-	0.62	8.22	20.54
<i>Chondrostoma nasus</i>	0.60	10.97	0.68	-
<i>Gobio gobio</i>	1.20	1.87	1.37	1.49
<i>Pseudorasbora parva</i>	-	-	6.16	-
<i>Rhodeus amarus</i>	-	2.62	23.29	21.53
<i>Rutilus rutilus</i>	-	1.50	2.05	0.25
<i>Sabanejewia balcanica</i>	2.99	-	-	-
<i>Squalius cephalus</i>	12.57	9.98	49.32	26.98
<i>Tinca tinca</i>	-	0.12	-	-
Total number of species	7	10	8	6
Total number of specimens	167	802	146	404

Fish species and their behavior during the wintering in Peța brook

The species distribution along the thermal brook during the winter suggests several species preferences for thermal water habitats, and also their ability to tolerate the inappropriate conditions in narrow and shallow water. All the fish species remain active during the wintering in this thermal water and occupy a specific biotope with gravels bottom and shallow water along the riverbed (Fig. 1).

According to our results, the fish species can be split into three categories according to their behavior in winter conditions:

Refugee species - the category groups together 4 species with a high relative abundance in Peta brook (Tab. 2). These are commonly good swimmers, *Chondrostoma nasus*, *Squalius cephalus*, *Alburnoides bipunctatus* and *Alburnus alburnus* in which seasonal migration from the main channel of Crisul Repede / Sebes-Körös for wintering has been observed. Together with the adult specimens, a lot of juvenile individuals resulting from the latest reproduction (young of the year) take the refuge for wintering in this water. Most specimens of *Chondrostoma nasus* (93%) captured at Peta 2 sampling site consists of juveniles.

Other two rheophilic potamodromous species that reach the Peta brook during the winter are *Barbus barbus* and *B. biharicus*. Especially *B. barbus* is characteristic for rivers with a wider riverbed and a higher flowing rate. In case of both *Barbus* species, the presence of juveniles and adults was rare.

A special remark deserves the species *Barbus biharicus* which was captured only in the sampling site Peta 1 at a short distance from the shedding of the thermal brook. This fish is characteristic for fast waters with a stony substrate such as those from the hilly sector of Crisul Repede (Antal et al. 2016). Its presence on a gravel dominated substrate at a short distance from the main channel of Crisul Repede / Sebes-Körös River was surprising and meant its recent entry into the thermal water at the study date. This species did not occur on the other sampling sites upstream.

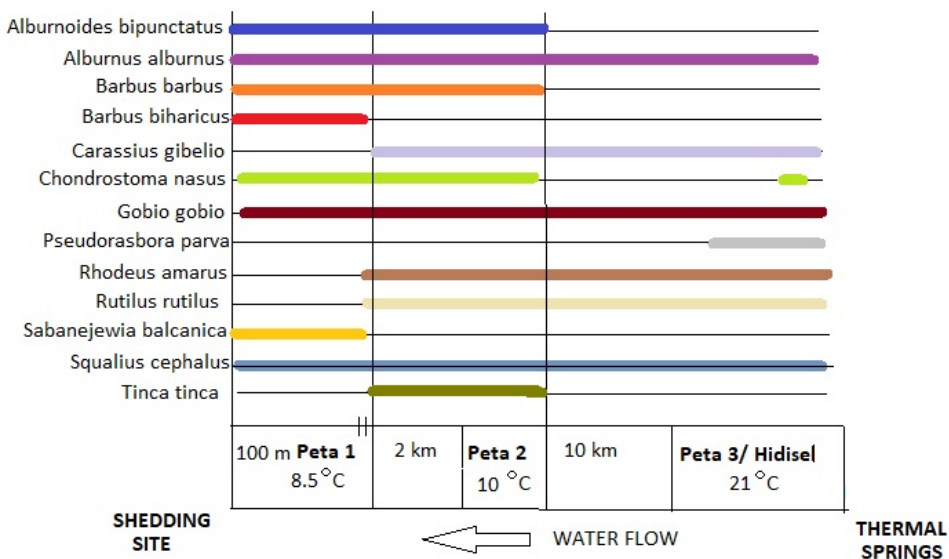


Fig.1. The diagram of species spreading and water temperature along the Peta brook riverbed

Occasional species category which consists from a number of 4 species whose presence has been found in small number (excepting *Rhodeus amarus* which has a grouped distribution). These fish are *Rutilus rutilus*, *Rhodeus amarus*, *Tinca tinca* and *Sabanejewia balcanica* (Tab. 2). They reach the Peta brook also in the other seasons nonspecifically. These species not belongs to the group of “good swimming species” and can be found also in habitats with different conditions from those in the thermal brook.

Common and exotic species - the category groups three species - one native *Gobio gobio*, and two non native (alien) species *Pseudorasbora parva* and *Carassius gibelio*, which are spread along the riverbed according to a presence of their suitable habitats and are also permanent species throughout the year. The two non native species *C. gibelio* and *P. parva* were found mostly at the sampling site Peta 3 at the confluence of Hidisel tributary. The site

is situated more than 10 km upstream from the Peta brook mouth. During the last two years, the abundance of *Carassius gibelio* decreased markedly compared to 2017 data (Table 2.).

Our observations upon the number of fish specimens along the riverbed during the winter showed the maximal agglomeration of individuals on Peta 2 sampling site which is located approximately at 2 km upstream the brook mouth. Here we have identified about 802 specimens belonging to 10 species. The number of species and specimens resembles in the other two sampling points (Peta 1 and 3) where 167 and respectively 146 specimens were identified.

Among the species with the most numerous individuals sampled in Peta 2 are: *Alburnoides bipunctatus* (65,96%), *Chondrostoma nasus* (10,97%), *Squalius cephalus* (9,98%), and *Alburnus alburnus* (5,36%). We mention that *Squalius cephalus* was identified in large number (49,32%) at the sampling site Peta 3 (Table 2.).

Discussion

Out of the total of 14 fish species sampled during the winter in the thermal water of Peta brook, a number of 13 are active throughout this season due to the high water temperature which ranged here 8.5 to 21 °C. An exception is the species *Cobitis elongatoides* from the former thermal lake which is forced to winter in authentically winter conditions after the desiccation of thermal springs.

The large majority of species which migrate in the thermal brook have a large number of individuals and they can be considered as refugees in this habitat for wintering. (4 species including 998 specimens). Along with them are 4 other species with occasional presence (total 76 specimens). This indicates on the one hand the importance of the Peta brook as a natural refuge for the fishes from Crisul Repede/ Sebes-Körös, and on the other hand the important role of thermal habitats for rearing juveniles and especially those in the young of the year category. Previous data on thermal brook species include 2 other species *Perca fluviatilis* and *Ictalurus nebulosus* that were not found during this study.

Regarding the behavior of the species:

- *Squalius cephalus* is the most representative species along this thermal brook and its presence denotes the great ability of this species to adapt to different environmental conditions. However, in the last 2 years there has been registered a slight reduction in the number of specimens in the sampling site Peta 3.

- *Chondrostoma nasus* behaves as immigrant species in the thermal water of the thermal stream. There was recorded a number of 84 juveniles of this species and it find shelter and good feeding conditions during the winter. Mature adults (only 6 specimens identified) leave the thermal habitat with the arrival of spring. This indicates that the Crisul Repede / Sebes-Körös riverbed from the shedding point of the Peta brook together with the lower sector of the proper brook represents an optimal habitat for reproduction of *Chondrostoma nasus*. This species prefers such habitats for breeding and also for rearing juveniles in the early stages of development (Keckeis 2001, Keckeis et al. 1997).

- The small species *Alburnus alburnus* and *Alburnoides bipunctatus* are common in the main channel of Crisul Repede/ Sebes-Körös from where they reach and refuge in winter on the thermal water of Peta. A different situation is observed in the case of representatives of *Barbus* genus that take refuge exclusively in winter in the narrow riverbed of Peta and leave this habitat early in the spring season. These potamodromous and rheophilous species do not spawn in the area with thermal waters.

- Occasional species encountered in the winter season in the thermal water have a patchy distribution, so some such as *Rutilus rutilus*, *Sabanejewia balcanica* and *Tinca tinca* are predominantly distributed in the lower section of the brook at a greater proximity to Crisul Repede/ Sebes-Körös. In contrast, the *Rhodeus amarus* occupies the riverbed in small groups, sometimes spaced apart (Peta 2 and 3). It prefers habitats with shallow waters and sandy or muddy substrate and during the winter it tolerates even the substrate with gravels. Surprisingly, some captured specimens of *Rhodeus amarus* (at Peta 3) had visible specific

characteristics to the reproduction period (color and genital papilla of the female). This phenomenon is probably induced due to the high temperature in the thermal water. We also assume that the transition from the particularly cold water of the river Crisul Repede / Sebes-Körös (5.4°C) to the thermal one (21°C) determines in the case of this species the start of the gonad function (personal observations –not published data).

-The species *Tinca tinca* is an exception for the fishfauna of Peta brook due to its rarity. The only specimen was captured at the Peta 2 sampling site and probably it comes from Crisul Repede/ Sebes-Körös. Also, the species *Sabanejewia balcanica*, which was found only on a short stretch of the gravel covered riverbed near the brook shedding, belongs in the fish fauna of Crisul Repede/ Sebes-Körös.

Regarding to species spreading and their number:

Fish species occupy the riverbed differently, according to their affinities for certain conditions in the local biotope (Fig. 1). Our data reveals that only about half of the species we identify are found throughout the riverbed where the suitable conditions are finding. Those species that spreads along the entire brook are *Alburnus alburnus*, *Carassius gibelio*, *Gobio gobio*, *Rhodeus amarus*, *Rutilus rutilus* and *Squalius cephalus*. The other species (*Alburnoides bipunctatus*, *Barbus barbatus*, *B. biharicus*, *Chondrostoma nasus*, *Sabanejewia balcanica* and *Tinca tinca*) are found only on the last about 2 km of the brook channel (sampling site Peta 1 and Peta 2). Their presence in lower sector is correlated with the connection of Crisul Repede / Sebes-Körös River where they are originated from.

References

- Antal L., László B., Kotlík P., Mozsár A., Czeglédi I., Oldal M., Kemenesi G., Jakab F., Nagy S. A. (2016): Phylogenetic evidence for a new species of *Barbus* in the Danube River basin. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 96: 187–194.
- Bănărescu P. (1964): *Fauna R. P. R. 13. Pisces – Osteichthyes*. Academiei Republicii Populare Romine, București, p 959.
- Bănărescu P. (1981): Ihtiofauna Crișurilor în cadrul general al ihtiofaunei bazinului Dunării. (The fish fauna of the Criș Rivers within the general framework of the Danube basin fish fauna). *Nymphaea-Folia Naturae Bihariae* 8–9: 475–481.
- Bănărescu P., Telcean I., Bacalu P., Harka Á., Wilhelm S. (1997): The fish fauna of the Criș/Körös rivers. In Hamar, J., Sarkany-Kiss, A. (eds.): *The Criș/Körös Rivers Valleys. Tiscia monograph series*. Szolnok-Szeged-Tg. Mureș : 301–325.
- Crăciun N. (1997): Ethological researches on *Scardinius racovitzai* from the thermal lake 1 Mai – Oradea. *Analele Universității București, Biologie* 46: 31–40.
- Györe K., Józsa V., Cupsa D., Fodor A., Bíró J., Petrehele A., Petrus A., Jakabné Sándor Zs., Gyöngyösiné Papp Zs. (2012): A Körös-Berettyó vízrendszérének halfaunisztikai vizsgálata (Fish faunal studies in the Körös-Berettyó river system). *Pisces Hungarici* 6: 59–69.
- Györe K., Józsa V., Lengyel P., Gál D. (2013): Fish faunal studies in the Körös river system. *AACL Bioflux* 6/1: 34–41.
- Harka Á. (1996): A Körösök halai. *Halászat* 89/4: 144–148.
- Harka Á. (2006): Changes in the fish fauna of the River Tisza. – *Tiscia* 35: 65–72.
- Keckeis H., Winkler G., Flore L., Rekendorfer W., Schiemer F. (1997): Spatial and seasonal characteristics of 0+ fish nursery habitats of nase *Chondrostoma nasus* in the river Danube Austria. *Folia Zoologica* 46 (1): 133–150.
- Keckeis H. (2001): Influence of river morphology and current velocity conditions on spawning site selection of *Chondrostoma nasus* (L.). *Archiv für hydrobiologie Supplement band. Largerivers* 12/2–4: 341–356.
- Koizumi I., Tanaka Y., Kanazawa Y. (2017) Mass immigration of juvenile fishes into a small, once-dried tributary demonstrates the importance of remnant tributaries as wintering habitats. *Ichthyological Researches* 64 : 353–356.
- Mag V., Bud I., Carsai C., (2008): Specii ornamentale de pesti resălbăticită în Lacul Petea de la Băile 1 Mai. *Neobiota din Romania*: 184–195.
- Telcean I. (1999): Ihtiofauna râului Peța și a lacului termal de la Băile Episcopopești. In Sarkany-Kiss, E., Sârbu, I., Kalivoda, B. (eds.): *A Körös-Medence folyóvölgyeinek természeti állapota (Starea naturală a văilor din Bazinul Crișurilor)*. Szolnok – Târgu-Mureș : 229–233.
- Telcean I., Cupsa D. (2006): Püspököfürdő endemikus hala a Racovitzza-kele (*Scardinius racovitzai*). *Halászat* 99/4: 135.
- Telcean I., Cupsa D. (2007): The influence of the habitats upon the fish fauna of the lower sector of Crisuri Rivers (North-Western Romania). *Pisces Hungarici* 2: 31–39.

Telcean I. C., Cupşa D., (2013) The drastic decline of fish fauna in the thermal lake of "Baile 1 Mai" (Baile Episcopale, Bihor County, Romania), *Pisces Hungarici* 7: 141–142.
Weber C., Nilsson C., Lind L., Alfredsen K. T., Polvi L. E. (2013); Winter disturbances and riverine fish in temperate and cold regions. *BioScience* 63: 199–210.
CEN document, (2003): Water quality – Sampling of fish with electricity CEN/TC 230, Ref No.EN 14011: E. : 16.

Authors:

Ilie C. TELCEAN (itelcean@gmail.com), Diana CUPŞA (cupsa2007@yahoo.com), Andrei TOGOR (andreitogor@yahoo.com), Marcus DRIMBEA (marcusdrimbea.md@gmail.com)



Decemberben fogott, szaporodásra felkészült szivárványos öklék (hím és nőstény). Szaporodási időszak alatt a hímek orrtájéka jellegzetes sajátosságot mutat. (Fotó: A. Togor)

Specimens of Rhodeus amarus (male and female) ready to spawn in December. The muzzle of male with distinctive specific characteristics to the reproduction period. (Photo: A. Togor)



A Pece (Peța) termálpatak torkolati szakasza (Fotó: A. Togor)
Estuary section of the thermal brook Peța (Pece) (Photo: A. Togor)

Beszámoló a Magyar Haltani Társaság 2019. évi működéséről

Tagságunk taglétszáma az év során négy fővel gyarapodott, így a létszám 135-re nőtt. Ebből a szavazati joggal bíró rendes tagok száma 124, a pártoló tagoké 11. Működésünk anyagi, tárgyi és személyi feltételei ebben az évben is biztosítva voltak, az egyesületi feladatokat minden tagunk önkéntesen, úgyszeretéből, díjazás és költségtérítés nélkül látta el.

Január elsején az „év hala” választás eredményének közzétételével kezdtük tevékenységünket. Sajtóközleményünk most is jelentős érdeklődést váltott ki, az elektronikus és a nyomtatott sajtóban egyaránt számos cikk foglalkozott az Év hala címet elnyert vörösszárnyú keszeggel. A felkeltett érdeklődés eredményeként több rádió- és tévériport mellett kisebb-nagyobb cikkeiben a nyomtatott sajtó is népszerűsítette akciónkat.

Március 20-án, a halak napja általunk szervezett tiszafüredi ünnepségén társaságunk képviselőjében Dr. Nagy Sándor Alex *Melegedő klíma – kihívások a hal- és halászatbiológiában* című ppt-előadása és a Szendőfi Balázs Tisza-tóról készülő természetfilmjéből bemutatott ízelítő egyaránt nagy sikert aratott.

Szepesi Zsolt kollégánk segítségével idejében elkészült a beszámoló társaságunk előző évi tevékenységéről és gazdálkodásáról, amelyet a 2019-es évre vonatkozó tervvel együtt az egyesület közgyűlése határidőre elfogadott, majd a honlapunkra is felkerült.

Ismeretterjesztő tevékenységünket az interneten – az új év halának bemutatásával – már január elsején megkezdtük, és ezt folytattuk a Természetbúvárban, az Élet és Tudományban, a Honismeretben, a Magyar Horgászban és a Halászatban közölt cikkeinkkel, valamint a személyes kapcsolatok kiépítését is lehetővé tevő ppt-előadásokkal.

Egy, az év élőlényeit bemutató szabadtéri rendezvényen is részt vettünk, melyet a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület szervezett a madarak és fák napja alkalmából. Helyszíne a budai Jókai-kert volt, több mint 300 látogató kereste fel standunkat, ahol az év hala mellett sok, más vízi élőlényrel is megismerkedhetett Dr. Tóth Balázs kollégánk gondosságának köszönhetően.

Társaságunk a Debreceni Egyetem MÉK Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszékével együttműködve március 21–22-én sikeres konferenciát rendezett Debrecenben, az agráregyetem épületében. Az első napon a kutatók 20 előadás és 5 poszterbemutató keretében számoltak be az utóbbi idők kutatási eredményeiről, a második napon pedig 8 előadást követően vitafórumra került sor, melynek témája: Hogyan lehetne növelni és változatosabbá tenni a halivadék-állományt természetes vizeinkben? A kétnapos konferencia helyszíni lebonyolításának kitűnő megszervezéséért ehelyütt is köszönetet mondunk Dr. Juhász Lajos alelnökünknek és csapatának.

Az előadások anyagából 12 dolgozat készült, amelyek a lektorok véleményezését követően a Pisces Hungarici 13. kötetében jelentek meg. A színesben nyomott, szép megjelenésű kötetet – a korábbi évek gyakorlatának megfelelően – tagjaink mellett a partnereink részére is díjtanul juttattuk el.

A civilszervezetek egyikeként ebben az évben is partnerként álltunk rendelkezésére az Agrárminisztériumnak, amely október 7-én négy évre szóló új megállapodást kötött társaságunkkal. A halakkal kapcsolatos jogszabályok előkészítése és értékelése ügyében a fő segítséget Udvari Zsolt szakismerete jelenti számunkra, aki vállalta, hogy megbízottként a jövőben is ellátja ezt a feladatot.

Elsősorban Nyeste Krisztiánnak és Somogyi Dórának köszönhetően az év során zavartalanul működött a honlapunk és a Facebook-oldalunk, sőt a látogatottságuk is tovább nőtt. Ez elsősorban az egész éven át folyamatosan megújuló „Mit fogtam?” és „Rejtvény” rovatnak köszönhető, októbertől év végéig azonban a Dr. Antal László által gondozott, az „év hala” szavazatokat fogadó oldalunk vonzotta a legtöbb látogatót.

Végül megköszönöm társaságunk pártoló és rendes tagjainak, hogy tagdíjukkal, munkájukkal, a rendezvényeinken való aktív részvételükkel elősegítették szervezetünk sikeres működését.

Dr. Harka Ákos elnök



A XV. Magyar Haltani Konferencia megnyitása



Figyelmes résztvevők a debreceni agráregyetem épületében megrendezett konferencián

Útmutató a Pisces Hungarici szerzői számára

(mintaként a Pisces Hungarici legutóbbi kötete szolgál)

Bővebb tájékoztató itt érhető el: http://haltanitarsasag.hu/pisceshungarici_hu.php

Formai előírások

A maximálisan 10 oldalas dolgozatokat **doc** (ne docx) formátumban, **B5-ös oldalbeállítással, mindenütt 2,5 cm margóval** készítsük, **Cambria** betűtípussal, **szimpla** sorközzel. **A Tab és a Caps Lock billentyűt ne használjuk!**

A dolgozat felépítése

Cím. Magyar és angol nyelven is kérjük megadni a dolgozat legelején. (12-es félkövér betűk, **kisbetűs írásmód**, balra igazítva, a **cím fölött hagyjunk 6 üres sort**)

Szerző(k). A családnevet kiírjuk, az egyéni névnek csak a kezdőbetűjét adjuk meg. Társszerzőként csak olyan személy neve tüntethető fel, aki ehhez hozzájárult. (KISKAPITÁLIS betűk, 12-es betűméret, balra igazítva)

A nevek alatt a munkahelyet vagy a postacímet adjuk meg (9,5-es betűméret, szintén balra igazítva, dőlt betűkkel).

Kulcsszavak. Legfeljebb **5 olyan szó** vagy kifejezés, amely **a címben nem szerepel**. (9,5-es betűméret, balra igazítva)

Keywords. A kulcsszavak angolul. (9,5-es betűméret, balra igazítva)

Abstract

Angol nyelven foglalja össze, hogy mikor, hol, mit vizsgált a szerző, mutassa be a legfontosabb eredményeket és következtetéseket. (8-as betűméret)

Kivonat

Az Abstract magyar nyelven. Csak az angol nyelvű cikkekhez kötelező. Az Abstract és a Kivonat együtt sem lehet több annál, mint amennyi **ráfér az első oldalra**. (8-as betűméret)

Javasolt alcímek a magyar, illetve angol nyelvű dolgozatokban (félkövér betűk, 9,5-es betűméret).

Bevezetés vagy Introduction

Anyag és módszer vagy Material and methods

Eredmények vagy Results

Értékelés vagy Discussion

Rövid közlemény (maximum 4 oldal) és áttekintő cikk (review) esetén eltérő lehet a tagolás.

Szöveg. A betűméret 9,5 pontos legyen. A szöveges részben a bekezdések első sorának behúzása 0,5 cm (**se Tab, se szóköz billentyűt ne használjunk e célra**), az irodalomjegyzékben a függőbehúzás értékét állítsuk be 0,5 centiméterre.

Szövegközi hivatkozás: Tóth (1998) vagy (Tóth 1998), illetve Tóth (1998, 1999), két szerző esetén Tóth, Szabó (2009) vagy Tóth & Szabó (2009), kettőnél több szerző esetén Tóth és munkatársai (2009), Tóth és mtsi. (2009) vagy (Tóth et al. 2009) formában történjék.

Ha a zárójelen belül több szerzőnek több munkáját is idézzük, akkor a (Tóth 1999, 2001, Szabó 2002) vagy a (Tóth 1999, 2001; Szabó 2002) forma alkalmazható.

Ha ugyanazon szerző(k) egyazon évben megjelent több cikkére is hivatkozunk, akkor betűkkel különböztetjük meg azokat egymástól, például: Tóth (1998a), Tóth (1999b,c). A Tóth (in print) jelölés csak a már közlésre elfogadott, tényleges nyomdai előkészítés alatt álló munkák esetében használható.

Szerző, cím és évszám nélküli internetes anyag esetén a hivatkozás: URL1, URL2 stb.

Ábrák és táblázatok. Ugyancsak **doc formátumban** kell beilleszteni a szöveg megfelelő helyére. **Az ábrák címét az ábra alá, a táblázatokét a táblázat fölé** írjuk. Magyar nyelvű dolgozatokban az ábrák, táblázatok címét és feliratait **angolul is** fel kell tüntetni. Az eredeti, minimum 300 dpi felbontású ábrákat és képeket is csatolni kell a kézírathoz.

Köszönetnyilvánítás vagy Acknowledgement

Legfeljebb 5 sor (8-as betűméret).

Irodalom vagy References

Az irodalomjegyzékben kizárólag nyomtatásban vagy elektronikus úton publikált dolgozatok szerepelhetnek. Közülük is csak azok, amelyekre a dolgozat szövegében hivatkozunk. Az idézett munkák szoros ábécérendben, ezen belül időrendben, sorszámozás nélkül kövessék egymást. (8-as betűméret, 0,5 cm függőbehúzás)

Külföldi szerzők esetén a családnév után tegyünk vesszőt, majd ezt kövesse az egyedi név kezdőbetűje. **Magyar szerzők esetén a családnév után ne tegyünk vesszőt.**

Minden tételnek azt a részét kell dőlt betűvel kiemelni, amelyen a könyvtárban vagy az internetes adatbázisban nyilvántartják. Tehát könyvek és alkalmi kiadványok esetében a kötet címe legyen *dőlt* betűs, folyóiratban megjelent cikkek esetében pedig a periodika neve. A folyóiratoknak a teljes nevét írjuk ki, az oldalszámok közé pedig nagyköttőjelet (-) tegyünk (8-as betűméret).

Mintaként a továbbiak szolgálnak.

Tudományos közlemény (tanulmánykötetből, folyóiratból):

Bănărescu, P. M., Telcean, I., Bacalu, P., Harka Á., Wilhelm S. (1997): The fish fauna of the Cris/Körös river basin. In Sárkány-Kiss, A., Hamar, J. (ed.): *The Cris/Körös Rivers Valleys*. Szolnok–Szeged–Târgu Mures, 301–325.

Guti G., Erős T., Szalóky Z., Tóth B. (2003): A kerekfejű géb, a *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811) megjelenése a Duna magyarországi szakaszán. *Halászat* 96/3: 116–119.

Juhász L., Sallai Z. (2001): A Dél-Nyírség halfaunája. *A debreceni Déri Múzeum évkönyve, 2000–2001*, 17–45.

Könyv:

Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája. Képes határozó és elterjedési tájékoztató*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, 269 p.

Könyvrészlet:

Bíró P. (1999): *Ctenopharyngodon idella* (Cuvier and Valenciennes, 1844). In Bănărescu P. (ed.): *The Freshwater Fishes of Europe*, Vol. 5/I, Cyprinidae 2/I. AULA-Verlag, Wiebelsheim, 305–343.

Internetről letölthető anyag:

Halasi-Kovács B. (2005): Ecological Survey of Surface Waters, Hungary, BQE: Fish. www.eu-wfd.info/ecosurv/presentations/eloadas_HKB%20res.pdf

Ha szerző, esetleg cím sincs megadva:

URL1: www.fishbase.org (zárójelben a letöltés dátuma)

URL2: www.edkvtf.zoldhatosag.hu/tartalom/vizved/w_felszini.html-30k

Kézirat, szakdolgozat, disszertáció, kutatói jelentés:

A szerző nevének és esetleg a dolgozat címének vagy témájának az említésével hivatkozhatunk rá a szöveges részben, de az irodalomjegyzékben csak nyomtatásban vagy elektronikus úton publikált dolgozatok szerepelhetnek.

A dolgozat legvégén

Author(s): Balra igazított alcím alatt adjuk meg a szerző(k) teljes nevét az angol nyelvhasználat szerinti sorrendben (a családnévet KISKAPITÁLISSAL), továbbá zárójelben legalább egy, maximum 3 e-mail címet. (8-as betűméret, dőlt betűk)

A kéziratok benyújtása

Az ábrákat és táblázatokat is tartalmazó kéziratot a kívánt formába tördelve, **egyetlen doc** (ne docx) **fájlban** kérjük beküldeni a szerkesztő címére (Harka Ákos: harkaa2@gmail.com).

Készült 300 példányban
Kreatív Fókusz Nyomdaipari Kft., Diósd, Ipar u. 11.
Ügyvezető: Sztasák Árpád